

ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการ  
โคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต  
สาขาวิชาวิศวกรรมระบบอุตสาหกรรมและสิ่งแวดล้อม  
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี  
ปีการศึกษา 2566

EFFICIENCY OF MICROPLASTICS REMOVAL USING  
COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS



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 2023

ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการ  
โคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้นำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตาม  
หลักสูตรปริญญาโทบริหารบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



(รองศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร)  
ประธานกรรมการ



(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรียา ยิ้มรัตนบวร)  
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์



(อาจารย์ ดร.สุพรรณณี จันทร์ภิรมณ์)  
กรรมการ



(ดร.เกศินี เหมวิเชียร)  
กรรมการ



(รองศาสตราจารย์ ดร.ยุพาพร รักสกุลพิวัฒน์)  
รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการและประกันคุณภาพ



(รองศาสตราจารย์ ดร.พรศิริ จงกล)  
คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

กาญจน์ กาญจนพุดพิงศ์ : ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการ  
โคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชัน (EFFICIENCY OF MICROPLASTICS REMOVAL USING  
COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS)

อาจารย์ที่ปรึกษา: ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรียา ยัมรัตน์บวร, 191 หน้า.

คำสำคัญ : ไมโครพลาสติก, โคแอกกูเลชัน, พอลิโพรพิลีน, พอลิเอทิลีน, พอลิสไตรีน

ปัจจุบันมีการใช้พลาสติกเป็นวัสดุบรรจุภัณฑ์เป็นจำนวนมาก หากมีการจัดการที่ไม่ถูกต้องจะส่งผลทำให้ขยะพลาสติกปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อมโดยเฉพาะแหล่งน้ำต่าง ๆ เมื่อเกิดการแตกหักหรือสึกกร่อนกลายเป็นไมโครพลาสติก (Microplastics) ทำให้เกิดการปนเปื้อนในแหล่งน้ำดิบ ซึ่งเมื่อนำไปผลิตน้ำประปา จึงมีโอกาสพบการปนเปื้อนในน้ำประปา จึงมีการนำเทคโนโลยีต่าง ๆ เพื่อใช้ในการกำจัดไมโครพลาสติก ได้แก่ กระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชัน ซึ่งเป็นเทคโนโลยีที่ง่ายต่อการดูแล มีค่าใช้จ่ายต่ำและเป็นกระบวนการที่นิยมใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปา ดังนั้น งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและปัจจัยที่มีผลในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชัน และศึกษาโครงสร้างกายภาพและเคมีของตะกอนไมโครพลาสติก ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนและพอลิเอทิลีนมีประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุดร้อยละ 24.86 และ 25.19 ตามลำดับ ที่สภาวะความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L ความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L และที่สภาวะความเป็นกรด-ด่างเริ่มต้น เท่ากับ 9 และประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนสูงสุดร้อยละ 28.59 ที่สภาวะความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L ความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L และที่สภาวะความเป็นกรด-ด่างเริ่มต้น เท่ากับ 9 และจากผลการศึกษาพบว่าเมื่อไมโครพลาสติกมีขนาดและน้ำหนักเพิ่มมากขึ้นจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชันมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น โดยพบว่า ไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน, พอลิเอทิลีน และพอลิสไตรีน มีประสิทธิภาพสูงสุดร้อยละ 32.56, 34.12, และ 35.63 ตามลำดับ และผลการศึกษาโครงสร้างกายภาพและเคมีของตะกอนไมโครพลาสติกพบว่า ไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน พอลิเอทิลีน และพอลิสไตรีน หลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชัน มีศักย์ซีตาเป็นบวก อยู่ในช่วง 3.69-12.60 และจากผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง FTIR พบหมู่ฟังก์ชัน Al-O, C=O, และ OH<sup>-</sup> และพื้นผิวมีลักษณะเรียบเนียนและเกิดอนุภาคขนาดเล็กจำนวนมากที่พื้นผิวของไมโครพลาสติกซึ่งบ่งบอกถึงกลไกการดูดซับ ผลการศึกษาสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการกำจัดไมโครพลาสติกในกระบวนการผลิตน้ำประปา

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม  
ปีการศึกษา 2566

ลายมือชื่อนักศึกษา.....  
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา.....



KAN KANJANAPRUTHIPONG : EFFICIENCY OF MICROPLASTICS REMOVAL USING  
COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS

THESIS ADVISOR : ASST. PROF. DR. JAREEYA YIMRATTANABOVORN, 191 PP.

Keywords: Microplastics, Coagulation, Polypropylene, Polyethylene, Polystyrene

Plastic is now extensively used as a packaging material. Improper disposal of plastic waste pollutes the environment, breaking down into microplastics that contaminate the raw water sources used to generate tap water. Various technologies have been developed to remove microplastics from tap water including coagulation-flocculation. This method is simple to operate, cost-effective, and does not cause water pollution. This research studied the efficiency and factors influencing the removal of microplastics from tap water by the coagulation-flocculation process. The physical and chemical structures of microplastics were examined after treatment. Results indicated that polypropylene and polyethylene microplastics gave the highest removal efficiencies of 24.86% and 25.19%, respectively under an initial PAC concentration of 100 mg/L, initial anion polymer concentration of 14 mg/L, and initial pH level of 9. Polystyrene microplastics had a removal efficiency of 28.59% under an initial PAC concentration of 100 mg/L, initial anion polymer concentration of 12 mg/L, and initial pH level of 9. Increasing particle weight and size enhanced the removal efficiencies of polypropylene, polyethylene, and polystyrene microplastics, achieving removal rates of 32.56%, 34.12%, and 35.63%, respectively. Following coagulation-flocculation treatment, the microplastics exhibited positive zeta potentials ranging from 3.69 to 12.60. FTIR analysis identified Al-O, C=O, and OH<sup>-</sup> functional groups. The microplastic surfaces became smooth, with many small particles indicating an adsorption mechanism. Results indicated that coagulation-flocculation treatment can be applied to remove microplastics in water supply systems.

School of Environmental Engineering  
Academic Year 2023

Student's Signature .....<sup>Kan</sup>  
Advisor's Signature .....<sup>Q</sup>

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี เนื่องจากได้รับความช่วยเหลืออย่างยิ่ง ทั้งด้านวิชาการและการดำเนินการวิจัย จากบุคคลและหน่วยงานต่าง ๆ ได้แก่

ขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรียา ยี่มรัตน์บวร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาดูแลเอาใจใส่ ให้ความรู้คำปรึกษา และคำแนะนำ ตลอดจนแนวทางในการแก้ไขปัญหาอันเป็นประโยชน์ทำให้งานวิจัยนี้เสร็จลุล่วงไปด้วยดี

ขอขอบพระคุณรองศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ ดร.สุพรรณิ จันทร์ภิรมณ์ และ ดร.เกศินี เหมวิเชียร ที่สละเวลาอันมีค่ามาเป็นกรรมการในการสอบวิทยานิพนธ์ และให้ความกรุณาในการแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และดร.ศิริวรรณ ณะวงษ์ นักวิทยาศาสตร์ระบบลำเลียงแสง สถาบันวิจัยแสงซินโครตรอน มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และเจ้าหน้าที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี ที่ได้ให้การช่วยเหลือด้านการดำเนินงานวิจัยได้อย่างดียิ่ง และขอขอบพระคุณ บริษัท KITTISIT ENTERPRISE ที่สนับสนุนผลการทดลอง

ขอขอบพระคุณมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่เป็นแหล่งบ่มเพาะให้การศึกษาและให้ทุนการศึกษาในการศึกษาระดับบัณฑิตศึกษา

สุดท้ายนี้ ขอกราบขอบพระคุณ ศาสตราจารย์ ดร.จีระชัย กาญจนพถมิพงศ์ และนางวนิดา กาญจนพถมิพงศ์ ซึ่งเป็นบิดาและมารดา ที่อบรมเลี้ยงดู ส่งเสริมการศึกษา และสนับสนุนด้านการเงินในการศึกษามาโดยตลอดระยะเวลา 2 ปี และขอขอบคุณ ดร.วัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์ ที่คอยแนะนำแนวทางการทำงานจนบรรลุผลสำเร็จ ตลอดจนขอบคุณพี่ น้อง บัณฑิตวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกคนที่เป็นที่ปรึกษา และให้กำลังใจเสมอมาจนทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จ

กาญจน์ กาญจนพถมิพงศ์

# สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ข
กิตติกรรมประกาศ.....	ค
สารบัญ.....	ง
สารบัญตาราง.....	ช
สารบัญรูป.....	ญ
<b>บทที่</b>	
<b>1 บทนำ.....</b>	<b>1</b>
1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	3
1.3 ขอบเขตในการศึกษา.....	3
1.4 สมมติฐานของงานวิจัย.....	3
1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
<b>2 ปรัชญาวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....</b>	<b>5</b>
2.1 ไมโครพลาสติก (Microplastics).....	5
2.1.1 ประเภทของไมโครพลาสติก.....	5
2.1.2 แหล่งที่เกิดการปนเปื้อนไมโครพลาสติก.....	6
2.1.3 ชนิดของไมโครพลาสติก.....	12
2.1.4 ผลกระทบของไมโครพลาสติก.....	21
2.1.5 สถานการณ์ของไมโครพลาสติก.....	24
2.2 เทคโนโลยีที่ใช้ในกระบวนการบำบัด.....	25
2.2.1 เทคโนโลยีการบำบัดด้วยโอโซน.....	25
2.2.2 เทคโนโลยีการใช้คลอรีน.....	25
2.2.3 เทคโนโลยีเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน.....	30
2.2.4 เทคโนโลยี Advanced Oxidation Process.....	30
2.2.5 เทคโนโลยี Membrane Filtration.....	30
2.2.6 เทคโนโลยีการบำบัดน้ำด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্ল็อกคูเลชัน.....	32
2.3 เทคโนโลยีการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্ল็อกคูเลชัน.....	33
2.3.1 หลักการสร้างและรวมตะกอน.....	33

## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า	
2.3.2	สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการสร้างและรวมตะกอน.....	34
2.3.3	ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการสร้างและรวมตะกอน.....	36
2.4	วิธีการตรวจวิเคราะห์ไมโครพลาสติก.....	38
2.4.1	เทคนิคฟูเรียร์ทรานส์ฟอร์มอินฟราเรดสเปกโตรสโคปี.....	38
2.4.2	กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด.....	38
2.4.3	เครื่องเอ็กซ์เรย์ฟลูออเรสเซนซ์แบบกระจายความยาวคลื่น.....	38
2.4.4	เครื่องวิเคราะห์การเลี้ยวเบนของรังสีเอ็กซ์.....	39
2.4.5	เครื่องวัดการดูดกลืนแสง.....	39
2.4.6	เครื่องวัดค่าแสงที่กระจายออกมาจากการสั่นของอนุภาค.....	39
2.4.7	เครื่องวัดค่าการกระจายแสงอย่างต่อเนื่อง.....	40
2.4.8	เครื่องวิเคราะห์การกระจายขนาดอนุภาคแบบเรียลไทม์.....	40
2.4.9	เครื่องวิเคราะห์ขนาดอนุภาค.....	40
2.4.10	เครื่องวิเคราะห์ขนาดและรูปร่างของอนุภาค.....	41
2.4.11	เครื่องวิเคราะห์ขนาดอนุภาคของสสารในระดับนาโนเมตรและคีย์ซีต้า.....	41
2.5	งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	42
2.5.1	ไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งน้ำผิวดิน.....	42
2.5.2	เทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน.....	43
2.5.3	การวิเคราะห์ไมโครพลาสติก.....	44
3	วิธีดำเนินงานวิจัย.....	46
3.1	สถานที่ทำการวิจัย.....	46
3.2	ระยะเวลาทำการศึกษาวิจัย.....	46
3.3	วิธีการศึกษาวิจัย.....	46
3.3.1	การเตรียมตัวอย่างไมโครพลาสติก.....	46
3.3.2	การตรวจวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและเคมีของตัวอย่าง ไมโครพลาสติก.....	51
3.3.3	ชุดการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน.....	57
3.3.4	ชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการศึกษา.....	58
3.3.5	ขั้นตอนการศึกษาระบบการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน.....	59
3.3.6	การศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของไมโครพลาสติก.....	66
3.3.7	วิธีการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติก.....	66

## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

3.3.8	การคำนวณค่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการ โคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน.....	67
4	ผลการศึกษา.....	69
4.1	ผลการศึกษาขนาดและรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติก.....	69
4.1.1	ผลการศึกษาขนาดตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Laser particle size.....	69
4.1.2	ผลการศึกษารูปร่างตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ RODOS.....	75
4.1.3	ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างอสังฐานตัวอย่างไมโครพลาสติก.....	81
4.2	ผลการศึกษาลักษณะของตัวอย่างไมโครพลาสติกทั้ง 3 ขนาด (MP-16, MP-40, MP-60).....	83
4.2.1	ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp).....	84
4.2.2	ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe).....	84
4.2.3	ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps).....	89
4.3	ผลการศึกษาลักษณะสมบัติทางเคมีของตัวอย่างไมโครพลาสติก.....	91
4.3.1	ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าที่ผิวของไมโครพลาสติก.....	91
4.3.2	ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก.....	91
4.4	ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการ การโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน.....	99
4.4.1	ผลการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสม.....	99
4.4.2	ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่เหมาะสม.....	102
4.4.3	ผลการศึกษาความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสม.....	105
4.5	ผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....	112
4.6	ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....	114
4.7	ผลการศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติก ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน.....	118
4.7.1	ผลการศึกษาศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติก.....	119
4.7.2	ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก.....	120
4.7.3	ผลการศึกษาอสังฐานวิทยาของไมโครพลาสติก.....	130
4.8	การประยุกต์ใช้ในงานด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม.....	135

## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
5 สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ.....	137
5.1 ผลการศึกษาไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্ল็อกคูเลชัน.....	137
5.1.1 การศึกษาขนาดและรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติก.....	137
5.1.2 การศึกษาลักษณะสมบัติทางเคมีของตัวอย่างไมโครพลาสติก.....	137
5.2 ผลการศึกษาลักษณะสมบัติทางเคมีของตัวอย่างไมโครพลาสติก.....	138
5.2.1 ผลการศึกษาของ MPpp-40.....	138
5.2.2 ผลการศึกษาของ MPpe-40.....	138
5.2.3 ผลการศึกษาของ MPps-40.....	138
5.2.4 ผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....	138
5.2.5 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....	138
5.3 ผลการศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติก ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্ল็อกคูเลชัน.....	139
5.3.1 ผลการศึกษาคักยชีต้าของไมโครพลาสติก.....	139
5.3.2 ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก.....	139
5.3.3 ผลการศึกษาสัณฐานวิทยาของไมโครพลาสติก.....	139
5.4 ข้อเสนอแนะ.....	139
เอกสารอ้างอิง.....	140
ภาคผนวก	
ภาคผนวก ก การคำนวณประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก.....	161
ภาคผนวก ข ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก.....	163
ภาคผนวก ค ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก.....	179
ภาคผนวก ง บทความทางวิชาการที่ได้รับการเผยแพร่ในระหว่างการศึกษา.....	183
ประวัติผู้เขียน.....	191



## สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1	ปริมาณไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งที่มาต่าง ๆ .....8
2.2	ปริมาณและขนาดของไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งน้ำผิวดิน.....9
2.3	ปริมาณและขนาดของไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งน้ำเสีย.....11
2.4	ข้อดีและข้อเสียของเทคโนโลยีที่ใช้ในกระบวนการบำบัดไมโครพลาสติก.....27
2.5	เปรียบเทียบราคาสารตกตะกอน.....35
3.1	ประเภทของไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในน้ำผิวดินในเมืองฉางซาประเทศจีน.....47
3.2	ขนาดช่องเปิดของตะแกรงร่อนตามมาตรฐาน ASTM ที่ใช้ในการศึกษา.....49
3.3	สภาวะที่กำหนดสำหรับการศึกษาระบวนการตกตะกอนทางเคมี.....58
3.4	สภาวะการศึกษาผลความเข้มข้นของ PAC.....60
3.5	สภาวะการศึกษาผลความเข้มข้นของ Anion Polymer.....62
3.6	สภาวะการศึกษาผลของค่าความเป็นกรด-ด่าง.....63
3.7	สภาวะชุดทดลองการศึกษาขนาดและน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ...64
4.1	ผลการศึกษาการตรวจขนาดไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40) ด้วยเครื่องมือ Laser particle size.....70
4.2	ผลสรุปการวิเคราะห์ขนาดไมโครพลาสติก MP-40 ด้วยเครื่องมือ Laser particle size.....71
4.3	ผลการศึกษาการตรวจขนาดไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40) ด้วยเครื่องมือ Laser particle size.....72
4.4	ผลการศึกษาการตรวจขนาดไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40) ด้วยเครื่องมือ Laser particle size.....74
4.5	ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์รูปร่างไมโครพลาสติก MP-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS.....77
4.6	ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์รูปร่างไมโครพลาสติก MPpp ทั้ง 3 ขนาด ด้วยเครื่องมือ RODOS.....85
4.7	ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์รูปร่างไมโครพลาสติก MPpe ทั้ง 3 ขนาด ด้วยเครื่องมือ RODOS.....87
4.8	ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์รูปร่างไมโครพลาสติก MPps ทั้ง 3 ขนาด ด้วยเครื่องมือ RODOS.....91
4.9	ผลการศึกษาศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติกแต่ละชนิด.....91
4.10	ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40).....92
4.11	ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40).....94

## สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.12 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40).....	95
4.13 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก.....	101
4.14 ความหนาแน่น (True density) ของชนิดพลาสติก.....	102
4.15 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด ไมโครพลาสติก.....	104
4.16 ผลการศึกษาความเป็นกรด-ด่างที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก.....	106
4.17 ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของสารละลายตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) หลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน.....	107
4.18 ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของสารละลายตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน.....	109
4.19 ผลการศึกษาขนาดไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....	113
4.20 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....	116
4.21 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....	117
4.22 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....	118
4.23 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนก่อนและหลัง กระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH5-12.....	123
4.24 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนก่อนและหลัง กระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH5-12.....	126
4.25 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนก่อนและหลัง กระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH5-12.....	129



## สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	ลักษณะ Polyethylene Terephthalate (PET/PETE) และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์...13
2.2	ลักษณะ High Density Polyethylene (HDPE) และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์.....14
2.3	ลักษณะ Low Density Polyethylene (LDPE) และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์..... 15
2.4	ลักษณะ Polyvinyl Chloride และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์..... 16
2.5	ลักษณะ Polypropylene และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์..... 16
2.6	ลักษณะ Polystyrene และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์..... 17
2.7	ลักษณะ ABS และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์..... 18
2.8	ลักษณะ Polycarbonate และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์..... 19
2.9	ลักษณะ Acrylic และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์..... 20
2.10	ลักษณะ Nylon และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์..... 21
2.11	กราฟของค่าดัชนีชี้ตัวเกี่ยวกับความเป็นกรด-ด่าง..... 42
3.1	วัตถุดิบพลาสติกที่นำมาใช้ในการเตรียมไมโครพลาสติก..... 47
3.2	เครื่องบด HR2041 รุ่น S-3000..... 48
3.3	การคัดเลือกขนาดตัวอย่างโครพลาสติกโดยใช้วิธี Sieve Analysis..... 49
3.4	ตัวอย่างโครพลาสติกที่ผ่านการ Sieve Analysis..... 50
3.5	เครื่อง Laser Particle Size..... 51
3.6	ตัวอย่างผลการศึกษาขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size...52
3.7	เครื่อง RODOS..... 52
3.8	ตัวอย่างผลการศึกษาขนาดและรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่อง RODOS..... 54
3.9	ตัวอย่างผลการศึกษาขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ RODOS..... 55
3.10	เครื่อง Scanning Electron Microscopy..... 55
3.11	เครื่องวิเคราะห์ Nano particle..... 56
3.12	เครื่อง Fourier Transform Infrared Spectroscopy..... 57
3.13	เครื่อง Jar Test..... 57
3.14	เครื่องซังทศนิยม 5 ตำแหน่ง..... 58
3.15	รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาความเข้มข้น PAC ที่เหมาะสม..... 60
3.16	รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาความเข้มข้น Anion Polymer ที่เหมาะสม..... 62
3.17	รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสม..... 63
3.18	รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาขนาดและน้ำหนักไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ..... 65

## สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
3.19 จุดเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกเพื่อวิเคราะห์ประสิทธิภาพ.....	67
4.1 ผลการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่า Diameter, ค่า q และค่า Undersize ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40) วิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ Laser particle size.....	71
4.2 ผลการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่า Diameter, ค่า q และค่า Undersize ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40) วิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ Laser particle size.....	73
4.3 ผลการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่า Diameter, ค่า q และค่า Undersize ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40) วิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ Laser particle size.....	75
4.4 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน MPpp-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS.....	78
4.5 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน MPpe-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS.....	79
4.6 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน MPps-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS.....	80
4.7 ภาพถ่ายไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิดด้วยเครื่องมือ Scanning Electron Microscopy.....	82
4.8 ความสัมพันธ์ระหว่าง Elongation และ Cumulative distribution ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp) ทั้ง 3 ขนาด.....	85
4.9 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน MPpp ทั้ง 3 ชนิดด้วยเครื่องมือ RODOS.....	86
4.10 ความสัมพันธ์ระหว่าง Elongation และ Cumulative distribution ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe) ทั้ง 3 ขนาด.....	87
4.11 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน MPpe ทั้ง 3 ชนิดด้วยเครื่องมือ RODOS.....	88
4.12 ความสัมพันธ์ระหว่าง Elongation และ Cumulative distribution ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps) ทั้ง 3 ขนาด.....	89
4.13 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน MPps ทั้ง 3 ชนิดด้วยเครื่องมือ RODOS.....	90
4.14 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40).....	93
4.15 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40).....	94
4.16 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40).....	96
4.17 ผลการตรวจวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันไมโครพลาสติกทั้ง 3 ชนิด.....	97
4.18 สูตรโครงสร้างของไมโครพลาสติกทั้ง 3 ชนิด.....	98
4.19 ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่ความเข้มข้น PAC แตกต่างกัน.....	101
4.20 ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่ความเข้มข้น Anion Polymer แตกต่างกัน.....	105

## สารบัญญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.21	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่ความเป็นกรด-ต่างแตกต่างกัน.....107
4.22	ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ก่อนกระบวนการโคกูเลชัน-ฟลอคคูเลชัน.....110
4.23	ความสัมพันธ์ของรูปอลูมิเนียมกับความเป็นกรด-ต่าง.....111
4.24	ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....116
4.25	ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....117
4.26	ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ.....118
4.27	แผนภาพปริมาณประจุและค่าศักย์ไฟฟ้าเทียบกับระยะทางจากพื้นผิวอนุภาค.....120
4.28	ผลการศึกษา FT-IR spectrum ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน ก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน.....122
4.29	ผลการศึกษา FT-IR spectrum ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน ก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน.....125
4.30	ผลการศึกษา FT-IR spectrum ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน ก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน.....128
4.31	ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน.....131
4.32	ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน.....132
4.33	ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน.....134

# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ที่มาและความสำคัญ

ในปัจจุบันโลกมีการใช้พลาสติกเป็นวัสดุบรรจุภัณฑ์เป็นจำนวนมาก เมื่อมีการจัดการที่ไม่ถูกต้องทำให้ขยะพลาสติกปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อมโดยเฉพาะแหล่งน้ำต่าง ๆ เมื่อเวลาผ่านไปขยะพลาสติกขนาดใหญ่เกิดกระบวนการย่อยสลายโดยใช้แสง ความร้อน และกระบวนการทางชีววิทยา (Collard et al., 2019) ทำให้เกิดพลาสติกขนาดเล็ก เรียกว่า ไมโครพลาสติก (Microplastics : MPs) ซึ่งหมายถึง ขยะพลาสติกที่มีอนุภาคขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตร (Andrady, 2011; Eerkes-Medrano et al., 2015; Koelmans et al., 2015) และเมื่อระยะเวลาผ่านไปจึงเกิดการสะสมปริมาณของอนุภาคพลาสติกขนาดเล็กที่ปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อมมากยิ่งขึ้น ถึงแม้ว่าผลกระทบทางนิเวศวิทยา และทางพิษวิทยาของไมโครพลาสติกจะยังไม่เป็นที่ทราบแน่ชัดแต่มีรายงานวิจัยจำนวนมากศึกษาพบว่ามีการสะสมของไมโครพลาสติกในสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำทำให้มีโอกาสในการเกิดการสะสมทางชีวภาพ (Bioaccumulation) (Coppock et al., 2019; Kim et al., 2018; Liu et al., 2019; Zocchi & Sommaruga, 2019) จึงเกิดความกังวลเกี่ยวกับผลกระทบที่อาจเกิดขึ้นต่อมากับสุขภาพของมนุษย์ (Chae and An, 2017; Lei et al., 2018) ไมโครพลาสติกถูกกินเข้าไปโดยสิ่งมีชีวิตทางทะเลหลายชนิด เนื่องจากมีอนุภาคขนาดเล็ก จากรายงานการวิจัยมีการตรวจพบไมโครพลาสติกในระบบทางเดินอาหารของสัตว์ทะเล เช่น แพลงก์ตอน กุ้งก้ามกราม หนอน เม่นทะเล ปลา พบการสะสมภายในลำไส้ (Browne et al., 2008; Wright et al., 2013) และมีการพบไมโครพลาสติกซึ่งเป็นวัตถุติดผลิตภัณฑ์เครื่องสำอางและยาสีฟันปนเปื้อนอยู่ในน้ำที่จากริ้วเรือนและในน้ำเสียอุตสาหกรรม (Duis and Coors et al., 2016) มีรายงานการศึกษาพบว่าสิ่งมีชีวิตมีการกินไมโครพลาสติกมากกว่า 5,800 ชิ้นต่อปี (Kosuth et al., 2018) จะเห็นได้ว่าไมโครพลาสติกมีโอกาสเข้าสู่สิ่งมีชีวิตทางน้ำ การกลืนกินอนุภาคไมโครพลาสติกอาจนำไปสู่การอักเสบของเนื้อเยื่อ ความเป็นพิษต่อพันธุกรรม การเกิดเนื้องอก และมีโอกาสในการเกิดมะเร็ง (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014; Khan, 2015) ในขณะเดียวกันมีการศึกษาพบไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำผิวดินเฉลี่ย 7.8 ชิ้นต่อลิตร โดยมีขนาดอยู่ในช่วง 0.34-0.43 มิลลิเมตร ในแหล่งน้ำใต้ดินเฉลี่ย 4.2 ชิ้นต่อลิตร มีขนาดอยู่ในช่วง 0.12-2.50 มิลลิเมตร (Selvam et al., 2021) ในน้ำดื่มเฉลี่ย 0.58 ชิ้นต่อลิตร มีขนาดอยู่ในช่วง 0.004-0.03 มิลลิเมตร ดังนั้น หากแหล่งน้ำดิบมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกเมื่อนำไปผลิตน้ำประปาและกระบวนการผลิตน้ำประปาไม่สามารถกำจัดไมโครพลาสติกได้จะทำให้มีโอกาสพบไมโครพลาสติกปนเปื้อนในน้ำประปาส่งผลกระทบต่อผู้บริโภค-บริโภคน้ำประปา สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Strand et al. (2018) พบว่ามีการปนเปื้อนของไมโครพลาสติกอยู่ในระบบน้ำประปา โดยกระบวนการผลิตน้ำประปานิยมใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันเพื่อกำจัดอนุภาคที่ปนเปื้อนในน้ำ และจากการศึกษาของ Zhou et al. (2021) พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน-

ฟล็อกคูเลชันสามารถรวมอนุภาคพลาสติกขนาดเล็กให้มีอนุภาคขนาดใหญ่และตกตะกอนอนุภาคได้ดีในช่วง 500-1,000 ไมโครเมตร และ 1,000-5,000 ไมโครเมตร โดยพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดร้อยละ 99 และ 98 ตามลำดับ อย่างไรก็ตามไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำมีหลากหลายชนิด (Fu et al., 2020) และชนิดของสารที่ใช้ในการสร้างตกตะกอน (Coagulant) มีหลายชนิดเช่นกัน ซึ่งส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกแตกต่างกัน (Ma et al., 2019) และจากการศึกษาของ Mintenig et al. (2019) พบว่าสารตกตะกอน Polyaluminum chloride (PAC) ซึ่งเป็นสารตกตะกอนที่นิยมใช้กันทั่วไปในโรงผลิตน้ำประปาเป็นสารตกตะกอนที่มีประจุบวกถูกไฮโดรไลซ์ล้อมรอบพื้นผิวของอนุภาคไมโครพลาสติกนำไปสู่การรวมตัวของอนุภาคและเกิดการตกตะกอนในที่สุด ผลการศึกษาของ Zhou et al (2021) พบว่า PAC มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก ชนิด Polystyrene (PS) และ Polyethylene (PE) ร้อยละ 75.25 และ 30.49 ตามลำดับ และจากการศึกษาของ Zhang et al., (2021) ใช้ PAC ร่วมกับสารช่วยตกตะกอน (Coagulant aid) อื่น ๆ เช่น Anionic polyacrylamide (PAM) Sodium alginate (SA) และ Activated silicic acid (ASA) มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกชนิด Polyethylene terephthalate (PET) ร้อยละ 79.35 69.90 และ 77.60 ตามลำดับ ในปัจจุบันจึงมีการศึกษาวิจัยนำเทคโนโลยีต่าง ๆ เพื่อใช้ในการบำบัดไมโครพลาสติก ได้แก่ กระบวนการดูดซับด้วย Biochar (BC) และถ่านกัมมันต์ (AC) พบว่ามีความสามารถดูดซับไมโครพลาสติกได้ร้อยละ 99.9 แต่มีข้อจำกัดในด้านค่าใช้จ่ายในการผลิตตัวดูดซับ เนื่องจากไบโอชาร์และถ่านกัมมันต์ต้องผ่านกระบวนการกระตุ้นที่อุณหภูมิสูงทำให้มีค่าใช้จ่ายสูงไม่คุ้มค่าแก่การนำมากำจัดไมโครพลาสติกในกระบวนการผลิตน้ำประปา (Mohanty et al., 2018; Summer et al., 2018) และมีการนำเทคโนโลยีการกรองด้วยเมมเบรนมาใช้ในการกำจัดไมโครพลาสติกพบว่ามีประสิทธิภาพร้อยละ 79.4-99.1 (Hidayatullah & Lee, 2019) แต่มีข้อจำกัดเรื่องการอุดตันในตัวเยื่อกรองเมมเบรนส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกลดลงส่งผลทำให้อายุการใช้งานของเยื่อกรองสั้นลง และมีความยุ่งยากในการดูแลระบบ เนื่องจากต้องควบคุมแรงดันให้เหมาะสม ได้มีการนำเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพแบบเมมเบรนมาใช้ในการกำจัดไมโครพลาสติกร้อยละ 99 แต่มีข้อจำกัดทางด้านระยะเวลาในการเดินระบบและการควบคุมดูแลระบบ ทำให้เครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพแบบเมมเบรนไม่นิยมนำมาใช้ในระบบผลิตน้ำประปา (Malankowska et al., 2021; Talvitie et al., 2017) และได้มีการนำกระบวนการ Electro-Fenton หรือกระบวนการ Modified Fenton มาใช้ในการกำจัดไมโครพลาสติกพบว่ามีประสิทธิภาพสูงถึงร้อยละ 56 และ 30 ตามลำดับแต่อย่างไรก็ตามทั้ง 2 ระบบมีข้อจำกัดในเรื่องค่าใช้จ่ายสูงสำหรับระบบประปา (Miao et al., 2020; Kida et al., 2019) จะเห็นได้ว่าแต่ละเทคโนโลยีมีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสูงแต่ยังคงมีข้อจำกัดในการนำมาใช้กับระบบผลิตน้ำประปาในเรื่องของค่าใช้จ่ายและมีความยุ่งยากในการดูแลระบบ ดังนั้น กระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันยังคงเป็นทางเลือกที่น่าสนใจในการกำจัดไมโครพลาสติกในระบบการผลิตน้ำประปา เนื่องจากง่ายต่อการดูแลและมีค่าใช้จ่ายต่ำ อีกทั้งไม่ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของไมโครพลาสติกที่จะก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิต และไม่ก่อมลพิษทางน้ำ แต่อย่างไรก็ตามไมโครพลาสติกมีมากมายหลากหลายชนิดแต่ละชนิดมีประสิทธิภาพแตกต่างกันขึ้นอยู่กับปัจจัยที่เกี่ยวข้องในการบำบัด ดังนั้นในการศึกษาครั้งนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วย



กระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันและปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพ ได้แก่ ชนิดของไมโครพลาสติก และค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสมและศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันเพื่อนำผลการศึกษาที่ได้ไปใช้ประโยชน์ในการปรับปรุงระบบผลิตน้ำประปาต่อไป

## 1.2 วัตถุประสงค์

1.2.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและปัจจัยที่มีผลในการกำจัดไมโครพลาสติกโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน

1.2.2 เพื่อศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติก

## 1.3 ขอบเขตในการศึกษา

1.3.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกที่จะใช้ในการศึกษาครั้งนี้จะใช้พลาสติกชนิด Polyethylene (PE) Polypropylene (PP) และ Polystyrene (PS) ขนาดอยู่ในช่วง 1,180 >x> 425 ไมโครเมตร

1.3.2 สารตกตะกอน (Coagulant) ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้จะใช้ Polyaluminum chloride (PAC) และสารที่ช่วยในการตกตะกอน (Coagulant aid) ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้จะใช้ Anion polymer

1.3.3 ศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน ได้แก่ ชนิดของพลาสติก และค่าความเป็นกรด-ด่าง เป็นต้น

1.3.4 ศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันที่มีขนาดแตกต่างกันอยู่ในช่วง 2,000 >x> 1,180 ไมโครเมตร, 1,180 >x> 425 ไมโครเมตร และ 425 >x> 250 ไมโครเมตร และมีน้ำหนักแตกต่างกันอยู่ในช่วง 0.025-0.150 กรัมต่อลิตร

1.3.5 ศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติกโดยใช้เครื่องวิเคราะห์ FTIR กล้องจุลทรรศน์ SEM และเครื่องวิเคราะห์ศักย์ซีต้า

## 1.4 สมมติฐานของงานวิจัย

1.4.1 กระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันมีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก

1.4.2 ชนิดของพลาสติก, ปริมาณสารที่ใช้ในการตกตะกอน, ปริมาณสารช่วยตกตะกอน, ค่าความเป็นกรด-ด่าง, ขนาดของไมโครพลาสติก และน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน

## 1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.5.1 เพื่อนำผลการศึกษาไปประยุกต์ใช้ในการปรับปรุงระบบกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลีโอคคูเลชันเพื่อผลิตน้ำประปา

1.5.2 ทราบโครงสร้างทฤษฎีภาพและเคมีของตะกอนที่เกิดจากการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลีโอคคูเลชันเพื่อนำไปประยุกต์ใช้ในการกำจัดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสีย



## บทที่ 2

### ปรัทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ในการศึกษาการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการตกตะกอนเพื่อศึกษาประสิทธิภาพ และกลไกการตกตะกอน ได้ทำการทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

#### 2.1 ไมโครพลาสติก (Microplastics)

พลาสติก เกิดขึ้นจากสายโซ่ยาวของโมเลกุลโพลีเมอร์ที่สร้างขึ้นจากวัตถุดิบอินทรีย์และอนินทรีย์ เช่น คาร์บอน ซิลิกอน ไฮโดรเจน ออกซิเจนและคลอรีน วัสดุเหล่านี้มักจะได้มาจากน้ำมัน ถ่านหิน และก๊าซธรรมชาติ (Shah et al., 2008) เป็นวัสดุสังเคราะห์สามารถนำมาขึ้นรูปได้ทุกรูปแบบ เนื่องจากเป็นวัสดุที่มีราคาไม่แพง น้ำหนักเบา แข็งแรง ทนทาน และทนต่อการกัดกร่อน มีค่าฉนวนความร้อนและไฟฟ้าสูง (Thompson et al., 2009) ในปัจจุบันพลาสติกสังเคราะห์ที่ใช้กันอย่างแพร่หลายมากที่สุด ได้แก่ พอลิเอทิลีนความหนาแน่นต่ำและความหนาแน่นสูง (PE) พอลิโพรพิลีน (PP) พอลิไวนิลคลอไรด์ (PVC) พอลิสไตรีน (PS) และพอลิเอทิลีนเทเรพทาเลต (PET) พลาสติกเหล่านี้คิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 90 ของปริมาณการผลิตพลาสติกทั้งหมดของโลก (Andrady et al., 2009)

โดยปัจจุบันมีการตรวจพบขยะพลาสติกเป็นจำนวนมาก ทั้งในทะเล มหาสมุทร ก่อให้เกิดมลพิษต่อสิ่งแวดล้อม (Andrady et al., 2011) โดยเฉพาะพลาสติกที่ปนเปื้อนจะมีรูปร่างและขนาดต่าง ๆ ได้หลากหลายและสามารถเกิดการย่อยสลายผ่านกระบวนการทางเคมีหรือชีวภาพ หรือเกิดการแตกหักของขยะพลาสติกขนาดใหญ่ให้กลายเป็นพลาสติกขนาดเล็กเกิดเป็นไมโครพลาสติก (Microplastics) ที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่เล็กกว่า 5 มิลลิเมตร (Thompson, 2015) หรือเกิดจากพลาสติกตั้งต้นที่มีการสร้างให้มีขนาดเล็กเพื่อให้เหมาะกับวัตถุประสงค์การใช้งาน ส่วนใหญ่มีรูปร่างทรงกลม ทรงรี หรือบางครั้งมีรูปร่างไม่แน่นอนเป็นชิ้นส่วนพลาสติกขนาดเล็กมากที่อาจมองไม่เห็นด้วยตาเปล่า ซึ่งสามารถปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมโดยไม่ได้หมายถึงพลาสติกประเภทใดประเภทหนึ่งเป็นการเฉพาะ แต่หมายถึงเศษพลาสติกใด ๆ ที่มีขนาดตามเกณฑ์ที่กำหนดตามหลักของ EFSA (European Food Safety Authority, 2016) รายละเอียดที่เกี่ยวข้องกับไมโครพลาสติกมีดังต่อไปนี้

##### 2.1.1 ประเภทของไมโครพลาสติก

ไมโครพลาสติก คือ ชิ้นส่วนพลาสติกที่มีขนาดเล็กมากอาจมองไม่เห็นด้วยตาเปล่าซึ่งปนเปื้อนลงไปในสิ่งแวดล้อม คำนี้ไม่ได้หมายถึงพลาสติกประเภทใดประเภทหนึ่งเป็นการเฉพาะแต่หมายถึงเศษพลาสติกใด ๆ โดยไมโครพลาสติกสามารถแบ่งได้เป็น 2 ประเภท

##### 2.1.1.1 ไมโครพลาสติกปฐมภูมิ (Primary Microplastics)

เป็นเม็ดพลาสติกที่ถูกผลิตใหม่มีขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตร ตั้งแต่เริ่มต้น โดยมีวัตถุประสงค์ที่จะใช้เม็ดพลาสติกขนาดเล็กนี้ในการขัดถูเพื่อทำความสะอาด สามารถพบได้ในผลิตภัณฑ์ดูแลผิวและผลิตภัณฑ์ที่ใช้ทำความสะอาดร่างกาย เช่น ครีมนวดผิว สบู่เหลวสำหรับอาบน้ำ



ครีมล้างหน้า และยาสีฟัน ซึ่งได้มีการจดสิทธิบัตรตั้งแต่ปี ค.ศ. 1980 โดยมีชื่อทางการค้าว่า ไมโครบีดส์ (Micro-bead) ไมโครสเฟียร์ (Microsphere) หรือ เม็ดสครับ (Scrub) (UNEP, 2015) ซึ่ง ไมโครบีดส์ที่ใช้ในผลิตภัณฑ์ทำความสะอาดทำมาจากพอลิโพรพิลีน, พอลิเอทิลีน และพอลิเอทิลีน เทเรฟทาเลต (UNEP, 2015) นอกจากนี้ในภาคอุตสาหกรรมยังมีการใช้เม็ดพลาสติกขนาดเล็ก (Plastic grit) ในการขัดถูทำความสะอาดพื้นผิว ขัดสนิม หรือขัดสีออกจากพื้นผิวโลหะโดยใช้เครื่องมือ ที่เรียกว่า Air blasting machine ซึ่งจะใช้ไมโครบีดส์ที่ทำจากอะคริลิก (Acrylic) เมลามีน (Melamine) หรือพอลิเอสเตอร์ (Polyester) และการใช้ซ้ำหลายครั้งจนกระทั่งไมโครบีดส์ สูญเสีย ความสามารถในการขัดถูก่อนทิ้งสู่สิ่งแวดล้อมซึ่งอาจทำให้เกิดการปนเปื้อนของโลหะหรือโลหะหนัก ในไมโครพลาสติกประเภทนี้ได้ (Cole et al., 2011)

#### 2.1.1.2 ไมโครพลาสติกทุติยภูมิ (Secondary Microplastics)

พลาสติกประเภทนี้ไม่ได้มีขนาดเล็กตั้งแต่เริ่มต้นแต่เกิดจากการลดขนาด ของขยะพลาสติกในสิ่งแวดล้อม โดยกระบวนการต่าง ๆ จนกระทั่งได้พลาสติกที่มีขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตร ซึ่งกระบวนการลดขนาดของพลาสติกนั้นสามารถเกิดจากกระบวนการทางกายภาพ กระบวนการทางชีวภาพ และกระบวนการทางเคมี เช่น การขัดถู ความร้อน แสงยูวี เอนไซม์ หรือ ปฏิกิริยาออกซิเดชัน เป็นต้น ทำให้ชิ้นพลาสติกขนาดใหญ่ เกิดการแตกหัก ฉีกขาด และลดขนาดลง ตามลำดับจนได้พลาสติกรูปร่างต่าง ๆ ที่มีขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตร นอกจากนี้ยังพบการเกิดของ ไมโครพลาสติกประเภทเส้นใยขนาดเล็กเกิดจากการหลุดหรือการขาดของเส้นใยพลาสติกที่ใช้ใน กระบวนการผลิตสิ่งทอจากกระบวนการซักเสื้อผ้า จากการฉีกขาดของเส้นใยพลาสติกที่ใช้งานใน ชีวิตประจำวันโดยทั่วไปรวมถึงการฉีกขาดของเส้นใยพลาสติกของเครื่องมือที่ใช้ในการประมง เช่น แห อวน ตาข่าย และเอ็นสำหรับตกปลา เป็นต้น

#### 2.1.2 แหล่งที่เกิดการปนเปื้อนไมโครพลาสติก

ไมโครพลาสติกมีการปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมต่าง ๆ เช่น ในน้ำทิ้งจากโรงงาน อุตสาหกรรม การอุปโภคของมนุษย์ในครัวเรือน และกิจกรรมต่าง ๆ ของมนุษย์ในชีวิตประจำวันทำให้เกิด ไมโครพลาสติกปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อม แหล่งที่เกิดการปนเปื้อนแบ่งได้ดังนี้

##### 2.1.2.1 การปนเปื้อนในแหล่งน้ำผิวดิน

การปนเปื้อนไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำผิวดินดังตารางที่ 2.1 มักเกิดจากขยะพลาสติก โดยมีปริมาณ 12.7 ล้านตันถูกทิ้งลงทะเลทุกปี (Jambeck et al., 2015) ขยะพลาสติกร้อยละ 98 มาจากกิจกรรม ต่าง ๆ ของมนุษย์ (Boucher and Friot, 2017) มีการศึกษาพบว่า การฝังกลบขยะมูลฝอยที่มีการทิ้ง ขยะบรรจุภัณฑ์และขยะจากการก่อสร้างพบไมโครพลาสติกในน้ำชะขยะ 0.42 ถึง 24.58 ชิ้นต่อลิตร (He et al., 2019) และพบว่าการปนเปื้อนไมโครพลาสติกในเมืองหู่อัน ประเทศจีนในทะเล 1.66 - 8.92 ชิ้นต่อลิตร และในแม่น้ำ 2.52-2.93 ชิ้นต่อลิตร ประเภทพลาสติก หลัก ๆ ที่พบการปนเปื้อน ได้แก่ พอลิเอทิลีน เทเรฟทาเลต และพอลิโพรพิลีน (Wang et al., 2017) หรือจากการศึกษาของ Nan et al (2020) พบไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำจืดในรัฐวิกตอเรีย ประเทศออสเตรเลียจำนวน 0.4 ชิ้นต่อ ลิตร โดยประเภทพลาสติกที่พบ ได้แก่ พอลิเอทิลีนและไนลอน เนื่องจากไมโครพลาสติกมีน้ำหนักเบา และสลายตัวได้ยากทำให้อยู่ในสิ่งแวดล้อมได้นานและเกิดการสะสมในแหล่งน้ำส่วนใหญ่ ตั้งแต่บริเวณ ผิวน้ำไปจนถึงพบสะสมในตะกอน (Imhof et al., 2012) ในปี 2014 พลาสติกมากกว่า 8 ล้านตันเข้า

สู่สิ่งแวดล้อมและพบว่าอนุภาคไมโครพลาสติกปนเปื้อนอยู่ในทะเลและมหาสมุทรอยู่ในช่วง 15 - 51 ล้านล้านชิ้น (Baztan et al., 2017) และยังพบว่าไมโครพลาสติกร้อยละ 15 สะสมอยู่ตามชายฝั่ง ร้อยละ 70 พบอยู่ในทะเล และส่วนที่เหลือถูกพัดพาขึ้นฝั่ง (Barnes et al., 2009; Hammer et al., 2012) มีการศึกษาในแหล่งน้ำผิวดินพบว่าไมโครพลาสติกลอยตัวในน้ำผิวดินและพบการสะสมบริเวณ ชายฝั่งจำนวนมาก (Thompson et al., 2009) ประเภทของไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งน้ำผิวดิน ส่วนใหญ่ ได้แก่ พอลิเอทิลีนร้อยละ 30, พอลิโพรพิลีนร้อยละ 25 ของจำนวนไมโครพลาสติกที่ ปนเปื้อนทั้งหมด (Zambrano et al., 2019) โดยขนาดของไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำ ผิวดินแสดงในตารางที่ 2.2



ตารางที่ 2.1 ปริมาณไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งที่มาต่าง ๆ

แหล่งที่ตรวจวัด	ปริมาณของไมโครพลาสติก	หน่วย	อ้างอิง
ระบบบำบัดน้ำเสียบ่อเติมอากาศ	$3,353 \times 10^5 \pm 2,576 \times 10^5$	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	Liu et al., 2019
โรงบำบัดน้ำเสีย	$1 \times 10^6$	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	
ปากแม่น้ำในกวางโจว	19,860	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	Yan et al. 2019
เขตเมืองในกวางโจว	8,902	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	
แม่น้ำทางตะวันตกเฉียงเหนือของอังกฤษ	517,000	ชิ้นต่อตารางเมตร	Hurley et al. 2018
ระบบนิเวศทางเกษตรการใช้ฟิล์มคลุมดิน	571	ชิ้นต่อกิโลกรัม	Zhou et al. 2019
ระบบนิเวศทางเกษตรการไม่ใช้ฟิล์มคลุมดิน	263	ชิ้นต่อกิโลกรัม	
ผิวน้ำแม่น้ำ Ciwalengke ประเทศอินโดนีเซีย	$5.850 \pm 3.28$	ชิ้นต่อลิตร	Alam et al. 2019
ตะกอนดินของน้ำ Ciwalengke ประเทศอินโดนีเซีย	$3.03 \pm 1.59$	ชิ้นต่อลิตร	
แม่น้ำ Zahuapan ในเม็กซิโก	$1,633.34 \pm 202.56$	ชิ้นต่อกิโลกรัม	Shruti et al. 2019
แม่น้ำ Atoyac ในเม็กซิโก	$1,133.33 \pm 72.76$	ชิ้นต่อกิโลกรัม	
แม่น้ำที่บรรจบกันในเม็กซิโก	$833.33 \pm 80.79$	ชิ้นต่อกิโลกรัม	
เขื่อน Valsequillo ในเม็กซิโก	$900 \pm 346.12$	ชิ้นต่อกิโลกรัม	
แหล่งน้ำโครงการผันน้ำทางตะวันตกของจีน	$558.10 \pm 291.45$	ชิ้นต่อกิโลกรัม	Li et al., 2020

ตารางที่ 2.2 ปริมาณและขนาดของไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งน้ำผิวดิน

ประเภทของโรงบำบัดน้ำ	ปริมาณของไมโครพลาสติก	หน่วย	ขนาด $\mu\text{m}$	อ้างอิง
Raritan River	$24 \pm 11.4$	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	125-2000	Estahbanati & Fahrenfeld, 2016
Chicago River	$1.9 \pm 0.8$	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	333-2000	McCormick et al., 2014
Danube River	$0.0032 \pm 4.7$	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	200	Lechner et al., 2014
Swedish west coast waters	102,550	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	500-2000	Noren, 2007
South California Shore	3.9	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	300-500	Lattin et al., 2004
Long Beach California	7.3	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	300-500	Moore et al., 2001
North Pacific Ocean	2.2	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	300-500	
Hovsgol Lake	$12.7 \times 10^{-7}$	ชิ้นต่อกิโลเมตร	355-999	Free et al., 2014
Laurentian Great Lakes	$27.0 \times 10^{-7}$	ชิ้นต่อกิโลเมตร	355-999	Eriksen et al., 2013
Tamar estuary	0.028	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	100	Sadri & Thompson, 2014



### 2.1.2.2 การปนเปื้อนแหล่งน้ำเสีย

แหล่งไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำส่วนหนึ่งมาจากน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน เนื่องจากอนุภาคของไมโครพลาสติกมีขนาดเล็กและเบาจึงมักลอดผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียในขั้นตอนต่าง ๆ ดังตารางที่ 2.3 และระบายลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะในที่สุด การปนเปื้อนไมโครพลาสติกในน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมเกิดจากกิจกรรมต่าง ๆ ของมนุษย์ เช่น พลาสติกชนิดไมโครปิดส์พบปนเปื้อนน้ำเสียอุตสาหกรรมในผลิตภัณฑ์ดูแลส่วนบุคคลที่หลากหลายรวมถึงสครับ สบู่ขัดผิวหน้า เจลอาบน้ำ แชมพู ครีมบำรุงผิวและเครื่องสำอาง เป็นต้น (Cheung et al., 2019) และไมโครปิดส์เหล่านี้ปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำเสียจากบ้านเรือนได้โดยตรงและบางส่วนถูกปล่อยออกจากโรงบำบัดน้ำเสียเนื่องจากไม่สามารถกำจัดได้โดยกระบวนการบำบัด (Zitko et al., 1991) สมาคมอุตสาหกรรมเครื่องสำอางประเทศสหภาพยุโรปรวมถึงนอร์เวย์และสวีเดนเซอร์แลนด์พบการปล่อยไมโครปิดส์ลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสียจำนวน 4,130 ตันต่อปี (Gouin, 2015) และจากการศึกษาของ Napper et al (2015) พบว่ามีการปล่อยไมโครปิดส์จำนวน 4,594 ถึง 94,500 ชิ้นต่อการอาบน้ำในครั้งเดียวทั้งนี้ยังมีการคาดการณ์อัตราการทิ้งของเสียประเภทไมโครพลาสติกลงสู่แหล่งน้ำประมาณ 40.5-215 มิลลิกรัมต่อคนต่อวันหรือ 16-86 ตัน สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Talvitie et al, (2017) ตรวจพบไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสีย ในเมืองเฮลซิงกิ ที่ประเทศฟินแลนด์ อยู่ในช่วง 4,900 - 8,300 ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร ในเมืองซิดนีย์ที่ประเทศออสเตรเลีย อยู่ในช่วง 300 - 1,500 ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร (Ziajahromi et al., 2017) และในรัฐนอร์ทแคโรไลนาที่ประเทศเยอรมันพบไมโครพลาสติกอยู่ในช่วง 0-900 ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร (Mintemig et al., 2017) และมีการศึกษาพบไมโครพลาสติกปนเปื้อนในกากตะกอนน้ำเสีย ในประเทศไอร์แลนด์ ปริมาณ 4,196 - 15,385 ชิ้นต่อกิโลกรัม (Mahon et al., 2017) ในประเทศอเมริกาพบ ปริมาณ 5 ชิ้นต่อ 5 กรัม (Carr et al., 2016) และในประเทศเยอรมันพบปริมาณ 1,000 - 24,000 ชิ้นต่อกิโลกรัม (Lassen et al., 2015) และโรงงานอุตสาหกรรมสิ่งทอเป็นสาเหตุหลักของปริมาณไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในน้ำเสียเนื่องจากร้อยละ 80 ของอุตสาหกรรมสิ่งทอผลิตเส้นใยสังเคราะห์ 42 ล้านตันต่อปี (Kelly et al., 2019) จากการศึกษาพบว่าร้อยละ 35 ของไมโครพลาสติกนั้นเกิดจากไมโครไฟเบอร์ที่ได้มาจากของเสียของอุตสาหกรรมสิ่งทอ (Fendall et al., 2009) และมีการศึกษาพบไมโครไฟเบอร์มากกว่า 700,000 ชิ้นต่อการซักผ้า 6 กิโลกรัม (Napper et al., 2016) พบปริมาณไมโครไฟเบอร์หลุดจากวัสดุอะคริลิก ไนลอน โดยเฉลี่ย 7,360 เส้นใยต่อตารางเมตรต่อลิตร (Falco et al., 2020)

ตารางที่ 2.3 ปริมาณและขนาดของไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งน้ำเสีย

ประเภทของโรงบำบัดน้ำ	ปริมาณของไมโครพลาสติก	หน่วย	ขนาด $\mu\text{m}$	อ้างอิง
Primary and secondary	1.05	ชิ้นต่อลิตร	250	Lares et al., 2018
Mechanical, chemical and biological	0.00825	ชิ้นต่อลิตร	300	Magnusson et al., 2014
Primary, secondary and tertiary	0.02	ชิ้นต่อลิตร	125	Dyachenko et al., 2017
17 โรงบำบัดน้ำเสีย, Tertiary	0.05	ชิ้นต่อลิตร	125	Mason et al., 2016
Primary and secondary	0.25	ชิ้นต่อลิตร	11	Carr et al., 2016
Primary, secondary and tertiary	0.88	ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร	45	Ziajahromi et al., 2017
Primary, secondary and tertiary	0.28	ชิ้นต่อลิตร	25	
Primary, secondary	0.48	ชิ้นต่อลิตร	25	
Primary	1.54	ชิ้นต่อลิตร	25	
2 โรงบำบัดน้ำเสีย: primary, secondary and tertiary	0.5 - 5.9	ชิ้นต่อลิตร	20	Michielssen et al., 2016
12 โรงบำบัดน้ำเสีย	0.1-10.1	ชิ้นต่อลิตร	20	Mintenig et al., 2014
Primary, secondary and tertiary	13.5	ชิ้นต่อลิตร	20	Talvitie et al., 2015
4 โรงบำบัดน้ำเสีย	0.005 - 3	ชิ้นต่อลิตร	20	
7 โรงบำบัดน้ำเสีย	9 - 91	ชิ้นต่อลิตร	0.7	Leslie et al., 2017



### 2.1.2.3 การสะสมไมโครพลาสติกในระบบนิเวศวิทยา

ไมโครพลาสติกปนเปื้อนสู่ระบบนิเวศวิทยาผ่านทางแหล่งน้ำหรือน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสีย (USEPA, 2007) ไมโครพลาสติกอาจก่อตัวบนบกและเข้าสู่ระบบนิเวศวิทยาจากการเสื่อมสภาพและการแตกตัว (Cole et al., 2011) เกิดจากปริมาณน้ำฝนการไหลบ่าของผิวน้ำ และการไหลในแม่น้ำเป็นสาเหตุหลักในการทำให้ไมโครพลาสติกจากพื้นดินปนเปื้อนสู่แหล่งน้ำ (Emmerik et al., 2019) ไมโครพลาสติกจะอยู่กระจุกกระจายในแหล่งน้ำ เนื่องจากมีขนาดเล็กทำให้เกิดผลกระทบต่อปะการัง แพลงก์ตอน กุ้งก้ามกราม หนอน เม่นทะเล ปลา (Browne et al., 2008) มีการศึกษาพบว่า มีสัตว์ทะเล 663 สายพันธุ์ได้รับผลกระทบจากขยะพลาสติก (Convention on Biological Diversity, 2012) และมีการศึกษาพบไมโครพลาสติกในปลาร้อยละ 30 แต่ละสายพันธุ์ (Possatto et al., 2011 ; Lusher et al., 2013) และในนกทะเล เช่น อัลบาทรอส เขียววอเตอร์ นกนางแอ่น และฟูลมาร์ทางเหนือที่กินสัตว์ผิวน้ำทะเลตรวจพบมีไมโครพลาสติกสะสมอยู่ในกระเพาะอาหารประมาณร้อยละ 30-35 พบในรูปของเม็ดอุตสาหกรรมพลาสติก (Blight and Burger 1997) ไมโครพลาสติกสามารถส่งต่อจากเหยื่อไปยังผู้ล่าได้จากการกินต่อกันเป็นทอด ๆ ในห่วงโซ่อาหาร (Murray & Cowie, 2011) ไมโครพลาสติกถูกกินเข้าไปโดยสิ่งมีชีวิตทางทะเลหลายชนิด เนื่องจากมีขนาดอนุภาคที่เล็กทำให้เข้าสู่ระบบนิเวศทั้งในทะเลและสัตว์หน้าดินได้ง่าย (Thompson et al., 2009) ทำให้ไมโครพลาสติกถูกสะสมภายในสิ่งมีชีวิตในห่วงโซ่อาหาร (Gregory et al., 1996)

### 2.1.3 ชนิดของไมโครพลาสติก

ไมโครพลาสติก คือ พลาสติกที่มีการใช้งานอย่างแพร่หลายในปัจจุบัน ทั้งในภาคครัวเรือนและภาคอุตสาหกรรม ในปัจจุบันมีการใช้ไมโครพลาสติกหรือพลาสติกขนาดเล็กกันอย่างแพร่หลาย เช่น เม็ดสครับในครีมอาบน้ำ หรือเม็ดปิดสีในยาสีฟัน สมาคมอุตสาหกรรมพลาสติก (Society of the plastics Industry, 2531) ได้จำแนกประเภทของพลาสติกในผลิตภัณฑ์ต่าง ๆ ดังต่อไปนี้

#### 2.1.3.1 Polyethylene Terephthalate (PET/PETE)

ชื่อตาม IUPAC : Poly(ethyl benzene-1,4-dicarboxylate)

สูตรเคมี  $C_{10}H_8O_4$

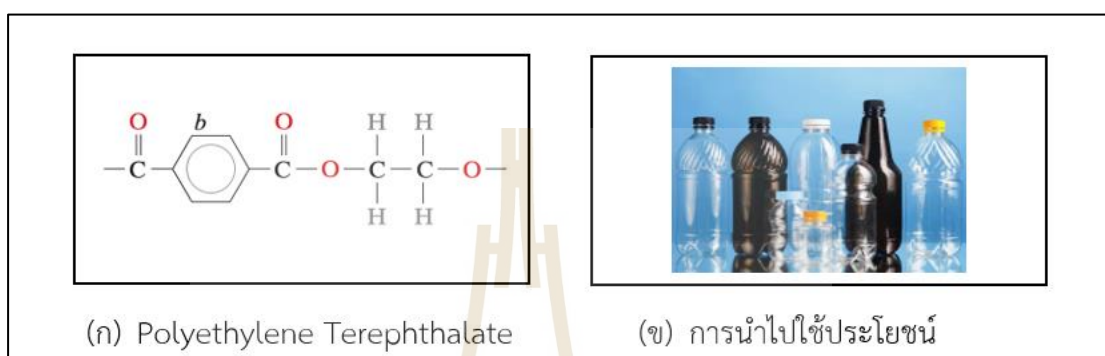
ความหนาแน่น 1.38-1.39  $g/cm^3$

จุดหลอมเหลว >260 องศาเซลเซียส

จุดเดือด >360 องศาเซลเซียส

**การนำไปใช้ประโยชน์** โพลีเอทิลีนเทเรฟทาเลตมีทั้งแบบอะมอร์ฟัส (โปร่งใส) และเทอร์โมพลาสติกกึ่งผลึก (ทึบแสงและสีขาว) โดยทั่วไป มีความทนทานต่อตัวทำละลายและกรดได้ดีแต่ไม่ทนต่อเบส PET กึ่งผลึกมีความแข็งแรง ความเหนียว ความแข็ง โพลีเอทิลีนเทเรฟทาเลตยังสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้สำหรับการใช้งานอื่น ๆ ลักษณะที่สำคัญที่สุดอย่างหนึ่งของโพลีเอทิลีนเทเรฟทาเลต ความเหนียวที่แท้จริงของวัสดุ ซึ่งวัดเป็นเดซิลิตรต่อกรัม (dl/g) ขึ้นอยู่กับความยาวของสายโซ่โพลีเมอร์ ยิ่งสายโซ่โพลีเมอร์ยาวขึ้น ความพัวพันระหว่างโซ่ก็จะมีมากขึ้น (Ji, 2013) พลาสติกโพลีเอทิลีนเทเรฟทาเลตเป็นชนิดที่ใช้งานกันอย่างกว้างขวาง ปลอดภัยส่วนใหญ่จะใช้ในอุตสาหกรรมอาหาร (รูปที่ 2.1) กล่อง วัสดุ ขวดน้ำ พลาสติกชนิดนี้เป็นพลาสติกที่สามารถนำไป

รีไซเคิลได้ง่ายที่สุด และไม่ควรถนอมความร้อนเพราะอาจจะทำให้สารเคมีละลายลงไปในของเหลวที่ใส่อยู่ได้ การผลิตพอลิเอทิลีนเทเรฟทาเลตส่วนใหญ่ของโลกใช้เส้นใยสังเคราะห์เกินร้อยละ 60 โดยการผลิตรวมคิดเป็นสัดส่วนประมาณร้อยละ 30 และการผลิตเพื่อใช้ในอุตสาหกรรมคิดเป็นประมาณร้อยละ 10 ของความต้องการทั่วโลก อุตสาหกรรมพอลิเอสเตอร์คิดเป็นร้อยละ 18 ของการผลิตพอลิเมอร์ของโลก Ji, (2013)



รูปที่ 2.1 ลักษณะ Polyethylene Terephthalate (PET/PETE) และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์  
ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)  
(ข) Xometry (2022)

### 2.1.3.2 High Density Polyethylene (HDPE)

ชื่อตาม IUPAC : Polyethene or poly(methylene)

สูตรเคมี  $(C_2H_4)_n$

ความหนาแน่น 0.941-0.965  $g/cm^3$

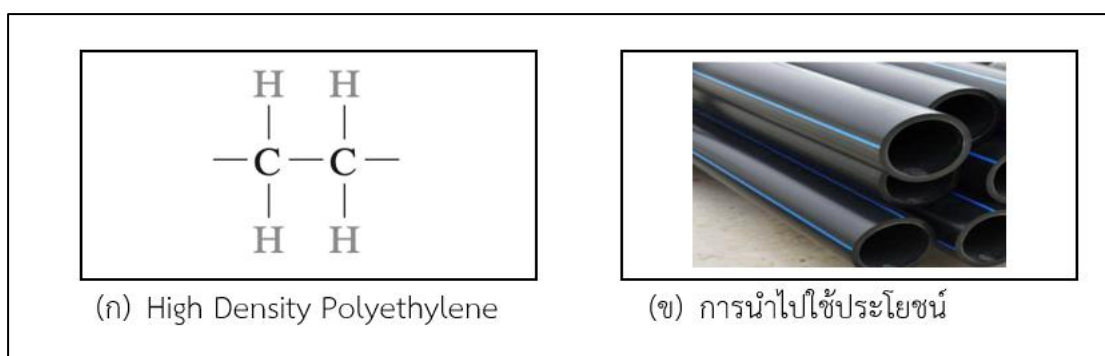
จุดหลอมเหลว >120-130 องศาเซลเซียส

ทนความร้อน -40 องศาเซลเซียส

การนำไปใช้ประโยชน์ HDPE (High density polyethylene) เป็น

พลาสติกชนิดหนึ่งที่มีความปลอดภัยด้วยความแข็งแรง ทนความร้อน ความเย็นได้ และยังเป็นพลาสติกที่ใช้งานได้ ตัวอย่างสินค้าที่ใช้พลาสติกชนิดนี้ (รูปที่ 2.2) ขวดน้ำยาล้างจาน แก้วอ๊ว ของเล่น ลูกพลาสติก ขวดนม เป็นต้น นอกจากนี้ พลาสติกชนิดนี้ยังเป็นพลาสติกชนิดที่สามารถนำไปรีไซเคิลได้อีกด้วย สูงสุดถึง 10 ครั้ง โดยมีข้อดี คือ มีลักษณะขุ่น แสงผ่านได้น้อยกว่า low density polyethylene (LDPE) และสามารถใช้ได้กับผลิตภัณฑ์ที่เป็นกรดและด่าง ไม่ไวต่อสารเคมี มีความเหนียว ค่อนข้างนิ่ม ยืดหยุ่น ความต้านทานแรงต่าง ๆ ได้ดี ทนทานต่อแตกหรือการหักงอได้ดี มักใช้งานเป็นถุงที่ต้องรับน้ำหนักมาก ลัง ถัง ตะกร้า ป้องกันการผ่านของอากาศได้ต่ำ จึงไม่เหมาะสำหรับบรรจุผลิตภัณฑ์ที่ใช้การอัดอากาศ สามารถเพิ่มสีส่นของขวดได้โดยไม่จำเป็นต้องเคลือบมัน สามารถพิมพ์สกรีนตกแต่งขวดได้





รูปที่ 2.2 ลักษณะ High Density Polyethylene (HDPE) และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์  
ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)  
(ข) Tabish et al. (2020)

### 2.1.3.3 Low density Polyethylene (LDPE)

ชื่อตาม IUPAC : Polyethene or poly(methylene)

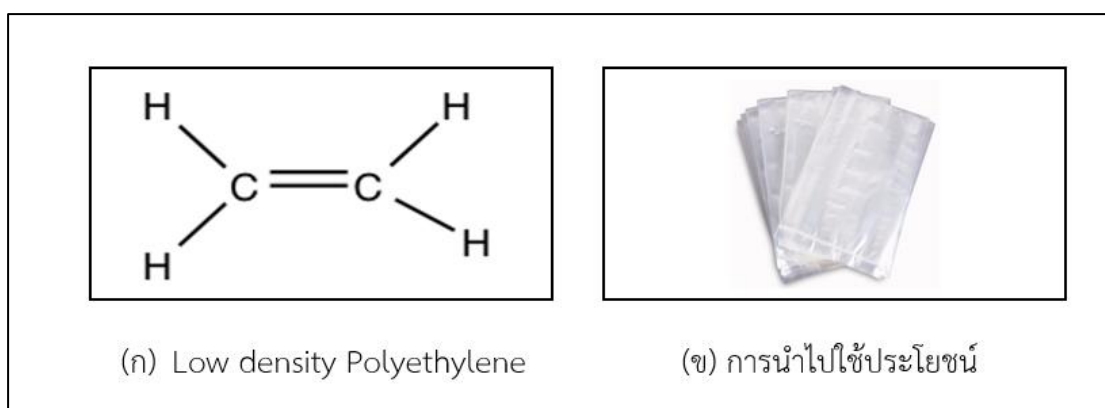
สูตรเคมี  $(C_2H_4)_n$

ความหนาแน่น 0.88-0.96 g/cm<sup>3</sup>

จุดหลอมเหลว >105-115 องศาเซลเซียส

ทนความเย็น -73 องศาเซลเซียส

**การนำไปใช้ประโยชน์** LDPE (Low density polyethylene) เป็นพลาสติกชนิดที่เก่าแก่ที่สุดของ Polyethylene (PE) ที่ยังมีความปลอดภัย สามารถใช้กับอาหารได้ แต่เป็นพลาสติกที่นำไปรีไซเคิลได้ยากกว่าสามารถใช้ความร้อนเชื่อมติดผนึกได้ดี นิยม ยืดหยุ่นได้ดีทนต่อการทิ่มทะลุและการฉีกขาด เหนียว ไม่กรอบแตกง่าย แต่ความแข็งและทนทานน้อยกว่า HDPE (High Density Polyethylene) โปรงใส มีความใสน้อยกว่า เมื่อเปรียบเทียบกับ PP แต่ใสกว่า HDPE (High Density Polyethylene) ไม่ไวต่อสารเคมี ทนต่อกรดและด่างได้ดี ป้องกันการผ่านของความชื้นได้ดี ออกซิเจนและอากาศซึมผ่านได้ ไขมันซึมผ่านได้ดีฝุ่นในอากาศมาเกาะติดตามผิว ทำให้บรรจุภัณฑ์ที่ทำจาก LDPE นี้เมื่อทิ้งไว้นาน ๆ จะเปรอะด้วยฝุ่น (รูปที่ 2.3) การใช้เพื่อเป็นบรรจุภัณฑ์อาหาร ถุงเย็น พลาสติกห่อและฟิล์มยืด ขวดน้ำ ผาขวด ใช้เป็นแผ่นฟิล์ม เพื่อทำบรรจุภัณฑ์



รูปที่ 2.3 ลักษณะ Low density Polyethylene และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์

ที่มา : (ก) <https://omnexus.specialchem.com/selection-guide/polyethylene-plastic>

(ข) <https://www.manapackage.com/16964666/hdpeldpe-plastic-roll>

#### 2.1.3.4 Polyvinyl Chloride (PVC)

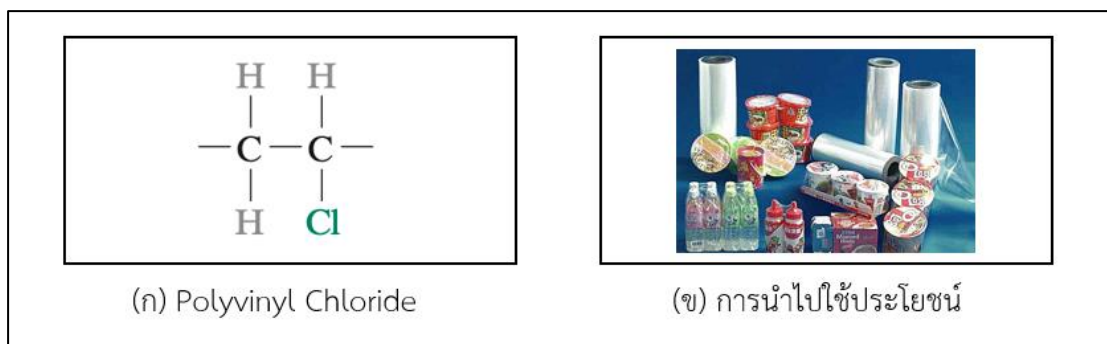
ชื่อตาม IUPAC : Poly(1-chloroethylene)

สูตรเคมี  $(C_2H_3Cl)_n$

ความหนาแน่น 1.20-1.45  $g/cm^3$

จุดหลอมเหลว >100 องศาเซลเซียส

**การนำไปใช้ประโยชน์** ด้วยแนวทางของนโยบายและความก้าวหน้าของเทคโนโลยีเมแทบอลิซึมของพอลิไวนิลคลอไรด์ ได้เปลี่ยนแปลงไปอย่างมากในหลาย ๆ ด้าน เนื่องจากข้อดีของความทนทานต่อการสึกหรอ ทนไฟ และทนต่อการกัดกร่อน พีวีซีแข็งจึงได้รับการส่งเสริมอย่างจริงจังเพื่อทดแทนไม้ เหล็ก เหล็กกล้า และวัสดุอื่น (Bi et al., 2021) พลาสติกพอลิไวนิลคลอไรด์ที่รู้จักกันมากที่สุดในงานก่อสร้าง โดยพลาสติกชนิดนี้จะมีความแข็ง แข็งแรง นิยมใช้ในงานประปา (รูปที่ 2.4) มักมาในรูปแบบ ฟิล์ม แผ่น และท่อ ซึ่งจุดเด่นของพอลิไวนิลคลอไรด์ คือ มีความทนต่อน้ำมัน และกันกลิ่นได้ดี สามารถใช้แทนขวดแก้ว เพราะตกไม่แตกตัวอย่างสินค้าที่ใช้พลาสติกชนิดนี้ เช่น ท่อประปา ฟิล์มยืดห่อเนื้อสัตว์ ขวดน้ำ ถาดหรือกล่องบรรจุอาหาร เป็นต้น



รูปที่ 2.4 ลักษณะ Polyvinyl Chloride และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์

ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)

(ข) [https://www.pvc-cling-film.com/pvc\\_shrink\\_film\\_for\\_packaging.html](https://www.pvc-cling-film.com/pvc_shrink_film_for_packaging.html)

#### 2.1.3.5 Polypropylene (PP)

ชื่อตาม IUPAC : Poly(1-methylethlene)

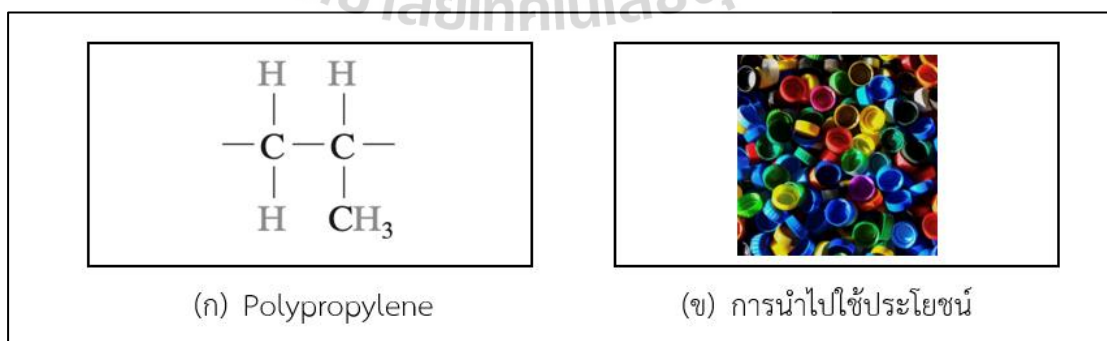
สูตรเคมี (C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>)<sub>n</sub>

ความหนาแน่น 0.89-0.91 g/cm<sup>3</sup>

จุดหลอมเหลว >130 องศาเซลเซียส

จุดเดือด >100 องศาเซลเซียส

**การนำไปใช้ประโยชน์** ข้อดีของ PP ได้แก่ ความถ่วงจำเพาะต่ำซึ่งหมายถึงปริมาณที่มากขึ้นต่อน้ำหนักที่กำหนดความแข็งแรง ความทนทานต่อสารเคมี และความทนทานต่อคราบ มีการใช้งานที่แตกต่างกันสำหรับเส้นใย เช่น พิล์มร้อง เส้นใยหลัก ฝ้านอนวูฟเวน และเส้นใยเดี่ยว (Karian et al., 2003) เป็นพลาสติกชนิดที่ใช้มากที่สุดอีกชนิดหนึ่ง มีความเบา ทนต่อความร้อน และแข็งแรง นิยมไปใช้เป็นแพคเกจต่าง ๆ สามารถใช้กับอาหารได้ สามารถนำไปใช้ในไมโครเวฟได้ ตัวอย่างสินค้าที่ใช้พลาสติกชนิดนี้ (รูปที่ 2.5) กล่องโยเกิร์ต ฝาอ้อม ฝาขวด เครื่องครัว จาน แก้วน้ำ เป็นต้น



รูปที่ 2.5 ลักษณะ Polypropylene และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์

ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)

(ข) <https://totebagfactory.com/blogs/news/common-uses-of-polypropylene>

### 2.1.3.6 Polystyrene (PS)

ชื่อตาม IUPAC : Poly(1-phenylethene-1,2-diy)

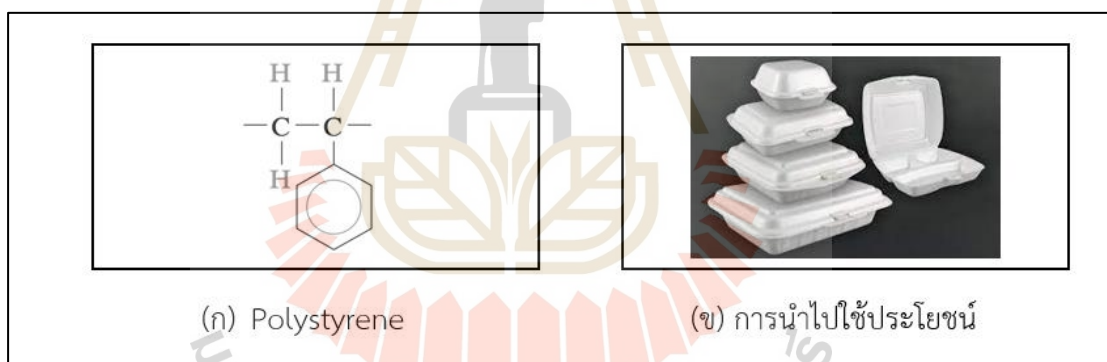
สูตรเคมี  $(C_8H_8)_n$

ความหนาแน่น 1.04-1.11  $g/cm^3$

จุดหลอมเหลว >240 องศาเซลเซียส

จุดเดือด >430 องศาเซลเซียส

การนำไปใช้ประโยชน์ พอลิสไตรีนเป็นพอลิเมอร์อเนกประสงค์ ซึ่งถูกใช้เพื่อวัตถุประสงค์หลายอย่าง เช่น บรรจุภัณฑ์ สินค้าอุปโภคบริโภค ฯลฯ แต่การกำจัดผลิตภัณฑ์เหล่านี้สร้างมลภาวะต่อสิ่งแวดล้อมเนื่องจากลักษณะที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ ดังนั้นจึงให้ความสำคัญกับการรีไซเคิล การนำกลับมาใช้ใหม่ และทำให้ย่อยสลายได้ทางชีวภาพด้วยวิธีการต่าง ๆ พอลิสไตรีนใช้ในรูปแบบแข็งซึ่งสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ (Maharana et al., 2007) พอลิสไตรีนเป็นพลาสติกอีกชนิดหนึ่งที่ใช้อย่างแพร่หลาย เรียกอีกอย่างว่า Styrofoam พลาสติกชนิดนี้มีราคาถูก น้ำหนักเบาขึ้นรูปได้ง่าย พลาสติกชนิดที่ควรหลีกเลี่ยงในการใช้งาน เพราะย่อยสลาย และรีไซเคิลได้ยากตัวอย่างสินค้าที่ใช้พลาสติกชนิดนี้ (รูปที่ 2.6) แก้วน้ำชนิดใช้ครั้งเดียวทิ้ง แผ่น CD/DVD กล่องอาหาร กล่องโฟม เป็นต้น



รูปที่ 2.6 ลักษณะ Polystyrene และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์

ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)

(ข) <http://3m-dubai.com/polystyrene/>

### 2.1.3.7 Other ที่ไม่มีการระบุชื่อจำเพาะ

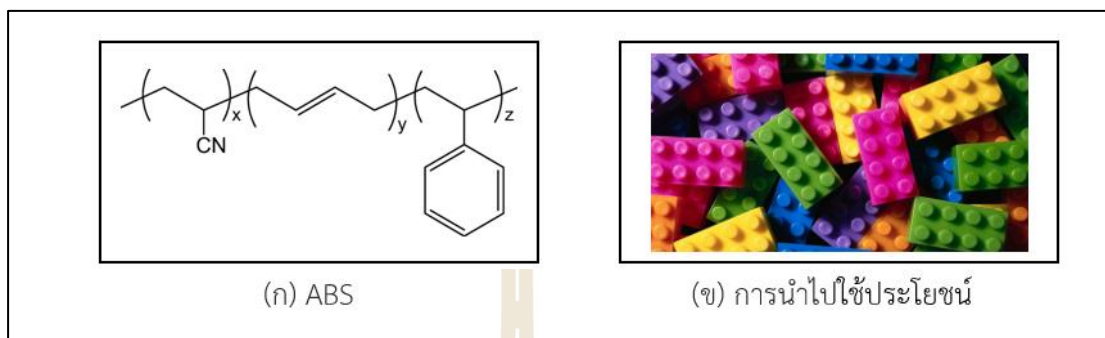
1) ABS (Acrylonitrile Butadiene Styrene)

สูตรเคมี  $(C_8H_8 \cdot C_4H_6 \cdot C_3H_3N)_n$

ความหนาแน่น 1.06-1.080  $g/cm^3$

การนำไปใช้ประโยชน์ เป็นพลาสติกที่มีทนทานต่อสภาพอากาศมีจุดหลอมเหลวสูง ยืดหยุ่น แข็งแรงทนทาน ทนต่อแรงบีบอัด และยังสามารถขึ้นรูปได้ง่าย เป็นพลาสติก

อีกชนิดหนึ่งที่ใช้ขึ้นรูปด้วยเครื่องพิมพ์ 3 มิติ (3D Printer) ได้ตัวอย่างสินค้าที่ใช้พลาสติกชนิดนี้ (รูปที่ 2.7) ของเล่นเด็ก ตัวต่อ หมวกกันน็อค ท่อส่งก๊าซ อุปกรณ์กีฬา เป็นต้น



รูปที่ 2.7 ลักษณะ ABS และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์

ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)

(ข) <https://dienamics.com.au/blog/lets-talk-about-acrylonitrile-butadiene-styrene-abs/>

2) Polycarbonate (PC)

ชื่อตาม IUPAC : poly(oxy-carbonyloxy-1,4-phenylene)

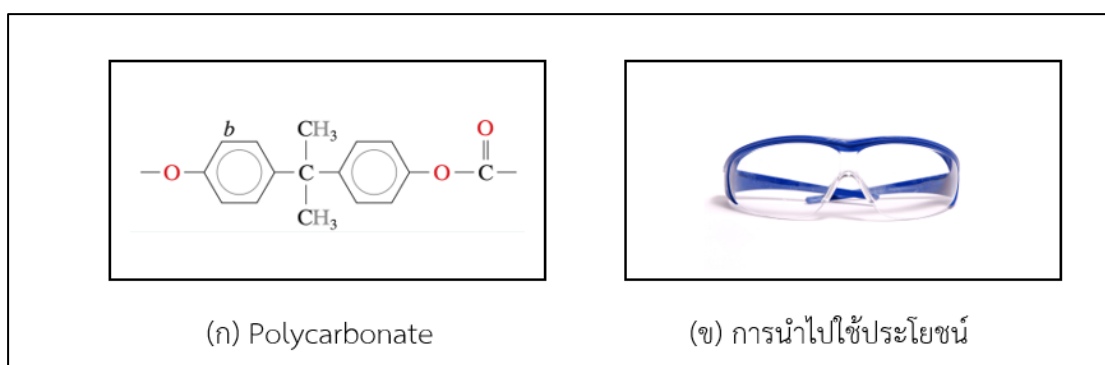
สูตรเคมี  $C_6H_4O_3$

ความหนาแน่น  $1.20 \text{ g/cm}^3$

จุดหลอมเหลว  $>140$  องศาเซลเซียส

ทนความเย็น  $-20$  องศาเซลเซียส

การนำไปใช้ประโยชน์ เป็นพอลิเมอร์อสังฐานที่สามารถขึ้นรูปและเทอร์โมฟอร์มได้ง่ายและมีคุณสมบัติมากมาย เช่น พอลิคาร์บอเนตมีการส่งผ่านแสงที่สูงเป็นพิเศษและความทนทานต่อแรงกระแทก ตลอดจนความเสถียรของมิติและการต้านทานที่ดี แต่ยังมีข้อเสียอยู่บ้าง กลุ่มเหล่านี้มีความทนทานต่อรอยขีดข่วนและตัวทำละลายที่ไม่ดี และมีแนวโน้มที่จะเป็นสีเหลืองเมื่อสัมผัสกับแสงยูวีเป็นเวลานาน พอลิคาร์บอเนตมักเคลือบด้วยซิลิโคนเพื่อเพิ่มความทนทานต่อรอยขีดข่วนและตัวทำละลาย (Polymer database) พอลิคาร์บอเนตเป็นพลาสติกที่มีจุดเด่นอยู่ที่ความทนทานอย่างมาก และยังมีคุณสมบัติเป็นฉนวนกันไฟฟ้าได้ดี และทนความร้อน สามารถใช้งานได้หลากหลาย (รูปที่ 2.8) วัสดุก่อสร้าง ชิ้นส่วนอิเล็กทรอนิกส์ตัวอย่างสินค้าที่ใช้พลาสติกชนิดนี้ เช่น แผ่นพอลิคาร์บอเนตสำหรับเรื่อกระจก แผ่น CD/DVD ชิ้นส่วนประกอบรถยนต์ แวนตานิรภัย เป็นต้น



รูปที่ 2.8 ลักษณะ Polycarbonate และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์

ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)

(ข) <https://thai.alibaba.com/product-detail/Poly-carbonate-skylight-roof-sheet-transparent-62512377769.html>

3) Acrylic (PMMA)

ชื่อตาม IUPAC : Poly(methyl 2-methylpropenoate)

สูตรเคมี  $(C_5H_8O_2)_n$

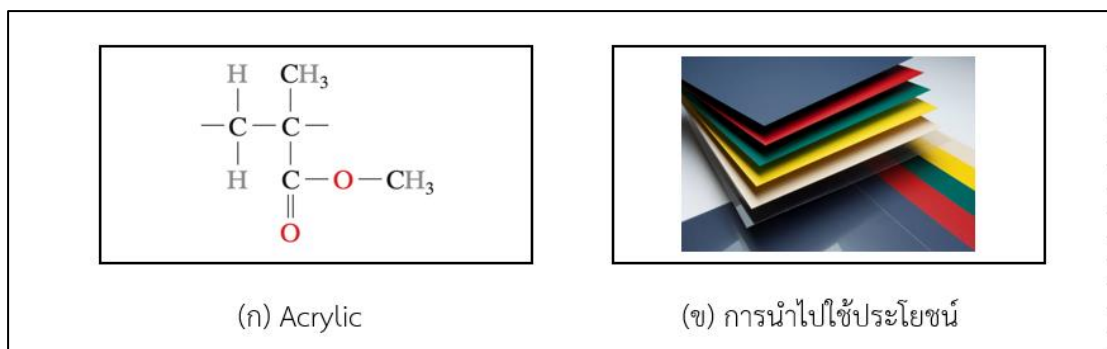
ความหนาแน่น  $1.18 \text{ g/cm}^3$

จุดหลอมเหลว  $>160$  องศาเซลเซียส

จุดเดือด  $>200$  องศาเซลเซียส

การนำไปใช้ประโยชน์ มักใช้ในรูปแบบแผ่นเนื่องจากมีคุณสมบัติ เช่น น้ำหนักเบาและทนต่อการแตกร้าว เป็นทางเลือกแทนกระจก มักจะทำหน้าที่เป็นทางเลือกที่ประหยัดสำหรับโพลีคาร์บอเนตเมื่อใดก็ตามที่ไม่ต้องการความแข็งแรงมาก (Pawar, 2016) อคริลิกเป็นพลาสติกชนิดหนึ่งที่เหมาะสมสำหรับการทำเลนส์แว่นตา เพราะมีความใส ทนต่อรอยขีดข่วน และมีโอกาสที่จะระคายเคืองต่อผิวหนังของมนุษย์ในบริเวณที่ละเอียดอ่อนน้อยมาก และยังมีความทนทานใช้แทนกระจกได้ตัวอย่างสินค้าที่ใช้พลาสติกชนิดนี้ (รูปที่ 2.9) ตูปลูกา กรอบรูป ป้ายโฆษณา เลนส์แว่นตา เป็นต้น





รูปที่ 2.9 ลักษณะ Acrylic และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์

ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)

(ข) <https://www.xometry.com/resources/materials/acrylic-pmma/>

#### 4) Nylon (PA)

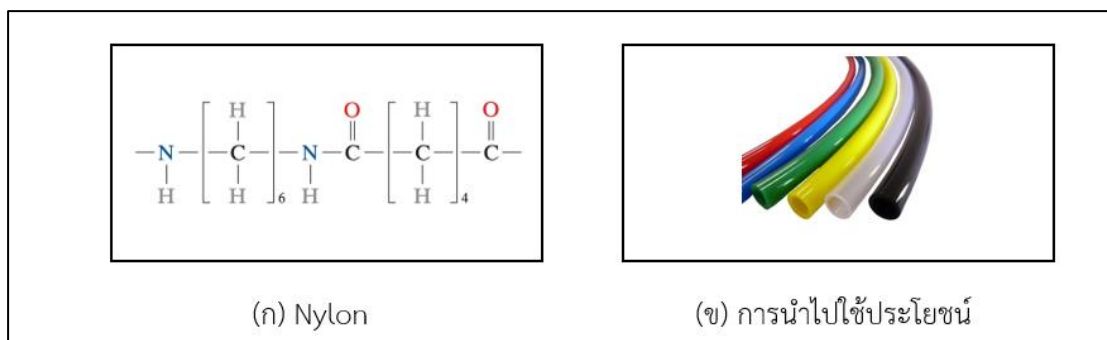
ชื่อตาม IUPAC : Poly(hexamethylene adipamide) (nylon6,6)

สูตรเคมี  $(C_{12}H_{22}N_2O_2)_n$

ความหนาแน่น 1.13-1.5  $g/cm^3$

จุดหลอมเหลว >264 องศาเซลเซียส

การนำไปใช้ประโยชน์ ไนลอนเกิดจากการมีกลุ่มเอไมต์ในโครงสร้างทางเคมี กลุ่มเอไมต์มีโครงสร้างทางเคมีคล้ายกับที่พบในเปปไทด์ตามธรรมชาติ ซึ่งสามารถหลอกลวงระบบภูมิคุ้มกัน ป้องกันไม่ให้ร่างกายตอบสนองต่อสิ่งแปลกปลอมที่เกิดขึ้น โดยเนื้อแท้แล้ว ไนลอนเป็นสารเฉื่อยทางชีวภาพและไม่ส่งเสริมกิจกรรมการส่งสัญญาณใด ๆ ภายในเซลล์ของร่างกาย (Dias RG et al., 2018) แต่เซลล์สามารถยึดติดกับไนลอนได้เนื่องจากมีลักษณะเป็นน้ำ คุณสมบัติเหล่านี้มีประโยชน์สำหรับการใช้งานแบบผสมเพื่อลดน้ำหนัก ปรับเปลี่ยนคุณสมบัติทางกล หรือส่งเสริมการประสานกันทางกลที่แข็งแรงขึ้นระหว่างรากฟันเทียมกับร่างกายมนุษย์ อุปกรณ์ทางการแพทย์ที่ใช้ไนลอนที่สำรวจในการทบทวนนี้ คือ ไหมเย็บ ท่อ สายสวน บอลลูนสายสวน และฟันปลอม (Momeni S et al., 2021) เป็นพลาสติกชนิดหนึ่งที่สามารถนำมาใช้งานได้หลากหลายรูปแบบ ด้วยจุดเด่นที่มีความหนาแน่น (เมื่อเทียบกับพลาสติกชนิดอื่น) ยืดหยุ่น ทนความร้อน และทนต่อสารเคมีตัวอย่างสินค้าที่ใช้พลาสติกชนิดนี้ (รูปที่ 2.10) เชือกไนลอน เสื้อผ้า ใช้แทนชิ้นส่วนเหล็กในรถยนต์ที่ไม่ต้องการความแข็งแรงมาก



รูปที่ 2.10 ลักษณะ Nylon และลักษณะการนำไปใช้ประโยชน์

ที่มา : (ก) [https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14\\_0.pdf?fbclid](https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/ch14_0.pdf?fbclid)

(ข) <https://www.airkertpneumatic.com/product/nylon-pa-tube/>

#### 2.1.4 ผลกระทบของไมโครพลาสติก

การปนเปื้อนไมโครพลาสติกในสิ่งแวดล้อมก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตและสิ่งแวดล้อมและระบบนิเวศ ดังต่อไปนี้

##### 2.1.4.1 การปนเปื้อนในห่วงโซ่อาหาร

ไมโครพลาสติกเป็นพลาสติกที่แตกตัวเป็นอนุภาคขนาดเล็กมีแหล่งที่มาจากขยะพลาสติกขนาดเล็กจากกิจกรรมบนดินมีส่วนทำให้เกิดขยะพลาสติกร้อยละ 80 โดยระบบนิเวศทางทะเล มีชายฝั่งเป็นเส้นทางหลักสำหรับการทิ้งขยะพลาสติกในแหล่งที่อยู่อาศัยทางทะเล (Derraik, 2002) การท่องเที่ยวทางทะเล การประมงเชิงพาณิชย์ และการปล่อยของเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมเป็นอีกช่องทางหนึ่งของมลภาวะไมโครพลาสติกในสิ่งแวดล้อม (Thompson, 2006) แหล่งอื่น ๆ ของไมโครพลาสติกโพลีเมอร์และไมโครพลาสติกที่อยู่ในทะเล ได้แก่ ผลิตภัณฑ์เครื่องสำอาง ยาสีฟัน น้ำยาทำความสะอาดมือ และผลิตภัณฑ์ทำความสะอาดที่หลากหลาย ซึ่งเข้าสู่ช่องทางน้ำผ่านระบบระบายน้ำในครัวเรือนและอุตสาหกรรม (Duis and Coors 2016; Derraik 2002) ไมโครพลาสติกถูกกินเข้าไปโดยสิ่งมีชีวิตทางทะเลหลายชนิด เนื่องจากอนุภาคขนาดเล็กและการปนเปื้อนของไมโครพลาสติกในระบบนิเวศทั้งในทะเลและสัตว์หน้าดิน (Thompson et al., 2009) เกิดการถ่ายทอดภายในห่วงโซ่อาหาร เนื่องจากการดูดซับมลพิษทางน้ำที่ติดไปในพื้นผิวไมโครพลาสติกและยังส่งต่อไปเรื่อย ๆ ในห่วงโซ่อาหาร ไมโครพลาสติกประกอบด้วยสารเจือปนและโมโนเมอร์ที่เป็นพิษซึ่งมีอัตราส่วนพื้นที่ต่อปริมาตรมากพอสมควร จึงมีประสิทธิภาพในการดูดซับมลพิษที่ไม่ชอบน้ำจากแหล่งน้ำ (Mato et al., 2001; Thompson et al., 2007) ขยะพลาสติกขนาดเล็กและเมื่อกลืนกินโดยสิ่งมีชีวิตในทะเล สารปนเปื้อนที่เป็นอันตราย (POPs) เหล่านี้จะถูกถ่ายโอนไปตามห่วงโซ่อาหารทะเลไม่เพียงแต่แหล่งกักตุนพิษและปะการังเท่านั้นที่บริโภคไมโครพลาสติก แต่ยังรวมถึงสัตว์ทะเลอีกหลายชนิดที่ได้รับผลกระทบด้วย การที่ไมโครพลาสติกสัมผัสกับสารร้ายที่เป็นอันตรายจะทำให้ส่งผลการเจริญเติบโตของสารร้าย ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อสุขภาพและเศรษฐกิจของมนุษย์ ไฟโตทอกซิน (phytotoxin) ส่วนใหญ่จะถูกส่งผ่านภายในสารร้ายที่เป็นพิษและถ่ายโอนไปยัง



แพลงก์ตอนหรือสัตว์หน้าดิน (หอยสองฝาหรือครัสเตเชียน) โดยการกินอาหาร เช่น พืชจากหอยทำให้ท้องร่วงและเป็นอัมพาต เกิดจากสารพิษจากสาหร่ายที่เกิดจากการสัมผัสไมโครพลาสติกที่สะสมอย่างยาวนาน และสามารถเข้าสู่ระบบทางเดินอาหารและทำให้เกิดอันตรายในมนุษย์ (Campbell et al., 2005) สารเคมีในไมโครพลาสติกจึงอาจเป็นพิษและคุกคามสุขภาพมนุษย์ มีการพบไมโครพลาสติกในกลุ่มสารมลพิษตกค้างยาวนาน หรือ persistent organic pollutants (POPs) เช่น ยาฆ่าแมลงและพลาสติกไซเซอร์ ไมโครพลาสติกเป็นพลาสติกอนุภาคเล็กที่หลุดรอดลงไปในมหาสมุทรได้จากการบำบัดน้ำเสีย พลาสติกเหล่านี้ไม่ได้ละลายหายไปไหนเพียงแค่แตกตัวเป็นชิ้นเล็กลงจนเป็นอาหารของแพลงก์ตอนและหอยต่าง ๆ ทำให้ไมโครพลาสติกเข้าไปในห่วงโซ่อาหาร มีการศึกษาวิจัยพบการสะสมไมโครพลาสติกสะสมในสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ ดังนี้

### 1) สัตว์ทะเลหน้าดิน (Marine Benthos)

สัตว์หน้าดินเป็นองค์ประกอบสำคัญของระบบนิเวศทางทะเล และประกอบด้วยสิ่งมีชีวิตทางทะเลโดยประมาณร้อยละ 98 เป็นสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลัง เช่น หอยนางรม หอยแมลงภู่ เพรียง และกุ้ง ได้รับการตรวจสอบถึงไมโครพลาสติกที่กินเข้าไป (Nerland et al., 2014) หอยแมลงภู่สีน้ำเงิน (หอยสองฝา) พบว่ากินไมโครพลาสติกจากน้ำทะเล การศึกษาหอยแมลงภู่สีน้ำเงินในฟาร์มจากเยอรมนีใกล้ทะเลเหนือ พบว่าสายพันธุ์นี้กินไมโครพลาสติกประมาณ  $0.36 \pm 0.07$  อนุภาคต่อกรัม (น้ำหนักเปียก) ในขณะที่หอยนางรมจากบริเตนนี้ ประเทศฝรั่งเศส ใกล้มหาสมุทรแอตแลนติกเหนือยังแสดงให้เห็นว่ามีไมโครพลาสติกอยู่ที่  $0.47 \pm 0.16$  อนุภาคต่อกรัม (น้ำหนักเปียก) ในตัวหอย (Van Cauwenberghes & Janssen, 2014) เป็นที่คาดการณ์ว่าสัตว์หน้าดิน เช่น ครัสเตเชียน โพลีคีต และหอยสองฝา เป็นแหล่งอาหารของกิ้งก่ามกราม ดังนั้นไมโครพลาสติกที่ถูกบริโภคโดยสิ่งมีชีวิตหน้าดินนี้จะถ่ายทอดเข้าสู่กิ้งก่ามกรามต่อไป (Murray & Cowie, 2011) มีการศึกษาพบว่าตัวอ่อนของเม่นทะเลดูดซับอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีขนาด 10-40 ไมโครเมตร ซึ่งใกล้เคียงกับขนาดของเหยื่อที่ใช้เป็นอาหาร (Wright et al., 2013) แสดงให้เห็นว่าการถ่ายทอดกันภายในห่วงโซ่อาหาร

### 2) ปลา

จากการศึกษาของ Lusher et al. (2013) พบว่าร้อยละ 30 ของปลาแต่ละสายพันธุ์ปลากินเนื้อมีการสะสมไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรไพลีน, พอลิเอทิลีน, พอลิเอทิลีน เป็นต้น และมีรายงานพบว่าสายพันธุ์ปลากินเนื้อในปากน้ำเขตร้อนทางตะวันออกเฉียงเหนือของบราซิลตรวจพบไมโครพลาสติกที่กระเพาะอาหาร (Ramos et al., 2012) ส่วนไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตรตรวจพบในปลากินเนื้อในเขตนอกเขตร้อนแปซิฟิกเหนือ (Boerger et al., 2010) ในขณะที่ไมโครพลาสติกที่มีขนาดใหญ่กว่า 5 มิลลิเมตร จะตรวจพบอยู่ในลำไส้ของปลานานกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็กกว่า 2 มิลลิเมตร (Dos Santos & Jobling, 1992) นอกจากปลาแล้วในกึ่งลึบสเตอร์นอร์เวย์พบว่าร้อยละ 83 ของกึ่งลึบสเตอร์ติดเชื้อในทางเดินอาหารจากการกลืนกินไมโครพลาสติกชนิดต่าง ๆ (Murray & Cowie, 2011)

### 3) นกทะเล

นกทะเล เช่น อัลบาทรอส เขียววอเตอร์ นกนางแอ่น และนกกางนวล ที่กินสัตว์ที่ผิวน้ำทะเล ตรวจพบไมโครพลาสติกที่กินเข้าไปจะสะสมอยู่ในกระเพาะอาหาร (Blight &

Burger, 1997) นอกจากภูมิภาคแอตแลนติกตอนใต้ มีการตรวจพบอนุภาคไมโครพลาสติกในระบบย่อยอาหารและพบว่าถูกขับออกมาในรูปของอุจจาระ (Ryan 2008) ขณะเดียวกันมีการตรวจพบเศษพลาสติกขนาดเล็กในระบบย่อยอาหารของนกจุมูกตลอดทางสั้น (Puffinus tenuirostris) ที่มีต้นกำเนิดมาจากทะเลเหนือ (Vlietstra & Parga, 2002) การสำรวจเป็นกลไกที่นกทะเลสามารถกำจัดไมโครพลาสติกออกจากทางเดินอาหารได้ (Lindborg et al., 2012)

#### 4) สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม

มีรายงานการพบไมโครพลาสติกที่ในสิ่งมีชีวิตเลี้ยงลูกด้วยนม ได้แก่ เต่าทะเล วาฬ แมวน้ำทำเรือ และหมีขั้วโลก (Derraik 2002) และในบราซิลพบว่าเต่าทะเลประมาณร้อยละ 60.5 ติดเชื้อจากการสะสมของไมโครพลาสติกในทางเดินอาหาร (Nerland et al., 2014) วาฬ Baleen ซึ่งเป็นสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมในทะเลอีกชนิดหนึ่ง พบการปนเปื้อนไมโครพลาสติกเนื่องจากกินสัตว์เล็ก ๆ ในทะเลเป็นอาหาร (Fossi et al., 2012) นอกจากนี้ปลาวาฬมีศักยภาพสูงที่จะกลืนกินและสะสมไมโครพลาสติกในกระเพาะอาหารและลำไส้ เนื่องจากมีปริมาณไขมันสูง นอกจากนี้ยังมีรายงานพบว่าการตายของปลาวาฬโดยมีการตรวจพบว่ามีไมโครพลาสติกสะสมในลำไส้จำนวนมากและมีการตรวจพบไมโครพลาสติกในกระเพาะอาหารและลำไส้ของแมวน้ำฮาร์เบอร์ (Phoca vitulina) (Bravo Rebolledo et al., 2013)

#### 2.1.4.2 ผลกระทบต่อสุขภาพ

มนุษย์ทั่วไปอาจสัมผัสกับไมโครพลาสติกในเครื่องสำอาง โดยเครื่องสำอางมีส่วนประกอบของ เช่น สารกลุ่มพาทาเลต (Phthalate) ที่ทำให้เกิดความอ่อนตัวในเครื่องสำอางหรือ PCBs ภายในไมโครพลาสติกหรือสารมลพิษอื่น ๆ ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อระบบลำไส้ทำให้เกิดอาการเวียนศีรษะ คลื่นไส้ อาเจียน (Lassen et al., 2015) จากการทดลองเมื่อสัมผัสถูกตาจะทำให้เกิดการระคายเคืองต่อตาเล็กน้อย ปวดตา น้ำตาไหล (กรมวิทยาศาสตร์การแพทย์, 2559) ผลิตภัณฑ์โฟมล้างหน้า น้ำยาทำความสะอาดมือ ยาสีฟัน ที่มีส่วนประกอบอนุภาคไมโครพลาสติกพอลิเอทิลีนและพอลิโพรพิลีน ได้รับการประเมินโดยสถาบัน German Federal Institute for Risk Assessment พบว่า การใช้ผลิตภัณฑ์ที่ประกอบด้วยไมโครพลาสติกในการสครับใบหน้าและผลิตภัณฑ์อาบน้ำที่มีเม็ดไมโครพลาสติกหรือไมโครบีดส์ขนาดใหญ่กว่า 1 ไมโครเมตร เป็นเวลานานส่งผลให้เกิดความเสียหายต่อผิวหนัง อนุภาคไมโครพลาสติกและไมโครบีดส์จากยาสีฟันสามารถกลืนกินโดยไม่รู้ตัวและถูกดูดซึมผ่านทางเดินอาหาร (Lassen et al., 2015) จากการตรวจพบการสะสมของไมโครพลาสติกในอาหารทะเล เช่น หอยแมลงภู่ หอยนางรม ปู ปลิงทะเล และปลา แต่ยังไม่มีการยืนยันข้อมูลองค์ประกอบทางเคมี ขนาดอนุภาค รูปร่าง หรือความเข้มข้นของอนุภาคไมโครพลาสติกที่พบในอาหาร (Microplastic Particles in Food, 2015) การกลืนกินอนุภาคขนาดเล็กเข้าไปอาจทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของโครโมโซมซึ่งนำไปสู่ภาวะมีบุตรยาก (GESAMP, 2015) มนุษย์มีโอกาสสัมผัสกับไมโครพลาสติกทำให้เกิดความเสี่ยงเกิดผลกระทบต่อระบบย่อยอาหาร (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014) การศึกษาในกลุ่มพนักงานที่ทำงานในโรงงานอุตสาหกรรม สิ่งทอ พบว่าพนักงานร้อยละ 4 จะมีอาการระคายเคืองต่อระบบทางเดินหายใจมากกว่าคนปกติ ซึ่งเป็นภาวะที่เกี่ยวข้องกับระบบทางเดินหายใจภายในร่างกายทำให้ไอ หายใจลำบาก และปริมาณความจุของปอดลดลง (Warheit et al., 2001) จากการศึกษาของ Boag et al, (1999) พบว่าในสหรัฐอเมริกา แคนาดา

และเนเธอร์แลนด์ พนักงานที่ทำหน้าที่ในโรงงานแปรรูปเส้นใยอะรามิด (Aramid fiber) พอลิเอสเตอร์ และพอลิเอไมด์หรือเรียกอีกอย่างว่า ไนลอน มีอาการคล้ายกัน ได้แก่ การไอ หายใจลำบาก หายใจมีเสียงวี๊ด และมีเสมหะ (Kremer A et al., 1994) การตรวจวิเคราะห์การเกิดโรคของชิ้นเนื้อปอดจากพนักงานในอุตสาหกรรมสิ่งทอ เช่น ไนลอน พอลิเอสเตอร์ และอะคริลิก พบว่ามีการเกิดพังผืดและละอองเม็ดเล็ก ๆ ที่มีสิ่งแปลกปลอมซึ่งสันนิษฐานว่าเป็นอะคริลิก พอลิเอสเตอร์และละอองไนลอน ซึ่งลักษณะดังกล่าวมีความคล้ายคลึงกับโรคถุงลมโป่งพองซึ่งเป็นรูปแบบหนึ่งของการอักเสบของปอด (Pimentel et al., 1975) นอกจากนี้มีการศึกษาพบว่าในระบบทางเดินหายใจของมนุษย์มีการพบเส้นใยพลาสติกในปอด โดยเส้นใยพลาสติกมีความยาว 135 ไมโครเมตร ประมาณหนึ่งในสี่ของเส้นผ่านศูนย์กลางของหลอดลมฝอยในระบบทางเดินหายใจ (Pauly et al., 1998) จากรายงานงานวิจัยที่ผ่านมาจะเห็นได้ว่าการพบไมโครพลาสติกในอวัยวะต่าง ๆ ในร่างกายมนุษย์

### 2.1.5 สถานการณ์ของไมโครพลาสติก

สถานการณ์ปัจจุบันทั่วโลกเริ่มมีการลงประชามติเรื่องถุงพลาสติกมากขึ้นเรื่อย ๆ แคลิฟอร์เนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา มีการประกาศห้ามใช้ถุงพลาสติกแบบใช้ครั้งเดียวทิ้ง โดยผ่านร่างกฎหมาย Prop 67 (Plastic Pollution Coalition, 2016) ในแง่ที่คล้ายคลึงกันนโยบายห้ามใช้ถุงพลาสติกของประเทศสกอตแลนด์ส่งผลทำให้ปริมาณถุงพลาสติกที่ใช้ลดลงประมาณ 650 ล้านใบ (Plastic Pollution Coalition, 2016) ในประเทศไอร์แลนด์มีการควบคุมถุงพลาสติกและมีการร่างกฎหมายการเรียกเก็บค่าธรรมเนียมสำหรับถุงพลาสติกข้อป้าง (Plastic Pollution Coalition, 2016) รัฐบาลท้องถิ่นของสหรัฐอเมริกาและประเทศพัฒนาแล้วอื่น ๆ ของโลกได้กำหนดกฎหมายหลายประการและดำเนินการปรับสำหรับการใช้ถุงพลาสติก พบว่าทำให้มีการใช้ถุงพลาสติกลดลงเฉลี่ยร้อยละ 60-90 (Plastic Pollution Coalition, 2016)

ไมโครพีดส์เป็นอนุภาคพอลิเอทิลีนและพอลิโพรพิลีนซึ่งใช้ในการล้างหน้าและยาสีฟันก่อให้เกิดมลภาวะทางทะเลจำนวนมาก หลายประเทศในยุโรปได้ออกคำสั่งห้ามผลิตภัณฑ์ที่มีไมโครพีดส์อย่างเด็ดขาด ในสหรัฐอเมริกาประธานาธิบดีบารัค โอบามา ได้ลงนามใน Microbead-Free Waters Act of 2015 ซึ่งได้รับการอนุมัติอย่างเป็นทางการจากคณะกรรมการพลังงานและการพาณิชย์ของสภาผู้แทนราษฎรเพื่อลดมลพิษของจุลินทรีย์ในแหล่งน้ำ (Pallone, 2015) รัฐบาลกลางของประเทศต่าง ๆ เช่น แคนาดา ออสเตรเลีย ออสเตรเลีย เบลเยียม ลักเซมเบิร์ก เนเธอร์แลนด์ เยอรมนี และสวีเดน มีแผนการห้ามใช้ไมโครพีดส์ในผลิตภัณฑ์ดูแลส่วนบุคคล (Perschbacher, 2016) ในแคลิฟอร์เนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา มีการห้ามใช้ไมโครพีดส์สารกัดกร่อนอนุภาคขนาดเล็กในผลิตภัณฑ์ในประเทศ เช่น สครับขัดผิวหน้า น้ำยาซักผ้า สครับ ครีม และยาสีฟัน มีการออกข้อบังคับที่เข้มงวดขึ้นเพื่อต่อต้านการใช้ไมโครพลาสติกที่เป็นพิษ และให้ความสำคัญอย่างยิ่งต่อการเลือกใช้ที่เป็นธรรมชาติและเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมใน ผลิตภัณฑ์เครื่องสำอางเพื่อปกป้องระบบนิเวศ (Plastic Pollution Coalition, 2015) ซานฟรานซิสโกกลายเป็นรัฐแรกของสหรัฐอเมริกาที่ห้ามใช้ขวดน้ำพลาสติก (Plastic Pollution Coalition, 2016) กฎหมายคุ้มครองสิ่งแวดล้อมของแคนาดากำหนดให้ไมโครพีดส์อยู่ในรายชื่อสารพิษ ในปัจจุบันประเทศต่าง ๆ เริ่มมีการณรงค์ลดการใช้พลาสติกหรือผลิตภัณฑ์ที่อาจก่อให้เกิดไมโครพลาสติกปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม

## 2.2 เทคโนโลยีที่ใช้ในกระบวนการบำบัด

เทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดไมโครพลาสติกมีด้วยกันหลายวิธีซึ่งแต่ละวิธีก็มีข้อดี-ข้อเสียแตกต่างกันดังต่อไปนี้

### 2.2.1 เทคโนโลยีการบำบัดด้วย Ozone

โอโซน ( $O_3$ ) เป็นสารออกซิไดซ์ที่มีประสิทธิภาพสูง เมื่อเปรียบเทียบกับตัวออกซิไดซ์ตัวอื่น มีระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาน้อยกว่า สามารถออกซิไดซ์ได้ทั้งสารอินทรีย์-อนินทรีย์ และหลังทำปฏิกิริยาจะไม่ทิ้งสารพิษตกค้างในสิ่งแวดล้อม กระบวนการออกซิเดชันด้วยโอโซนจะทำให้พันธะพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกนั้นสลายตัวกลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นกระบวนการที่ใช้สำหรับการฆ่าเชื้อและการกำจัดสิ่งปนเปื้อนในกระบวนการผลิตน้ำประปา และเป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียขั้นตติยภูมิหรือเรียกว่าขั้นสูงก่อนที่จะปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม (Sauv'et al., 2014)

จากการศึกษาของ Yang et al (2019) พบว่า โอโซนมีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกร้อยละ 71.67 เนื่องจากไมโครพลาสติกไม่ได้ถูกกำจัดออกไปทั้งหมดในระหว่างกระบวนการบำบัดขั้นต้นและกระบวนการบำบัดขั้นที่สอง โดยอนุภาคไมโครพลาสติกจะเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน ซึ่งอาจส่งผลทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างทางเคมีของไมโครพลาสติก (Yang et al., 2018) และจากการศึกษาของ Tidjani (2000) พบว่าโอโซนของพันธะไฮโดรคาร์บอนจะเกิดปฏิกิริยาได้ผลผลิตเป็นเปอร์ออกซี-อนุมูลอิสระ ซึ่งจะถูกลดเป็นเปอร์ออกไซด์ คีโตน และอัลดีไฮด์ นอกจากนี้มีการตรวจพบคีโตนบริเวณพื้นผิวของไมโครพลาสติกแสดงให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงของไมโครพลาสติกหลังเกิดปฏิกิริยาซึ่งอาจนำไปสู่การเกิดสารก่อมะเร็ง (Mackay et al., 2014) การเปลี่ยนแปลงที่พื้นผิวไมโครพลาสติกทำให้ความไม่ชอบน้ำของไมโครพลาสติกลดลง (Nodeh et al., 2020) ส่งผลทำให้ความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์ไมโครพลาสติกลดลงอีกด้วย (Lu et al., 2019) ตารางที่ 2.4 แสดงให้เห็นว่าโอโซนได้สร้างฟังก์ชันใหม่บนพื้นผิวของอนุภาคไมโครพลาสติก ได้แก่ หมู่ฟังก์ชันอัลดีไฮด์อะลิฟาติก กรดคาร์บอกซิลิก และอะลิฟาติกคีโตนที่เกิดขึ้น (Chtourou H et al., 1993) นอกจากนี้ไมโครพลาสติกสามารถทำหน้าที่เป็นเกราะป้องกันสารปนเปื้อนอินทรีย์ที่ดูดซับทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดในกระบวนการบำบัดขั้นที่สองลดลง (Du et al., 2020) การเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันของไมโครพลาสติกเป็นทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงที่พื้นผิวและศักยภาพการดูดซับของไมโครพลาสติก (Liu et al., 2020) นอกจากนี้การศึกษาของ Kefeli et al. (1971) สอดคล้องกับผลการศึกษาที่ผ่านมา (Chtourou et al., 1993; Du et al., 2020; Liu et al., 2020) ซึ่งตรวจพบแถบการดูดซับแสงในช่วงความยาวคลื่นระหว่าง  $1,100$  ถึง  $1,200 \text{ cm}^{-3}$  ทำให้เกิดจากการทับซ้อนกันของกลุ่มการดูดซับต่าง ๆ เช่น แอลกอฮอล์ เอสเทอร์ อีเทอร์ และกรด (Billamboz et al., 2010) ซึ่งเป็นผลมาจากการออกซิไดส์ของโอโซนพบ  $OH^-$ ,  $HO_2^-$  และ  $O_2^-$  บนพื้นผิวของอนุภาคไมโครพลาสติก  $OH^-$  ที่สร้างขึ้นมีบทบาทเป็นตัวริเริ่มในกระบวนการออกซิเดชันโดยการแยกอะตอมไฮโดรเจนออกจากสายโซ่พอลิเมอร์ ซึ่งนำไปสู่การก่อตัวของอัลคิลเรดิคัล (Alkyl radical R·) (Hoigne et al., 1985)

### 2.2.2 เทคโนโลยีการใช้คลอรีน (Chlorine)

คลอรีนเป็นสารฆ่าเชื้อที่ใช้กันอย่างแพร่หลายมากที่สุดในระบบประปาทั่วโลกและพบการใช้คลอรีนเป็นสารทำความสะอาดสำหรับสระว่ายน้ำหรือการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนซึ่งเรียกว่า



คลอรีเนชัน (Chlorination) การฆ่าเชื้อบริเวณเฉพาะที่เพื่อทำลายเชื้อจุลินทรีย์ทั้งแบคทีเรียและไวรัสที่ก่อโรค เนื่องจากคลอรีนเป็นสารออกซิไดซ์อย่างแรงดังแสดงในตารางที่ 2.4 จึงมีการใช้คลอรีนหรือสารประกอบคลอรีนในการทำลายเชื้ออย่างกว้างขวางในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งข้อดีของคลอรีน คือ เป็นสารเคมีที่ทำได้ง่าย ราคาไม่แพง ไม่เป็นอันตรายต่อคนและสัตว์ ฆ่าเชื้อโรคอย่างรวดเร็วและมีฤทธิ์ฆ่าเชื้อโรคในน้ำต่อไปได้อีก จากการศึกษาของ Radityaningrum et al. 2021 พบว่าการใช้คลอรีนในการกำจัด ไมโครพลาสติกในระบบผลิตน้ำประปามีประสิทธิภาพอยู่ในช่วงร้อยละ 11 - 71 โดยปฏิกิริยาของก๊าซคลอรีนในน้ำจะทำให้เกิดกรดไฮโปคลอรัสและไฮโปคลอไรต์อ็อกซิเจน ซึ่งสามารถทำปฏิกิริยากับ ไมโครพลาสติกได้พอลิเมอร์ทุกชนิดมีความทนทานต่อปฏิกิริยาของคลอรีนในการเปลี่ยนแปลงลักษณะทางกายภาพและโครงสร้างของพลาสติกจึงต้องใช้ปริมาณและเวลาในการสัมผัสคลอรีนสูง (Kelkar et al., 2019) โดยคลอรีนสามารถส่งผลกระทบต่อคุณสมบัติทางกายภาพและทางโครงสร้างเคมีของไมโครพลาสติกที่อาจเกิดขึ้น เช่น การทำลายพันธะที่มีอยู่และการเพิ่มขึ้นของพันธะคาร์บอนคลอรีน (C-Cl) เป็นที่ทราบกันดีว่าเพิ่มความเป็นพิษทำให้พอลิเมอร์ไม่ชอบน้ำเพิ่มมากขึ้น และมีแนวโน้มที่จะดูดซับ สะสม สารอินทรีย์ที่พื้นผิวเพิ่มมากขึ้น (El-Shahawi et al., 2010) เมื่อไมโครพลาสติกทำปฏิกิริยากับคลอรีนอาจเกิดเป็นสารที่ก่ออันตรายได้เนื่องจากไมโครพลาสติกมีความสามารถในการดูดซับสารเคมีที่เป็นอันตรายเพิ่มขึ้นเกิดการกักตัวของสารเคมีที่ไม่พึงประสงค์ ได้แก่ (C<sub>5</sub>H<sub>11</sub>ClO) และ (C<sub>5</sub>H<sub>10</sub>Cl) (Wang et al., 2018; Mitroka et al., 2013)

ตารางที่ 2.4 ข้อดีและข้อเสียของเทคโนโลยีที่ใช้ในกระบวนการบำบัดไมโครพลาสติก

เทคโนโลยีการบำบัด	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
โอโซน (Ozone)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- โอโซนมีความว่องไวในการทำปฏิกิริยากับสารต่าง ๆ</li> <li>- โอโซนมีค่าการออกซิไดซ์สูงกว่าคลอรีน 1.5 เท่า และสูงกว่าไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ถึง 1.3 เท่า</li> <li>- โอโซนเป็นสารออกซิแดนซ์ที่รุนแรงสามารถใช้ในการควบคุมสาหร่ายได้</li> <li>- ไม่รวมตัวกับสารอินทรีย์ให้สารคลอโรฟอร์มหรือไตรฮาโลมีเทน</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- โอโซนเป็นก๊าซที่ไม่เสถียรสามารถสลายเป็นออกซิเจนได้อย่างรวดเร็ว</li> <li>- ราคาแพง</li> <li>- เปลี่ยนแปลงโครงสร้างทางเคมีของไมโครพลาสติก</li> </ul>	Langlais et al., 1991 Lin & Yeh, 1993
คลอรีน (Chlorine)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- คลอรีนนิยมใช้กับระบบบำบัดน้ำก่อนนำมาผลิตเพื่ออุปโภคหรือบริโภค และก่อนปล่อยน้ำเสียลงสู่สาธารณะ</li> <li>- คลอรีนมีผลทำลายทั้งเซลล์และสปอร์ของแบคทีเรียและมีผลต่อ fungi และไวรัส</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- เป็นอันตรายต่ออวัยวะของร่างกายและระบบทางเดินหายใจ</li> <li>- คลอรีนทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์เกิดสารข้างเคียง</li> </ul>	Talaro & Talaro, 1993



ตารางที่ 2.4 ข้อดีและข้อเสียของเทคโนโลยีที่ใช้ในกระบวนการบำบัดไมโครพลาสติก (ต่อ)

เทคโนโลยีการบำบัด	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
เครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรน(Membrane bioreactor)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ระบบ MBR เหมาะสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง</li> <li>- น้ำที่ผ่านกระบวนการ MBR จะมีความขุ่นต่ำกว่า 1 NTU และสามารถนำน้ำทิ้งไปใช้ซ้ำหรือหมุนเวียนได้</li> <li>- ระบบ MBR สามารถบำบัด E. coli ได้มากกว่าร้อยละ 98</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- เกิดการอุดตันของเมมเบรน</li> <li>- ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบนาน</li> <li>- ราคาแพง</li> </ul>	Defrance et al., 1999; Rautenbach & Vobenkaul, 2001 Wen et al., 2003
Activated Carbon	<ul style="list-style-type: none"> <li>- การควบคุมและบำรุงง่าย สามารถดูดซับสารได้</li> <li>- มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดสารอินทรีย์</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- การนำกลับมาใช้ต้องมีการฟื้นฟู</li> <li>- ใช้พลังงานสูง</li> </ul>	ETPC, 2009
การออกซิเดชันขั้นสูง (AOPs)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- สารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกเปลี่ยนไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำได้สมบูรณ์ หากเป็นสารอินทรีย์ผลิตภัณฑ์จะกลายเป็นเกลือ</li> <li>- เกิดจากการทำงานร่วมกันของสองส่วนจึงก่อให้เกิด Hydroxy Radical ซึ่งถือว่าเป็นสารออกซิแดนท์ที่มีค่า E<sup>0</sup> สูง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ค่าใช้จ่ายสูงเมื่อเทียบกับกระบวนการอื่น ๆ เนื่องจากต้องมีการใช้งานเทคโนโลยีการบำบัดมากกว่า 1 เทคโนโลยี</li> <li>- เปลี่ยนแปลงโครงสร้างทางเคมีของไมโครพลาสติก</li> </ul>	Heek et al., 1991

ตารางที่ 2.4 ข้อดีและข้อเสียของเทคโนโลยีที่ใช้ในกระบวนการบำบัดไมโครพลาสติก (ต่อ)

เทคโนโลยีการบำบัด	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
กระบวนการกรองโดยใช้เมมเบรน (Membrane Filtration)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- นิยมใช้ในกระบวนการผลิตน้ำเพื่อการอุปโภคหรือบริโภค</li> <li>- มีความหลากหลายของขนาดเยื่อกรองเมมเบรน สามารถเลือกใช้งานได้ตามความเหมาะสม</li> <li>- สามารถกำจัดเชื้อโรค สารที่มีประจุ และโลหะหนักได้พร้อม ๆ กัน</li> <li>- มีขนาดกะทัดรัดไม่เปลืองเนื้อที่ ไม่ต้องใช้สารเคมีในการแยกสารละลาย ใช้เวลานสั้น</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- น้ำทิ้งต่าง ๆ เป็นสาเหตุที่ทำให้เกิดการอุดตันในเยื่อกรองเมมเบรนส่งผลให้ประสิทธิภาพและอายุการใช้งานของเยื่อกรองลดลง</li> <li>- ต้นทุนในการลงทุนสูง, ค่าใช้จ่ายสูง</li> </ul>	Barker, 2000 ; Jarusutthirak et al., 2002; Oron et al., 2008; Chang et al., 2005; Lazarova et al., 1999
กระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน	<ul style="list-style-type: none"> <li>- สามารถแยกตะกอนและสารแขวนลอยออกจากน้ำเสียได้หลายชนิด</li> <li>- การควบคุมดูแลไม่ยุ่งยาก</li> <li>- สามารถลดการอุดตันของเยื่อกรองได้เมื่อนำมาใช้เป็น Pre-treatment</li> <li>- ค่าใช้จ่ายต่ำ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ทำให้ pH ของน้ำเปลี่ยนแปลง</li> <li>- สารเคมีบางชนิดทำให้เกิดสีต้องมีการบำบัดสีต่อการกำจัดสีต่อ</li> </ul>	Yu et al., 2016; Huang et al., 2007; Laabs et al., 2006; Listiarini et al., 2009

### 2.2.3 เทคโนโลยีเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

กระบวนการเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane bioreactor: MBR) เป็นเทคโนโลยีของการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการตะกอนเร่งแบบธรรมดาที่กระบวนการกรองเมมเบรนใช้รวมกัน ถึงปฏิกิริยามีหน้าที่ดักจับสารอินทรีย์และกากตะกอนซึ่งจะช่วยเพิ่มความเข้มข้นของกากตะกอนที่ใช้งานและควบคุมเวลาพักตะกอนและระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียในถังปฏิกิริยาหลังจากนั้นจะเข้าสู่กระบวนการกรองโดยเมมเบรนเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ โดยเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพแบบเมมเบรน มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดไมโครพลาสติกที่อยู่ในช่วงร้อยละ 99.4 – 99.9 เทียบกับกระบวนการตะกอนเร่งแบบธรรมดา (Conventional Activated Sludge: CAS) ที่มีประสิทธิภาพอยู่ในช่วงร้อยละ 10-30 (Talvitie et al., 2017; Lares et al., 2018) เนื่องจากไมโครพลาสติกมีขนาดใหญ่กว่าขนาดรูพรุนของแผ่นกรอง ซึ่งจะส่งผลทำให้เกิดการอุดตันของเมมเบรน โดยปัจจัยที่มีผลต่อการอุดตัน ได้แก่ ลักษณะของน้ำเสีย สภาพการทำงาน คุณสมบัติของเมมเบรน และลักษณะชีวะ และยังมีข้อจำกัดในด้านระยะเวลาซึ่งถือว่าเป็นข้อเสียเปรียบที่สำคัญของเทคโนโลยีนี้ ดังแสดงในตารางที่ 2.4 เมื่อเทียบกับกระบวนการตะกอนเร่งแบบธรรมดา กระบวนการเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนใช้เวลาในการเดินระบบนานกว่ามาก (Iorhemen et al., 2016) และระยะเวลาที่ใช้ในการเดินระบบนานกว่าเทคโนโลยีอื่น ๆ (Gkotsis & Zouboulis, 2019)

### 2.2.4 เทคโนโลยี Advanced oxidation process (AOPs)

เป็นกระบวนการออกซิเดชันเพื่อกำจัดสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ในน้ำ โดยจะออกซิไดส์ผ่านปฏิกิริยากับอนุมูลไฮดรอกซิล ( $\text{OH}^\bullet$ ) ในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย (AOPs) ที่ได้รับความนิยมในระบบบำบัดน้ำ ได้แก่ กระบวนการ Electro-Fenton-like กระบวนการ Electrooxidation กระบวนการ Sulfate radical based Fenton กระบวนการ Heterogeneous photo-Fenton และกระบวนการ Sulfate radical based Fenton เป็นต้น จากการศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสีย (AOPs) พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกอยู่ในช่วงร้อยละ 30-70 (Miao et al., 2020; Kiendrebeogo et al., 2021; Kang et al., 2021; Huang et al., 2017; Kida et al., 2019) โดยข้อดีของกระบวนการเหล่านี้ คือ สารเคมีที่ใช้ราคาไม่แพง สามารถเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันได้ดี มีประสิทธิภาพในการสลายสารอินทรีย์สูงและไม่เกิดตะกอน (Shu et al., 2004) ผลิตภัณฑ์พลาสติกที่มีความเสถียรอาจไม่แสดงความเป็นพิษจากสารเคมี แต่เมื่อพลาสติกเกิดการย่อยสลายด้วยกระบวนการทางเคมี ชีวภาพ หรือกายภาพทำให้เกิดพลาสติกขนาดเล็กหรือไมโครพลาสติกเข้าสู่สิ่งแวดล้อม พื้นที่ผิวของไมโครพลาสติกจะดูดซับสารอินทรีย์หรือสารเคมีส่งผลให้เกิดความเป็นพิษของไมโครพลาสติก (Wright and Kelly, 2017) สารพิษต่าง ๆ เช่น dipentyl phthalate (DPP), di(2-ethyl-hexyl) phthalate (DEHP), bisphenol A (BPA) กลไกการเกิดความเป็นพิษหลักของไมโครพลาสติกมาจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน คาดว่าจะส่งผลต่อระบบประสาท แต่ก็ขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่ติดอยู่ที่พื้นผิวของไมโครพลาสติก (Jeong & Choi, 2020)

### 2.2.5 เทคโนโลยี Membrane filtration

กระบวนการกรองโดยเมมเบรนจะต้องอาศัยแรงขับเคลื่อนหรือแรงดันที่ทำให้สารละลายไหลผ่านเยื่อกรองเมมเบรนและเกิดการแยกส่วนที่ติดกระดาดกรองและส่วนของเหลวออกจากกัน เช่น ผลต่างของความเข้มข้น หรือผลต่างของความดัน ซึ่งลักษณะที่สำคัญของเยื่อกรอง

เมมเบรน คือ มีคุณสมบัติในการเลือกผ่านสารซึ่งเป็นผลมาจากโครงสร้างทางเคมี หรือทางกายภาพ อาจพิจารณาได้จากการตั้งคูระหว่างแผ่นเมมเบรนกับสารนั้น ๆ จากขนาดของรูพรุน หรือจากการมีประจุของเมมเบรน เป็นต้น โดยสามารถแบ่งประเภทของเมมเบรนได้ดังต่อไปนี้

#### 2.2.5.1 ไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration: MF)

เป็นกระบวนการที่ใช้เยื่อกรองที่มีรูพรุนค่อนข้างใหญ่ขนาด 50 - 1000 นาโนเมตร เพื่อแยกอนุภาคขนาดไมครอนหรือเล็กกว่าไมครอน ซึ่งสามารถแยกอนุภาคแขวนลอยและจุลชีพออกจากของเหลว น้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 300,000 ดาร์ตัน โดยแรงดันที่ใช้ออยู่ระหว่าง 100 - 500 kPa (1 - 5 atm) เหมาะสำหรับการบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรม และเทคโนโลยีชีวภาพ

#### 2.2.5.2 อัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration: UF)

เป็นกระบวนการที่ใช้เยื่อกรองรูพรุนขนาดเล็กประมาณ 2 - 200 นาโนเมตร แรงดันที่ใช้ออยู่ระหว่าง 100 - 800 kPa (1 - 8atm) ใช้สำหรับแยกอนุภาคคอลลอยด์ แบคทีเรีย ไวรัส และสารประกอบอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ น้ำหนักโมเลกุลอยู่ระหว่าง 1,000 - 300,000 ดาร์ตัน เหมาะสำหรับการแยกหรือเพิ่มความเข้มข้นของโปรตีน การกำจัดคอลลอยด์ การบำบัดน้ำทิ้งทำให้น้ำบริสุทธิ์ เป็นต้น

#### 2.2.5.3 นาโนฟิลเตรชัน (Nanofiltration: NF)

เป็นกระบวนการที่ใช้เยื่อกรองรูพรุนขนาดประมาณ 2 - 5 นาโนเมตร ซึ่งใกล้เคียงกับกระบวนการออสโมซิสผกกลับ คือมีผลต่างของความดันเป็นตัวขับเคลื่อนในการแยกตัวถูกละลายที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำกว่า 1000 ดาร์ตัน แรงดันที่ใช้ออยู่ระหว่าง 1 - 2 MPa (10 - 20 atm) มีความสามารถในการแยกไอออนบางชนิด และสารอินทรีย์ตามธรรมชาติ เป็นต้น

#### 2.2.5.4 ออสโมซิสผกกลับ (Reverse Osmosis: RO)

กระบวนการนี้เรียกว่า Hyper Filtration เป็นการแยกสารละลายโดยผลต่างความดันระหว่างเยื่อแผ่นกรองเป็นแรงขับเคลื่อนเยื่อกรองออสโมซิสผกกลับมีความสามารถในการกักกันโมเลกุลขนาดเล็ก เช่น เกลือ น้ำตา แต่ยอมให้น้ำผ่านได้และเป็นเยื่อแผ่นที่มีโครงสร้างแน่นหรือไม่มีรูพรุน

โดยโรงผลิตน้ำดื่มมีการตรวจพบไมโครพลาสติกในน้ำประปาสูงถึง 4,700 ชิ้นต่อปีจากน้ำประปา (Zhang et al., 2020) เมื่อคำนึงถึงการบริโภคทางอ้อม เช่น เครื่องดื่มแอลกอฮอล์ (Kosuth et al., 2018) น้ำแร่บรรจุขวด (Zuccarello et al., 2019) และเกลือแกง (Zhang et al., 2020) ระบบการกรองแบบเมมเบรนถูกนำมาใช้กันอย่างแพร่หลายในระบบผลิตน้ำประปาทั่วโลก ในปี 2558 ความสามารถในการบำบัดน้ำของกระบวนการกรองแบบไมโครฟิลเตรชันและอัลตราฟิลเตรชันของจีนอยู่ที่ประมาณ  $3.5 \times 10^6$  ลูกบาศก์เมตรต่อวัน และเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องตั้งแต่นั้นมา (Chang, 2017) โดยเยื่อกรองสังเคราะห์เป็นสิ่งที่กรองไมโครพลาสติกป้องกันไม่ให้สารก่อมลพิษขนาดเล็กเข้าสู่ น้ำดื่ม ในบรรดาวัสดุเมมเบรนต่าง ๆ ที่ใช้ เมมเบรนสังเคราะห์ที่ทำจากพอลิเอเทอร์ซัลโฟน, พอลิไวนิลคลอไรด์, พอลิพรพิลีน และพอลิไวนิลลิดีนฟลูออไรด์ เป็นวัสดุที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำ แต่ก็ยังมีการตรวจพบอนุภาคไมโครพลาสติกในระบบผลิตน้ำดื่ม (Wang et al., 2020) โดยเมมเบรนจะต้องได้รับการทำความสะอาดอย่างสม่ำเสมอเพื่อป้องกันการอุดตัน โดยวิธีการล้างย้อนด้วยน้ำแรงดันสูงจะทำให้เมมเบรนมีความแตกต่างของความดันมาก และใน

ระยะยาวพบว่า มีผลกระทบต่อความยืดหยุ่นและความต้านทานแรงดึงของเมมเบรนดังตารางที่ 2.4 (Gao et al., 2019) นอกจากนี้ สาร NaOH, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, NaClO ใช้สำหรับกระบวนการทำความสะอาดเมมเบรน (Robinson et al., 2016) เป็นที่น่าสังเกตว่ากระบวนการกรองด้วยเมมเบรนเพื่อกำจัดไมโครพลาสติก มีปัจจัยอื่น ๆ ที่เกี่ยวข้อง เช่น ค่าใช้จ่ายสูง อายุของเมมเบรน ปริมาณน้ำ อาจเป็นสาเหตุให้กระบวนการกรองด้วยเมมเบรนไม่เหมาะสมเมื่อเทียบกับกระบวนการบำบัดอื่น ๆ

## 2.2.6 เทคโนโลยีการบำบัดน้ำด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

กระบวนการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันใช้หลักการการรวมตัวของอนุภาค โดยส่วนใหญ่ใช้สารตกตะกอนหลายชนิดในการเปลี่ยนแปลงสถานะทางกายภาพของของแข็งที่ละลายหรือสารแขวนลอย เพื่อให้อนุภาคเหล่านั้นรวมตัวกันเป็นอนุภาคที่มีขนาดใหญ่ขึ้นทำให้ง่ายในการกำจัดโดยการตกตะกอน ซึ่งส่วนใหญ่มีการใช้กันอย่างแพร่หลายในกระบวนการบำบัดน้ำและน้ำเสียดังตารางที่ 2.4 และเป็นเทคโนโลยีหลักสำหรับการกำจัดของแข็งแขวนลอยในโรงบำบัดน้ำ (Lee et al., 2012) โดยไมโครพลาสติกสามารถกำจัดได้อย่างมีประสิทธิภาพผ่านกระบวนการจับตัวเป็นก้อนและตกตะกอน โดยความสามารถของสารที่แตกต่างกันมีผลในการกำจัดที่แตกต่างสำหรับไมโครพลาสติก โดยกลไกการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการตกตะกอนหนักยังคงสามารถอธิบายได้ด้วยกลไกการกำจัด เช่น การวางตัวเป็นกลางของประจุ การดูดซับ และการตกตะกอนของการกวาด (Xue et al., 2019) ไฮโดรไลสเสตของสารตกตะกอนโลหะสามารถดูดซับได้ง่ายบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกที่มีประจุลบ ทำให้ประจุเดิมเป็นกลางบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกและลดแรงขับไฟฟ้าสถิต ซึ่งทำให้ไมโครพลาสติกไม่เสถียร โมโนเมอร์ที่ถูกไฮโดรไลซ์ตกตะกอนที่มีประจุบวกสามารถดูดซับไมโครพลาสติกที่มีประจุลบที่อยู่รอบๆ เพื่อให้คอลลอยด์ที่มีขนาดเล็กหลาย ๆ อนุภาคจับตัวกันเป็นกลุ่ม (flocs) (Zhou et al., 2021) เมื่อขนาดอนุภาคและความหนาแน่นของ flocs เพิ่มขึ้น การ flocculation ของการจับกันที่รุนแรงมากขึ้นก็จะเกิดขึ้นในระหว่างการจับตัวเป็นก้อน ซึ่งนำไปสู่การตกตะกอนที่ไม่เป็นรูปเป็นร่าง (Sillanpa et al., 2018) จากการศึกษาของ Skaf et al. (2020) พบว่ากระบวนการตกตะกอนทางเคมีสามารถกำจัด ไมโครพลาสติกได้อย่างไรก็ตาม ประเภทของไมโครพลาสติกในน้ำต่าง ๆ มีหลากหลายชนิดและสารตกตะกอนที่แตกต่างกันส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด (Ma et al., 2019) จากการศึกษาของ Zhou et al (2021) ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกโดยใช้สารตกตะกอน PAC และ FeCl<sub>3</sub> ในการทดสอบใช้ไมโครพลาสติกประเภทพอลิสไตรีนและพอลิเอทิลีน ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของสารตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในกรณีที่ไม่เติมสารตกตะกอน (Coagulant) พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดพอลิเอทิลีนอยู่ที่ร้อยละ 3.19 ในขณะที่พอลิสไตรีนประสิทธิภาพในการกำจัดร้อยละ 50.78 ซึ่งสัมพันธ์กับความหนาแน่นของไมโครพลาสติกที่แตกต่างกัน ในกรณีที่เติมสารตกตะกอน PAC พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดพอลิสไตรีนและพอลิเอทิลีนมากขึ้นร้อยละ 77.83 และ 29.70 ตามลำดับ ในการเติม FeCl<sub>3</sub> เพื่อใช้เป็นสารตกตะกอนประสิทธิภาพการกำจัดพอลิสไตรีนและพอลิเอทิลีนเท่ากับร้อยละ 63.94 และ 17.40 ตามลำดับ ในกรณีที่เติมสารช่วยตกตะกอน (Coagulant aid) จากการศึกษาของ Zhang et al (2021) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกโดยใช้สารตกตะกอน PAC เปรียบเทียบสารเร่งตกตะกอน Anionic polyacrylamide (PAM), Sodium alginate (SA), Activated silicic acid (ASA) โดยใช้ไมโครพลาสติกประเภท PET ซึ่งมีความ



หนาแน่นมากกว่าน้ำ ในกรณีที่ไม่มีสารตกตะกอนและสารเร่งตกตะกอนประสิทธิภาพในการกำจัด PET อยู่ที่ร้อยละ 29.95 ในกรณีที่เติมสารตกตะกอน (PAC) และไม่เติมสารเร่งตกตะกอน ประสิทธิภาพในการกำจัด PET เพิ่มขึ้นมาอยู่ที่ร้อยละ 35.50 ในกรณีการเติมสารตกตะกอนร่วมกับ สารเร่งตกตะกอน (PAM) พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด PET อยู่ที่ร้อยละ 79.35 การเติมสารเร่ง ตกตะกอน (SA) ประสิทธิภาพในการกำจัด PET อยู่ที่ร้อยละ 45.52 และการเติมสารเร่งตกตะกอน (ASA) ประสิทธิภาพในการกำจัด PET อยู่ที่ร้อยละ 54.70 จะเห็นได้ว่าชนิดของสารเร่งตกตะกอนมีผล ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก

## 2.3 เทคโนโลยีการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

กระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation) เป็นการตกตะกอนของแข็งแขวนลอยขนาดเล็ก โดยการเติมสารเคมีที่เรียกว่าโคแอกกูแลนต์ (Coagulant) ทำให้ของแข็งแขวนลอยมีขนาดใหญ่ขึ้น และหนักขึ้นจนตกตะกอนลงมา ขั้นตอนแรกเริ่มต้นด้วยการกวนเร็ว (Rapid mixing) เพื่อให้สารเคมี ผสมกันอย่างทั่วถึง จากนั้นจะทำการกวนช้า (Flocculation) เพื่อให้สารแขวนลอยและ โคแอกกูแลนต์จับตัวกัน กระบวนการทั้งหมดเรียกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน การหาปริมาณ โคแอกกูแลนต์ที่เหมาะสมและสภาวะที่เหมาะสม เช่น ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) จะใช้การทดลอง JAR test กระบวนการนี้มีความสำคัญในระบบบำบัดน้ำเสีย (Zhao et al., 2020)

### 2.3.1 หลักการสร้างและรวมตะกอน

#### 2.3.1.1 การทำลายเสถียรภาพ (Destabilization) ของอนุภาคคอลลอยด์

เป็นกระบวนการที่ทำให้อนุภาคคอลลอยด์มีค่าศักย์ซีต้าลดลง (Zeta Potential) โดยการเติมสารเคมีที่มีประจุตรงกันข้าม เช่น สารเคมีที่มีประจุบวกเมื่อพื้นผิวประจุของ อนุภาคเป็นลบ ส่งผลให้ความหนาของชั้นกระจาย (Diffuse Layer) ลดลง และทำให้ค่าศักย์ซีต้าที่ ผิววนอกสุดของอนุภาคลดลง ทำให้อนุภาคคอลลอยด์เกิดการรวมตัวและแยกตัวออกจากน้ำได้ง่ายขึ้น

#### 2.3.1.2 กลไกการดูดติดผิวและทำลายประจุ (Adsorption and Charge Neutralization)

เป็นกระบวนการที่สารเคมีบางชนิดสามารถดูดติดบนผิวของอนุภาค คอลลอยด์ได้ หากสารเหล่านั้นมีประจุไฟฟ้าที่ตรงข้ามกับอนุภาคคอลลอยด์ การดูดติดผิวนี้อาจลดค่า ศักย์ซีต้าและทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ ซึ่งไม่มีการดูดติดผิวที่อนุภาคคอลลอยด์ แต่จะลด ความหนาของชั้นกระจายและค่าศักย์ซีต้าผ่านกระเติมสารเคมีที่มีประจุตรงข้ามโดยตรง

#### 2.3.1.3 กลไกการสร้างผลึกเพื่อให้อนุภาคคอลลอยด์มาเกาะจับ (Sweep Coagulation)

เกิดขึ้นเมื่อเติมสารประกอบเกลือของโลหะไปในน้ำในปริมาณที่เพียงพอทำ ให้เกิดการตกผลึกเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว อนุภาคคอลลอยด์อาจเป็นแกนกลางของผลึกหรือจับตัวรวมกับ ผลึกที่เกิดขึ้น ทำให้ขนาดและน้ำหนักของอนุภาคคอลลอยด์เพิ่มขึ้นส่งผลให้คอลลอยด์สูญเสีย เสถียรภาพและสามารถตกตะกอนได้ กลไกนี้ต้องใช้ปริมาณของสารสร้างตะกอนที่เหมาะสม ซึ่งจะ สัมพันธ์กับปริมาณของคอลลอยด์ในน้ำ โดยน้ำที่มีปริมาณความขุ่นน้อยต้องใช้สารสร้างตะกอน ปริมาณมากเพื่อให้ตกตะกอนได้ดี ในขณะที่น้ำมีความขุ่นสูงอาจใช้สารตกตะกอนน้อยกว่า สาเหตุเกิด



จากน้ำที่มีความขุ่นต่ำจะมีโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคน้อย ดังนั้นแม้จะมีการทำลายเสียรภาพของคอลลอยด์แล้วแต่การตกตะกอนอาจเกิดขึ้นได้ไม่ดีจึงต้องให้สารตกตะกอนในปริมาณมากเพื่อสร้างผลึกจำนวนมากเพิ่มโอกาสในการสัมผัสให้กับอนุภาคคอลลอยด์ ในกรณีที่น้ำมีความขุ่นสูงโอกาสในการสัมผัสกันของอนุภาคมีสูง จึงไม่จำเป็นต้องอาศัยสารตกตะกอนในปริมาณมาก กลไกนี้ไม่จำเป็นต้องทำลายประจุผิวของอนุภาคคอลลอยด์การตกตะกอนจึงไม่จำเป็นต้องเกิดขึ้นในขณะที่ค่าศักย์ไฟฟ้ามีค่าต่ำที่สุดแต่สำหรับกลไกนี้ค่า pH มีความสำคัญมาก เนื่องจากมีความสัมพันธ์ระหว่าง pH และความสามารถในการตกผลึกของสารชนิดต่าง ๆ สารสร้างตะกอนแต่ละตัวจะมีค่า pH ที่เหมาะสมแตกต่างกันซึ่งในการผลิตน้ำประปามักทำให้เกิดกลไก Sweep Coagulation

#### 2.3.1.4 กลไกสร้างสะพานเชื่อมต่ออนุภาคคอลลอยด์ (Polymer Bridging)

สารประกอบตามธรรมชาติหลายชนิด เช่น แป้ง เซลลูโลส น้ำตาลและโปรตีนบางชนิดรวมทั้งสารอินทรีย์โพลีเมอร์ที่สังเคราะห์ขึ้นสามารถใช้เป็นสารในการกำจัดอนุภาคคอลลอยด์ได้สารเหล่านี้มีอนุภาคขนาดใหญ่มากประจุไฟฟ้าอาจเป็นได้ทั้งประจุบวกประจุลบหรือไม่มีประจุก็ได้ ซึ่งโมเลกุลของโพลีเมอร์จะเกาะติดบนอนุภาคคอลลอยด์ได้หลายตำแหน่งการเกาะติดอาจเป็นผลมาจากประจุที่ต่างกันของโพลีเมอร์และคอลลอยด์ หรือเป็นแรงของปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นระหว่างประจุที่เหมือนกันอนุภาคที่มีโพลีเมอร์เกาะติดอยู่โดยมีปลายอิสระสำหรับเกาะบนอนุภาคอื่น ถือได้ว่าเป็นอนุภาคที่สูญเสียเสถียรภาพแล้วอนุภาคดังกล่าวที่สามารถจับกับอนุภาคอื่น ๆ โดยมีโพลีเมอร์เป็นสะพานเชื่อมจะเกิดขึ้นได้ตลอดหากยังมีโพลีเมอร์และตำแหน่งว่างบนผิวอนุภาค หากใช้โพลีเมอร์ในปริมาณมากเกินไปอาจก่อให้เกิดผลเสียได้เพราะโพลีเมอร์หลายโมเลกุลจะไปเกาะที่อนุภาคของคอลลอยด์จนกระทั่งไม่มีที่ว่างบนอนุภาคคอลลอยด์ในการจับกับโพลีเมอร์ที่อยู่บนอนุภาคคอลลอยด์อื่น ๆ อนุภาคคอลลอยด์ที่เกิดขึ้นจึงเป็นแบบที่มีเสถียรภาพ การกวนน้ำแรง หรือนานเกินไปอาจทำให้ Floc ที่เกิดขึ้นแตกออกและทำให้ปลายอิสระของโพลีเมอร์เกาะจับบนอนุภาคเดิมเสถียรภาพของคอลลอยด์จึงกลับมาอีก (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542)

### 2.3.2 สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการสร้างและรวมตะกอน

#### 2.3.2.1 สารสร้างตะกอน

ในปัจจุบันสารสร้างตะกอนแบ่งเป็นหลายกลุ่มด้วยกัน แต่ที่นิยมนำมาใช้ในระบบน้ำประปาถูกแบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มที่มีอลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบ ได้แก่ Aluminium Sulphate  $[Al(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$  หรือ สารส้ม (Alum), Sodium Aluminium, Polyaluminum Chloride (PAC) เป็นต้น และกลุ่มที่มีเหล็กเป็นองค์ประกอบ ได้แก่ Ferric Sulphate ( $FeSO_4$ ), Ferric Sulphate  $[Fe(SO_4)_3]$ , Ferric Chloride ( $FeCl_3$ ) เป็นต้น สารสร้างตะกอนกลุ่มที่มีเหล็กเป็นองค์ประกอบทำให้การจับตัวของ Floc แน่นและทำงานได้ดีที่ pH สูงจึงต้องเสียค่าใช้จ่ายในการปรับ pH ส่วนสารสร้างตะกอนกลุ่มที่มีอลูมิเนียมเป็น องค์ประกอบสามารถทำงานได้ดีในช่วง pH 5.5-8.0 แต่มีการจับตัวกันของ Floc ไม่แน่นซึ่ง PAC มีความสามารถในการสร้าง Floc และตกตะกอนได้ดีมีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นดีกว่า Alum และมีราคาที่ถูกกว่า (ตารางที่ 2.5) ดังนั้นในการเลือกใช้สารสร้างตะกอนต้องพิจารณาถึงความเหมาะสมตามลักษณะคุณภาพน้ำ ในการศึกษาเลือกใช้ PAC และ  $FeCl_3$  เนื่องจากเป็นสารสร้างตะกอนที่นิยมใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปา และลักษณะน้ำที่นำมาเป็นน้ำผิวดินที่จะนำไปผลิตเป็นน้ำดื่มทำให้ pH ที่เหมาะสมในการทำงานของ PAC ทำให้

ไม่ต้องเสียค่าใช้จ่ายเพื่อปรับสภาพน้ำให้มีความเหมาะสม โดย PAC เป็นสารสร้างตะกอนที่นิยมใช้ใน ประเทศญี่ปุ่นและบางประเทศในทวีปยุโรปตั้งแต่ปี ค.ศ. 1970 เป็นต้นมา PAC ถูกเตรียมขึ้นโดย อลูมิเนียมที่เป็น  $Al_2O_3$  ทำปฏิกิริยากับ HCl ที่อุณหภูมิสูงเพื่อให้เกิดเป็น  $AlCl_3$  แล้วทำปฏิกิริยา ต่อด้วยต่างที่อุณหภูมิและความดันสูงเพื่อให้รวมตัวกันเป็นอลูมิเนียมพอลิเมอร์ที่มีขนาดอนุภาค ใหญ่ขึ้น ซึ่งเมื่อเติมสารส้มลงไปในการละลายนี้ สารส้มจะไปลดความเข้มข้นของ  $Al_2O_3$  ให้เหลือ 10 - 11% และเติมซัลเฟตลงไปเพื่อทำหน้าที่เป็นสะพานเชื่อมระหว่างอลูมิเนียม 2 อะตอม สูตรโดยทั่วไป คือ  $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$  (Hundt & O'Melia, 1988; Virarahavan & Wimmer, 1988) จากการศึกษา พบว่าประสิทธิภาพของการกำจัดไมโครพลาสติก Polyaluminum Chloride > Ferric Chloride > Aluminum Sulfate > Polyacrylamide (Zhou et al., 2021; Lapointe et al, 2020)

ตารางที่ 2.5 เปรียบเทียบราคาสารตกตะกอน

สารเคมี	ราคาต่อกิโลกรัม	อ้างอิงราคาจากบริษัท
Aluminium Sulphate	38	Filter supply (2567)
Poyaluminum Chloride	31	ตราคอนอล จำกัด (2566)
Sodium Aluminium	519	Cernicinternational (2567)
Furous Sulphate	36	World Chemical (2567)

### 2.3.2.2 สารเร่งตกตะกอน (Coagulant Aids)

ในปัจจุบันสารช่วยสร้างตะกอนที่นิยมใช้กันมากที่สุด คือ สารพอลิเมอร์ โดยสามารถแบ่งได้ 2 ชนิด คือ พอลิเมอร์ที่ได้จากธรรมชาติ (Natural Polymer) เช่น เซลลูโลส, เจลาติน, แป้ง เป็นต้น และพอลิเมอร์ที่ได้จากการสังเคราะห์ (Synthetic Polymer) โดยการนำ โมโนเมอร์หนึ่งหรือสองชนิดมารวมกันซึ่งสามารถจัดสารสังเคราะห์ขึ้นได้ตามต้องการ โดยสามารถ ทำให้มีขนาดแตกต่างกันทำให้มีน้ำหนักโมเลกุลที่แตกต่าง และยังสามารถจัดการเกี่ยวกับ โครงสร้างของพอลิเมอร์ให้เป็นเส้นตรงหรือกิ่งสาขาได้พอลิเมอร์บางครั้งเรียกว่าพอลิอิเล็กโทรไลต์ (Polyelectrolytes) เมื่อพิจารณาถึงประจุที่มีอยู่บนสายพอลิเมอร์สามารถแบ่งได้ 3 ชนิด ดังนี้

- 1) Anionic Polymer เป็นพอลิเมอร์ที่มีประจุเป็นลบ เช่น Polyacrylamide
- 2) Cationic Polymer เป็นพอลิเมอร์ที่มีประจุเป็นบวก เช่น Polyamide
- 3) Nonionic Polymer เป็นพอลิเมอร์ที่ไม่มีประจุ เช่น แป้ง

พอลิเมอร์เป็นสารเคมีที่นำมาใช้ได้หลายวัตถุประสงค์ที่สำคัญ คือ ใช้เป็น สารเร่งตะกอน ซึ่งพอลิเมอร์มีโครงสร้างเป็นสายยาวเมื่อเติมลงไปในการบวนการสร้างตะกอนแล้ว พอลิเมอร์จะทำหน้าที่เป็นสะพานเชื่อมให้กลุ่มตะกอนเคลื่อนที่มาสัมผัสและรวมกันตกตะกอนลง มาเร็วขึ้น แต่หากเติมในปริมาณที่มากเกินไปจะทำให้อนุภาคคอลลอยด์กลับคืนมาสู่สภาวะ เสถียรอีกครั้ง (มัลลิกา ปัญญาคะโป, 2556; วาลิกา ภาณุพิณฑุ, 2557) พอลิเมอร์เป็นสารเร่ง

ตะกอนที่นิยมใช้เนื่องจากช่วยลดปริมาตรตะกอนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดได้ทำให้ได้กลุ่มตะกอนที่มีขนาดเล็กและแน่น ตะกอนที่เกิดขึ้นจะมีน้ำเป็นองค์ประกอบน้อย (Oladoja, 2016)

### 2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการสร้างและรวมตะกอน

ในกระบวนการตกตะกอนทางเคมีต้องมีกระบวนการสร้างและรวมตะกอนจะดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพขึ้นอยู่กับปัจจัย ดังนี้

#### 2.3.3.1 อุณหภูมิมีผลต่อความหนืดของน้ำ

คือ อุณหภูมิต่ำความหนืดสูงทำให้อัตราการตกตะกอนช้าลง เพราะการรวมตัวเกิดกลุ่มก้อนช้า และอุณหภูมิสูงความหนืดต่ำทำให้อัตราการตกตะกอนได้ดีเพราะการรวมตัวเกิดกลุ่มก้อนเร็ว จากการศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการรวมตัวกันของตะกอนดินเหนียวในการผลิตน้ำประปา โดยใช้ Alum, Ferric Sulphate และ PAC เป็นสารสร้างตะกอนที่อุณหภูมิระหว่าง 6 - 29 องศาเซลเซียส พบว่า Floc เกิดขึ้นได้ช้าที่อุณหภูมิต่ำในทุกอุณหภูมิ (Fitzpatrick et al., 2004) และจากการศึกษาอุณหภูมิในช่วง 4 - 18 องศาเซลเซียส พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นจะเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น (Guan et al., 2011)

#### 2.3.3.2 คุณสมบัติและชนิดของคอลลอยด์ในน้ำ

เป็นสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ที่มีสภาพเป็นประจุบวกหรือประจุลบหรือเป็นคอลลอยด์ประเภทที่ไม่ชอบน้ำจะมีโอกาสถูกกำจัดออกจากน้ำได้ง่ายกว่าประเภทที่ชอบน้ำ หากทราบชนิดของคอลลอยด์จะช่วยในการตัดสินใจในการเลือกใช้สารที่ช่วยในการตกตะกอนได้อย่างเหมาะสม โดยกระบวนการสร้างและรวมตะกอนสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้ประมาณร้อยละ 30 - 60 โดยเฉพาะสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ที่มีคุณสมบัติไม่ชอบน้ำ (Ghernaout, 2014)

#### 2.3.3.3 ปริมาณของคอลลอยด์ในน้ำ

ถ้าน้ำมีปริมาณคอลลอยด์มากจะตกตะกอนได้ดีกว่า และใช้สารสร้างตะกอนในปริมาณที่น้อยกว่าน้ำที่มีปริมาณคอลลอยด์น้อย เพราะน้ำที่มีความเข้มข้นสูงอนุภาคจะมีโอกาสสัมผัสกันได้ง่ายกว่า (วาสิกา ภาณุพิณฑุ, 2557)

#### 2.3.3.4 ค่า pH ของน้ำที่เหมาะสม

เนื่องจากการสร้างตะกอนแต่ละชนิดจะให้ประสิทธิภาพที่ดีที่สุดที่ pH ต่างกัน ดังนั้นจึงต้องมีการหาค่า pH ของน้ำก่อนเพื่อปรับสภาพการตกตะกอนถ้าปฏิกิริยาไม่เกิดใน pH ที่เหมาะสมจะทำให้ผลการตกตะกอนที่เกิดขึ้นไม่ดีและเป็นการสิ้นเปลืองสารเคมี อีกทั้งยังทำให้คุณภาพน้ำไม่ดีเท่าที่ควร โดยทั่วไปการใช้สารส้มเป็นสารสร้างตะกอนจะให้ผลดีในน้ำที่มี pH อยู่ในช่วง 6 - 7,  $FeCl_3$  ให้ผลดีในช่วง pH อยู่ในช่วง 5 - 7 และ Aluminium Sulphate ให้ผลดีในช่วง 5.0 - 5.5 จากการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกค่า pH ต่ำ (pH = 3) ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดในระบบ PAC ลดลงเล็กน้อย เนื่องจากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสเป็นกระบวนการสำหรับ  $Al^{3+}$  เพื่อรวม  $OH^-$  และปริมาณของ  $OH^-$  เป็นสิ่งสำคัญของ pH ดังนั้น pH ต่ำอาจเกี่ยวข้องกับการยับยั้งสถานะที่เป็นกรดในการไฮโดรไลซิสของ PAC ในการศึกษาเดียวกัน ค่า pH ที่สูง (pH = 9) ส่งผลต่อการกำจัดอนุภาคมากกว่าถึงร้อยละ 10 (Zhang et al., 2021) จากงานวิจัยของ Wei et al. (2015) พบว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PAC จะแตกตัวมีผลทำให้ pH ของน้ำลดลงเรื่อย ๆ ซึ่ง pH ของน้ำเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการแตกตัวของ PAC โดยเมื่อ pH ลดลงส่งผลให้ไม่สามารถเกิดตะกอน

$Al(OH)_3$  ที่จะทำให้เกิดกลไก Sweep Coagulation ในการตกตะกอนคอลลอยด์และเมื่อมีการเติม PAC ไปเรื่อย ๆ จนกระทั่งค่า pH ของน้ำลดลงเท่ากับ 4.5 PAC จะไม่สามารถแตกตัวได้อุณหภูมิ คอลลอยด์จึงตกตะกอนได้ไม่ดีทำให้มีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ

#### 2.3.3.5 ส่วนประกอบทางเคมีของน้ำ

ปฏิกิริยาเคมีที่เกิดในกระบวนการสร้างตะกอนจะ สมบูรณ์ได้นั้นต้องอาศัย ส่วนประกอบทางเคมีที่มีอยู่ในน้ำที่สำคัญ ได้แก่ สภาพความเป็นด่างในน้ำ ซึ่งจะทำหน้าที่เป็น บัฟเฟอร์ต้านทานการเปลี่ยนแปลงของ pH สำหรับสารสร้างตะกอนบางตัวเพื่อให้ปฏิกิริยาในการ กำจัดอนุภาคคอลลอยด์มีประสิทธิภาพมากขึ้นกระบวนการสร้างและรวมตะกอนจำเป็นต้องมีสภาวะ การทำงานที่เหมาะสม สารสร้างตะกอนกลุ่มที่มีเหล็กหรืออลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบไม่สามารถ ทำงานได้ดีในสภาวะที่เป็นด่าง (Amundsen et al., 2013)

#### 2.3.3.6 คุณสมบัติและชนิดของสารที่ใช้ในการสร้างตะกอน

ซึ่งสารแต่ละชนิดมีความเหมาะสมกับคอลลอยด์แต่ละชนิดไม่เหมือนกัน ตลอดจนคุณสมบัติของการตกตะกอนและปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นในน้ำลักษณะของกลุ่มก้อน ความเร็ว ของการตกตะกอน ราคา ความยากง่ายในการใช้งาน การเลือกชนิด และความเข้มข้นของสารเคมีมา เป็นสารสร้างตะกอนพิจารณาได้จากคุณสมบัติของน้ำเสีย ดังนั้นจึงต้องมีการเลือกใช้งานให้เหมาะสม ระหว่างชนิดของคอลลอยด์และสารสร้างตะกอน จากการศึกษาการบำบัด สารอินทรีย์ในแหล่งน้ำของ ประเทศอิตาลีพบว่า PAC สามารถกำจัดความขุ่นได้ดีกว่า Alum และ  $FeCl_3$  (Rizzo et al., 2005) จากการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพของการกำจัดไมโครพลาสติก Polyaluminum Chloride > Ferric Chloride > Aluminum Sulfate > Polyacrylamide (Zhou et al., 2021; Lapointe et al., 2020)

#### 2.3.3.7 เวลาและการกวนผสม

เพื่อให้สารเคมีมีการกระจายตัวทำให้เกิดการปั่นป่วนขึ้นในน้ำ ในช่วงแรก ต้องทำการกวนเร็วในขณะที่มีการเติมสารเคมีช่วยในการตกตะกอนเพื่อให้สารเคมีกระจายตัวในน้ำได้ อย่างทั่วถึงและยังเป็นการเพิ่มอัตราการชนกันระหว่างอนุภาคคอลลอยด์กับสารเคมีให้มากขึ้นโอกาส ที่อนุภาคคอลลอยด์จะจับตัวกันเป็นกลุ่มก้อนก็จะเพิ่มขึ้น ส่วนการกวนช้ามีวัตถุประสงค์เพื่อให้กลุ่ม ก้อนเล็ก ๆ จากการกวนเร็วมีโอกาสที่จะสัมผัสกันและรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อนขนาดใหญ่ (Matsushita et al., 2005) จากการศึกษาของ (Zhou et al., (2021) ใช้  $FeCl_3$  เป็นสารตกตะกอน เมื่อความเร็วรอบเพิ่มขึ้นจาก 100 รอบต่อนาทีเป็น 600 รอบต่อนาที ประสิทธิภาพการกำจัด ไมโครพลาสติกประเภทพอลิสไตรีนเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 49.72 เป็นร้อยละ 75.25 และประสิทธิภาพใน การกำจัดไมโครพลาสติกประเภทโพลีเอทิลีนเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 12.46 เป็นร้อยละ 30.49 และจาก การใช้ PAC เป็นสารตกตะกอนพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกประเภทพอลิสไตรีน เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 48.54 เป็นร้อยละ 63.94 และประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกประเภทโพลี เอทิลีนเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 12.33 เป็นร้อยละ 17.40



## 2.4 วิธีการตรวจวิเคราะห์ไมโครพลาสติก

การตรวจวิเคราะห์เพื่อหาไมโครพลาสติกทั้งในด้านกายภาพและเคมี มีเทคโนโลยีในการตรวจวิเคราะห์ทั้งเทคโนโลยีทั่วไปและเทคโนโลยีขั้นสูงซึ่งมีข้อดีและข้อเสียแตกต่างกันออกไป โดยเทคนิคแต่ละเทคนิคมีรายละเอียดดังนี้

### 2.4.1 เทคนิคฟูเรียร์ทรานส์ฟอร์มอินฟราเรดสเปกโตรสโคปี (Fourier transform Infrared Spectroscopy)

เทคนิคฟูเรียร์ทรานส์ฟอร์มอินฟราเรดสเปกโตรสโคปี หรือ FT-IR เป็นเทคนิคที่ใช้วิเคราะห์ไมโครพลาสติกในทางเคมี โดยสามารถจำแนกประเภทของสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์และพันธะเคมีหรือหมู่ฟังก์ชันในโมเลกุล ซึ่งสามารถวิเคราะห์ได้ทั้งในเชิงคุณภาพและเชิงปริมาณ โดยวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ทำให้เกิดช่วงกลาง (Middle infrared region) ซึ่งช่วงความยาวคลื่นสำหรับวัดพลาสติก 2.5 - 50  $\mu\text{m}$ , ช่วงเลขคลื่น 4000 - 400  $\text{cm}^{-1}$  เป็นเทคนิคที่ไม่ทำลายตัวอย่าง (Nondestructive) คือ ไม่มีการเปลี่ยนแปลง คุณสมบัติทางเคมีและกายภาพของตัวอย่างหลังการวัด นอกจากนี้ยังเป็นวิธีที่สะดวก ไม่ยุ่งยาก ใช้เวลาในการวัดสั้น และมีความปลอดภัยสูงสามารถวัดตัวอย่างได้ทั้งในรูปของแข็งและของเหลว และใช้ FT-IR โดยการสะท้อนแสงแบบสเปกตรัมสำหรับพอลิเมอร์ขนาด 150 ไมโครเมตร - 1 มิลลิเมตร (Tagg et al., 2015)

### 2.4.2 กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscopy)

กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด หรือ SEM เป็นเทคนิคที่ใช้วิเคราะห์ไมโครพลาสติกในทางกายภาพสามารถวัดลักษณะทางสัณฐานวิทยาของไมโครพลาสติก เช่น รูปร่าง ขนาด เป็นต้น โดยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนที่มีกำลังขยาย 6 - 1,000,000 เท่า ทำให้สามารถศึกษาโครงสร้างขนาดเล็กระดับนาโนเมตรถึงไมโครเมตร สามารถถ่ายภาพตัวอย่างได้หลากหลายโดยไม่มี ความจำเป็นต้องเคลือบผิวด้วยสารตัวนำไฟฟ้าก่อนการถ่ายภาพ

### 2.4.3 เครื่องเอกซเรย์ฟลูออเรสเซนซ์ แบบกระจายความยาวคลื่น Wavelength dispersive X-ray Fluorescence (WD-XRF)

เป็นเทคนิคที่ใช้วิเคราะห์ไมโครพลาสติกในทางเคมีซึ่งสามารถวัดไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนสารอินทรีย์หรือธาตุต่าง ๆ ในสิ่งแวดล้อม โดยเป็นเครื่องมือสำหรับวิเคราะห์ชนิดและปริมาณธาตุในสารตัวอย่างโดยใช้หลักการเอกซเรย์ฟลูออเรสเซนซ์ มีลักษณะการทำงานเป็นแบบ Wavelength Dispersive สามารถหาปริมาณธาตุได้ตั้งแต่ เบริลเลียม (Be) จนถึง ยูเรเนียม (U) สามารถวิเคราะห์หาปริมาณธาตุที่มีมากในระดับความเข้มข้นสูงตั้งแต่ระดับ เปอร์เซ็นต์ (Percent) จนถึงมีปริมาณน้อยมาก ระดับส่วนในล้านส่วน (ppm) เป็นเครื่องที่สามารถวิเคราะห์ตัวอย่างได้ทั้งของแข็งและของเหลวในกระบวนการวิเคราะห์สารด้วยเทคนิคเอกซเรย์ฟลูออเรสเซนซ์ แบบ Wavelength Dispersive นั้น เกิดจากรังสีเอกซ์ที่ได้จากเครื่อง X-ray generator จะถูกส่งไปยังสารตัวอย่างเพื่อให้เกิดอันตรกิริยากับธาตุต่าง ๆ ในสารตัวอย่างแล้วเกิดเอกซเรย์ฟลูออเรสเซนซ์ผ่านคอลลิเมเตอร์ (Collimator) เพื่อทำให้ลำรังสีเอกซ์เป็นลำขนานและไปในทิศทางที่ต้องการ ให้ไปกระทบกับ Analyzing crystal ซึ่งอยู่ในสเปกโตรมิเตอร์ที่ทำให้เป็นสเปกตรัม Analyzing crystal จะทำหน้าที่กระจายหรือแยกรังสีเอกซ์ออกไปให้มีความยาวคลื่นต่าง ๆ กัน และรังสีเอกซ์ที่มีความยาวคลื่นต่าง ๆ กัน จะถูกส่งไปที่ดีเทคเตอร์ (Detectors) เพื่อแปลงสัญญาณออกมาเป็นสเปกตรัม

#### 2.4.4 เครื่องวิเคราะห์การเลี้ยวเบนของรังสีเอ็กซ์ X-Ray Diffractometer (XRD)

เป็นเทคนิคที่ใช้วิเคราะห์โมโครพลาสติกในทางกายภาพ สามารถวิเคราะห์ลักษณะสัณฐานวิทยาพื้นผิวและองค์ประกอบของโมโครพลาสติกได้พร้อมกันเป็นเทคนิคที่นำรังสีเอ็กซ์ (X-ray) มาใช้วิเคราะห์และระบุชนิดสารประกอบ โครงสร้างผลึกของสารประกอบที่มีอยู่ในสารตัวอย่าง ทั้งในเชิงคุณภาพ (Qualitative) และเชิงปริมาณ (Quantitative) เทคนิควิเคราะห์การเลี้ยวเบนของรังสีเอ็กซ์อาศัยหลักการของการยิงรังสีเอ็กซ์ไปกระทบที่ชิ้นงาน ทำให้เกิดการเลี้ยวเบนและสะท้อนออกมาที่มุมต่าง ๆ กันโดยมีหัววัดสัญญาณ (Detector) เป็นตัวรับข้อมูลองค์ประกอบและโครงสร้างของสารจะมีองค์ประกอบในการเลี้ยวเบนรังสีเอ็กซ์ ในมุมที่แตกต่างกันออกไปขึ้นกับองค์ประกอบรูปร่าง และลักษณะผลึกซึ่งผลที่ได้จึงสามารถบ่งชี้ชนิดของสารประกอบที่มีอยู่ในสารตัวอย่างและสามารถนำมาใช้ใช้ศึกษารายละเอียดเกี่ยวกับโครงสร้างของผลึกของสารตัวอย่างนั้น ๆ ได้นอกจากนั้นแล้วยังสามารถศึกษาและวิเคราะห์ ปริมาณความเป็นผลึก ขนาดของผลึก ความสมบูรณ์ของผลึก และความเค้นของสารประกอบในสารตัวอย่าง และเมื่อวิเคราะห์กับอุปกรณ์เสริม เช่น อุปกรณ์ให้ความเย็น-ร้อน ก็จะสามารถศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างผลึกในขณะที่สภาวะทดสอบเปลี่ยนแปลงไป

#### 2.4.5 เครื่องวัดค่าการดูดกลืนแสง UV-Vis spectrophotometer

เป็นเทคนิคที่ใช้วิเคราะห์โมโครพลาสติกในทางเคมีซึ่งสามารถวัดโมโครพลาสติกเพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของพลาสติก UV-Vis-NIR เป็นเครื่องมือที่ใช้ในการตรวจวัดการดูดกลืนแสง (Absorbance) การส่องผ่านแสง (Transmittance) และการสะท้อนแสง (Reflectance) ซึ่งปริมาณการดูดกลืนจะมีความสัมพันธ์โดยตรงกับความเข้มข้นของสารตัวอย่างทำให้เทคนิค UV-Vis-NIR สามารถวิเคราะห์ได้ทั้งในเชิงคุณภาพและเชิงปริมาณและยังสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการวิเคราะห์ทดสอบสารได้อย่างหลากหลายทั้งในกลุ่มสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์และสารประกอบเชิงซ้อนที่ดูดกลืนรังสีในช่วงดังกล่าวได้ มีระบบการวัดการดูดกลืนแสงเป็นแบบลำแสงคู่ (Double beam Spectrophotometer) สามารถทดสอบค่าการส่องผ่าน (Transmittance) และการดูดกลืน (Absorbance) ของแสงในช่วงความยาวคลื่นตั้งแต่ 175 ถึง 3300 นาโนเมตร

#### 2.4.6 การวัดค่าแสงที่กระจายออกมาจากการสั่นของอนุภาค Raman spectroscopy

เป็นเทคนิคที่ใช้วิเคราะห์โมโครพลาสติกในทางเคมีซึ่งสามารถวัดโมโครพลาสติกเพื่อวิเคราะห์ระบุชนิดของพลาสติก โดย Raman spectroscopy เป็นเครื่องมือวิเคราะห์ที่ทำงานโดยอาศัยปรากฏการณ์การกระเจิงแสงแบบ (Raman scattering) โดยทางทฤษฎีแล้ว Raman spectroscopy จัดเป็นวิธีการวิเคราะห์ที่ดี แต่ในยุคแรกเริ่มกลับไม่ได้เป็นที่นิยมนำมาใช้กันเนื่องจากความยากในการวัดเนื่องจากความเข้มแสงที่เกิดจาก Raman scattering นั้นน้อยมากและการใช้แสงกระตุ้นทำให้เกิด Fluorescence ซึ่งมีความเข้มแสงและสัญญาณที่มากกว่าจนบดบัง Raman scattering โดยตัวอย่างสารที่ถูกลำแสงเป็นเวลานานย่อมจะเกิดการสลายตัวได้มากขึ้นด้วย จนกระทั่งในทศวรรษ 1970s ได้มีการนำแหล่งกำเนิดแสงแบบ Laser มาใช้ประกอบกับการพัฒนาของเครื่องมือต่าง ๆ ส่งผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงครั้งใหญ่ในการนำ Raman spectroscopy มาใช้ทั่วโลก เช่นการนำแสง laser แบบ near- infrared (NIR) มาใช้จะช่วยป้องกันการเกิด Fluorescence และการเสื่อมสลายของสารได้จนเริ่มมีการพัฒนาอุปกรณ์สำหรับ Raman spectroscopy เพื่อช่วย



อำนวยความสะดวกในการอ่านผลได้ชัดเจนมากยิ่งขึ้น จนในช่วงที่ผ่านมาเครื่องมือทาง Raman จัดเป็นอุปกรณ์ ที่มีขนาดเล็กกว่าเครื่องมืออื่น ๆ (เมธัส ซอพิติพร, 2561)

#### 2.4.7 การวัดค่าการกระจายแสงอย่างต่อเนื่อง Dynamic Light Scattering (DLS)

เป็นเทคนิคที่ใช้วิเคราะห์ไมโครพลาสติกในทางกายภาพ ซึ่งสามารถวัดไมโครพลาสติก เพื่อวิเคราะห์ขนาดของไมโครพลาสติกหรืออนุภาคต่าง ๆ ที่อยู่ในน้ำได้ เป็นหนึ่งในเทคนิคที่นิยมมากที่สุดในการวิเคราะห์ลักษณะของระบบสารคอลลอยด์สารแขวนลอยซึ่ง DLS วัดความผันผวนของแสงกระเจิงพร้อมกับช่วงเวลาที่เกิดขึ้นจากแสงที่ผ่านดัชนีหักเหของสารประกอบเชิงซ้อนที่นำมาวิเคราะห์ และวัดความเข้มแสงกระเจิงที่ได้ จะขึ้นกับส่วนกลับของเวกเตอร์แสงกระเจิงในกรณีของอนุภาค คอลลอยด์ความเข้มความผันผวนของแสงกระเจิงจะเกิดขึ้นอย่างเด่นชัดเนื่องจากการเคลื่อนที่ แพร่กระจายตัวของอนุภาคคอลลอยด์หรือขนาดของอนุภาคนั้นขึ้นอยู่กับความสัมพันธ์ ในเวลา(Time correlation function)ระหว่างสัมประสิทธิ์การกระจายตัวและขนาดของอนุภาค DLS เป็นเทคนิคที่ใช้กัน อย่างแพร่หลายเนื่องจากมีความสะดวกสบายและเป็นวิธีที่ไม่ทำลายหรือเปลี่ยนแปลงขนาดของ อนุภาค ซึ่งเทคนิคนี้มีความเหมาะสมสำหรับการวิเคราะห์ลักษณะของอนุภาคคอลลอยด์ที่ครอบคลุม ขนาดในช่วงกว้างจากขนาดไม่กี่นาโนเมตรไปจนถึงขนาดหลายไมโครเมตร (Wattanasirikoson et al., 2017)

#### 2.4.8 การวิเคราะห์การกระจายขนาดอนุภาคแบบเรียลไทม์ (Particle Track)

Particle Track ที่มีเทคโนโลยี FBRM เป็นเครื่องมือแบบใช้หัววัดที่สอดแทรก โดยตรงในกระบวนการ เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงของขนาดอนุภาคและจำนวนอนุภาคในช่วงเวลา หนึ่ง ทำให้สามารถวัดค่าขนาด จำนวน และรูปร่างของอนุภาคในแบบเรียลไทม์ ซึ่งข้อดีของ กระบวนการนี้ คือ การวัดค่าโดยตรงในกระบวนการโดยไม่ต้องมีการเก็บตัวอย่างหรือลูบยาพาส สามารถศึกษาพื้นที่แยก (ละเอียดและหยาบ) ของกลุ่มอนุภาค ศึกษาอนุภาคในของเหลวชั้นและ อิมัลชันที่ทึบแสงหรือโปร่งแสง และยังสังเกตการเปลี่ยนแปลงของกระบวนการที่มีผลกระทบต่อ อนุภาคโดยตรง สามารถตรวจสอบอนุภาคตั้งแต่ 0.5- 1000  $\mu\text{m}$  ที่ความเข้มข้นกระบวนการสูงสุด

#### 2.4.9 การวิเคราะห์ขนาดอนุภาค (Particle Size Analyzer)

การวิเคราะห์ขนาดอนุภาคใช้หลักการ Laser Diffraction And Pids Technology เครื่องวัดขนาดอนุภาคในช่วงนาโนเมตรโดยใช้หลักการ Photon Correlation Spectroscopy (PCS) โดยใช้เลเซอร์สีแดงสำหรับอนุภาคที่ใหญ่กว่า 500 นาโนเมตร เลเซอร์น้ำเงินสำหรับอนุภาคที่เล็กกว่า 500 นาโนเมตร ส่งผ่านอนุภาคแขวนลอยที่ถูกกวนและได้รับคลื่นอัลตราโซนิกในสภาวะที่เหมาะสม เพื่อให้เกิดอนุภาคเดี่ยวอยู่ในสารละลาย จากนั้นนำค่าการกระเจิงแสงที่ตรวจวัดได้ มาเปรียบเทียบกับ ความสัมพันธ์กับขนาดอนุภาค การทำงานใช้กำลังมอเตอร์กวนสารตัวอย่างให้ละลายในช่องบรรจุ ตัวอย่างให้ละลายอยู่ในน้ำ ใช้คลื่นอัลตราโซนิกในการสั่นอนุภาคให้แยกตัวเป็นอนุภาคเดี่ยว และใช้ บีมดูดสารละลายเข้าสู่เซลล์ซึ่งมีเลเซอร์สีแดงและสีน้ำเงินส่องผ่าน เลเซอร์ที่กระทบอนุภาคจะเกิดการ หันเหไปกระทบส่วนตรวจวัดแล้วจึงรายงานค่าออกมาเป็น Cumulative % on Diameter ต่อการ แจกแจงอนุภาค (size distribution) และวัดค่า Zeta potential โดยใช้หลักการ Electrophoretic Light scattering สามารถวัดขนาดของอนุภาค ได้ตั้งแต่ 0.04 – 2000 ไมครอนสำหรับตัวอย่างแบบ เปียก และ 0.4-2000 ไมครอนสำหรับตัวอย่างแบบแห้ง ด้วยการวิเคราะห์เพียงครั้งเดียว ด้วยทฤษฎี

Fraunhofer หรือ Mie สามารถวัดขนาดอนุภาคได้ตั้งแต่ 0.6 นาโนเมตร ถึง 7 ไมโครเมตรโดยใช้หลักการ Photon Correlation Spectroscopy (PCS) สำหรับเครื่องนาโน และสามารถวัดค่า Zeta Potential ได้ตั้งแต่ + 200 mV ถึง - 200 mV สำหรับตัวอย่างที่มีขนาดอนุภาคอยู่ในช่วง 0.6 นาโนเมตร ถึง 30 ไมครอน และสามารถวัดค่า Zeta Potential บนพื้นผิวแผ่นวัสดุตัวอย่าง (Solid Flat Surface) ได้

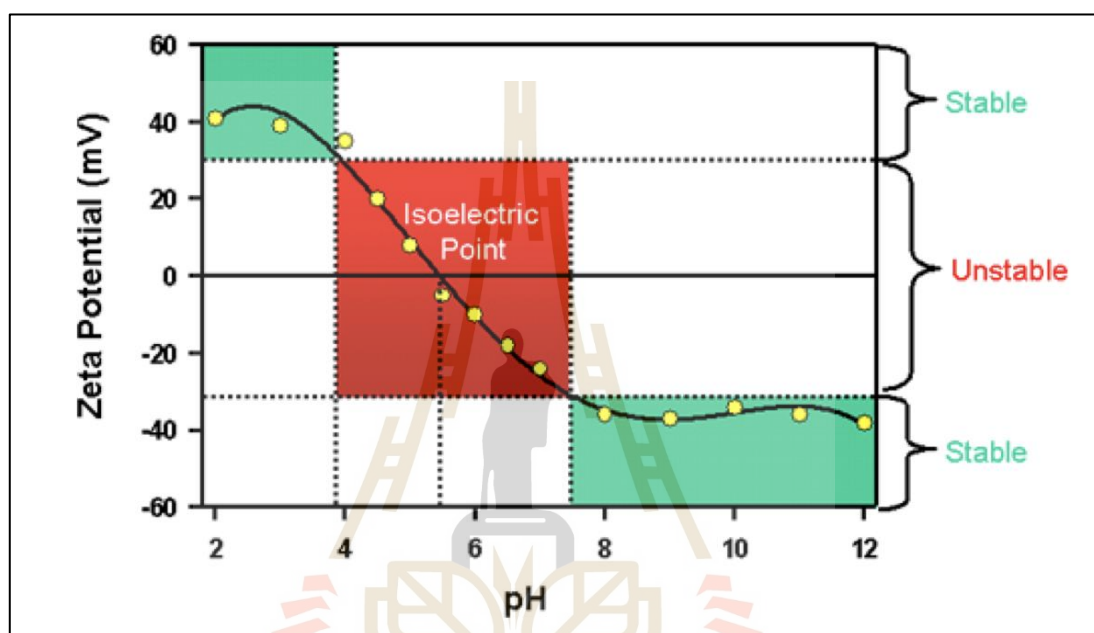
#### 2.4.10 การวิเคราะห์ขนาดและรูปร่างของอนุภาค (RODOS)

การวิเคราะห์ขนาดและรูปร่างของอนุภาคเป็นการวัดการกระจายตัวแบบแห้ง RODOS/L ที่และใช้เซ็นเซอร์วิเคราะห์ภาพ QICPIC นำเสนอการวิเคราะห์ขนาดอนุภาคและรูปร่างของอนุภาคที่รวดเร็วและทำซ้ำได้สำหรับผลิตภัณฑ์ที่แห้งและละเอียดถึงหยาบตั้งแต่ 1.8  $\mu\text{m}$  ถึง 4,000  $\mu\text{m}$  นอกจากนี้ แม้แต่ผงที่เหนียวเหนอะหนะ เส้นใยที่พันกัน หรือเม็ดที่เกาะเป็นก้อน ก็สามารถกระจายตัวและแสดงลักษณะเฉพาะได้อย่างน่าเชื่อถือ อนุภาคที่แยกออกจากกันอย่างสมบูรณ์แบบในไอพ่นละอองอิสระจะถูกใช้ในการเคลื่อนที่ด้วยเวลาเปิดรับแสงน้อยกว่าหนึ่งนาโนวินาที และบันทึกด้วยความถี่สูงถึง 500 เฟรมต่อวินาที การประเมินครั้งต่อไปจะส่งกลับคุณลักษณะขนาดและรูปร่างที่เกี่ยวข้องทั้งหมด และสามารถนำเสนอผลลัพธ์ทั้งแบบการกระจายและแบบแยกสำหรับแต่ละอนุภาค

#### 2.4.11 การวิเคราะห์หาขนาดอนุภาคของสสารในระดับนาโนเมตรและค้ำยซีต้า (Nanoparticle Size Analysis)

เป็นเครื่องมือสำหรับใช้หาขนาดอนุภาคของสสารชนิดต่าง ๆ ด้วยการยิงลำแสงเลเซอร์ไปกระทบกับกลุ่มของอนุภาคและทำให้เกิดการกระเจิงของแสงออกไปหลายทิศทางในแบบไม่คงที่ (Dynamic Light Scattering) โดยใช้ตัววัดแสงซึ่งติดตั้ง ณ มุมตั้งฉากกับทิศทางของลำแสง (90 Degree Detector) ทำการวัดความเข้มแสง และใช้โมเดลทางคณิตศาสตร์มาคำนวณหาขนาดและการกระจายตัว (Particle Size Distribution) ใช้หลักการวัดการเคลื่อนที่ของอนุภาคแบบบราวน์เนียน (Brownian Motion) และใช้สมการแบบ Stokes-Einstein มาคำนวณหาขนาดอนุภาค สามารถใช้วัดขนาดของอนุภาคได้ทั้งชนิด ผงโลหะ ผงอโลหะ ผงสี ผงสารเคมี ผงยา ผงพลาสติก ผงซีเมนต์ เป็นต้น วัดขนาดของอนุภาคได้ตั้งแต่ 1 ถึง 10000 นาโนเมตร วัดค่าค้ำยซีต้าโพเทนเชียลด้วยเทคนิค Electrophoretic Light Scattering วัดน้ำหนักโมเลกุลด้วยเทคนิค Static Light Scattering ช่วงการวัดขนาดอนุภาคตั้งแต่ 0.3 นาโนเมตร ถึง 10 ไมโครเมตร ช่วงการตั้งอุณหภูมิ ตั้งแต่ 0°C ถึง 90°C ค่าค้ำยซีต้าไม่ใช่ค่าประจุที่แท้จริงของอนุภาคแต่เป็นค่าค้ำยไฟฟ้าที่ชั้น Slipping plane ที่ผิวนอกสุดของน้ำที่เคลื่อนที่ไปพร้อม ๆ กับอนุภาคคอลลอยด์ซึ่งบ่งบอกถึงค่าประจุโดยรวมที่พื้นผิวของอนุภาคและค่าที่วัดได้นี้จะสามารถนำไปพิจารณาสมบัติการกระจายตัวในระบบคอลลอยด์ของอนุภาค (ชนะชล แก้วลีน, 2562) โดยอนุภาคคอลลอยด์ที่มีเสถียรภาพจะสามารถแขวนลอยอยู่ในน้ำได้โดยไม่ตกตะกอนภายในเวลาอันสั้น แต่ถ้าอนุภาคคอลลอยด์ตกตะกอนและแยกตัวจากน้ำจะถือว่าเสถียรภาพของคอลลอยด์ถูกทำลายและไม่มีเสถียรภาพ โดยทั่วไประบบที่มีความเสถียรภาพจะมีค่าค้ำยซีต้าของอนุภาคอยู่นอกเหนือช่วง +30 ถึง -30 mV ดังแสดงในรูปที่ 2.11 โดยปัจจัยที่มีผลต่อค่าค้ำยซีต้าที่วัดได้ยังเปลี่ยนแปลงไปตามค่า pH ในกรณีที่ค่า pH มีค่ามากกว่าจุดสะเทินไฟฟ้าของน้ำที่ pH เท่ากับ 5.5 (Malvern Instruments Limited, 2015) ค่าค้ำย

ซีต้าจะมีค่าสูงและแสดงประจุเป็นลบ เนื่องจากการแตกตัวเป็นไฮดรอกไซด์ไอออน ( $\text{OH}^-$ ) ในปริมาณมากส่งผลให้เกิดความเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์ ในกรณีที่ค่า pH มีค่าเท่ากับจุดเสถียรของไฟฟ้าค่าศักย์ซีต้าจะมีค่าเท่ากับศูนย์ จุดนี้เรียกว่าจุดไอโซอิเล็กทริก ส่งผลทำให้อนุภาคคอลลอยด์สูญเสียเสถียรภาพ และในกรณีที่ค่า pH มีค่าน้อยกว่าจุดเสถียรของไฟฟ้า ค่าศักย์ซีต้าจะมีค่าสูงและแสดงประจุเป็นบวกเนื่องจากการแตกตัวเป็นไฮโดรเจนไอออน ( $\text{H}^+$ ) ในปริมาณมากส่งผลให้เกิดความเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์ (เอกรัตน์ วงษ์แก้ว, 2557)



รูปที่ 2.11 กราฟของค่าศักย์ซีต้าเทียบกับความเป็นกรด-ด่าง (Malvern Instruments Limited, 2015)

## 2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

### 2.5.1 ไมโครพลาสติกที่พบในแหล่งน้ำผิวดิน

จากการศึกษาของ Napper et al. (2021) ศึกษาการปนเปื้อนไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำผิวดินประเทศอินเดีย พบอนุภาคไมโครพลาสติกอยู่ในช่วงประมาณ  $0.038 \pm 0.004$  ชิ้นต่อลิตร และจากการศึกษาของ Ding et al. (2019) ตรวจพบไมโครพลาสติกปนเปื้อนในแหล่งน้ำผิวดินประเทศจีน 3.67 - 10.7 ชิ้นต่อลิตร ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Wang et al. (2019) ตรวจพบการปนเปื้อน ไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำผิวดินประเทศจีนอยู่ในช่วง 18-51 ชิ้นต่อลิตร จากการศึกษาของ Zhang et al. (2019) ทำการตรวจไมโครพลาสติกปนเปื้อนในแม่น้ำหยานเจียงในเมืองหนานหนิงประเทศจีน จำนวน 500 - 7,700 ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Lin et al. (2018) ตรวจพบปริมาณไมโครพลาสติกเฉลี่ย 2,724 ชิ้นต่อลูกบาศก์เมตร ในแม่น้ำเฟิร์ลในประเทศจีน โดยขนาดอนุภาคที่ตรวจพบในแหล่งน้ำผิวดินในแม่น้ำฉินประเทศจีนส่วนใหญ่อยู่ในช่วง 1 - 5 มิลลิเมตร คิดเป็นร้อยละ 80.3 ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Zhang et al. (2017) ตรวจ

พบอนุภาคไมโครพลาสติกในอ่าวเซียงซีประเทศจีนอยู่ในช่วง 1 - 5 มิลลิเมตร คิดเป็นร้อยละ 28.6 – 99.0 และผลการศึกษาของ Zhao et al. (2014) ตรวจพบอนุภาคไมโครพลาสติกในบริเวณปากแม่น้ำแยงซีประเทศจีนอยู่ในช่วง 0.5 - 5 มิลลิเมตร คิดเป็นร้อยละ 90 อย่างไรก็ตาม มีตรวจพบไมโครพลาสติกที่มีขนาดแตกต่างกัน เช่น ตรวจพบอนุภาคไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำจืดของเมืองหูอู่ ประเทศจีน พบไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนมีขนาดที่น้อยกว่า 2 มิลลิเมตร มากกว่าร้อยละ 80% (Wang et al., 2017) และทะเลสาบลอเรนเทียนในสหรัฐอเมริกาตรวจพบอนุภาคไมโครพลาสติกมีขนาดอยู่ในช่วง 0.355 - 0.999 มิลลิเมตร ซึ่งคิดเป็นร้อยละ 81 ของการตรวจพบทั้งหมด (Eriksen et al., 2013) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Wang et al. (2019) พบว่าขนาดของไมโครพลาสติกในน้ำผิวดินมีการกระจายขนาดของไมโครพลาสติกส่วนใหญ่แบ่งออกเป็น 5 ช่วง ได้แก่ 2 – 5 มิลลิเมตร, 1 – 2 มิลลิเมตร, 0.3 – 1.0 มิลลิเมตร, 0.1 – 0.3 มิลลิเมตร และ <0.1 มิลลิเมตร โดยพบสูงสุดร้อยละ 55.7 ในช่วง 0.3 – 1.0 มิลลิเมตร และร้อยละ 26.90 ในช่วง 0.3 – 1.0 มิลลิเมตร และร้อยละ 2.70 ในช่วง 2 – 5 มิลลิเมตร จากผลการทบทวนงานวิจัยที่เกี่ยวข้องแสดงให้เห็นว่าการตรวจพบไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำผิวดินโดยไมโครพลาสติกที่พบมีขนาดแตกต่างกันโดยส่วนใหญ่พบอยู่ในช่วง <1.0 มิลลิเมตร จำนวนที่ตรวจพบในแหล่งน้ำผิวดินเฉลี่ย 7.8 ชิ้นต่อลิตรและตรวจพบมากที่สุด 19.9 ชิ้นต่อลิตร (Selvam et al., 2021)

## 2.5.2 เทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

ในปัจจุบันไมโครพลาสติกสามารถกำจัดได้อย่างมีประสิทธิภาพในโรงบำบัดน้ำดื่ม (DWTPs) โดยใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันร่วมกับสารตกตะกอนและสารช่วยตะกอน พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกอยู่ในช่วง 3.19-77.83 (Pivokonsky et al., 2018; Ma et al., 2019; Lee et al., 2014) และสารที่ใช้ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันมีหลากหลาย ได้แก่ Poly Aluminum Chloride (PAC), Polyacrylamide (PAM), Ferric Chloride ( $FeCl_3$ ), Aluminum chloride ( $AlCl_3$ ) เป็นต้น จากการศึกษาของ Lee et al. (2014) แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนโดยใช้สารตกตะกอน PAC มีประสิทธิภาพเพียงร้อยละ 3.19 ในขณะที่ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนมีประสิทธิภาพเพียงร้อยละ 50.78 โดยไม่ต้องเติมสารเร่งตกตะกอน โดยประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนมีประสิทธิภาพมากถึงร้อยละ 77.83 และประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนมีประสิทธิภาพเพียงร้อยละ 29.7 นอกจากนี้ยังพบปรากฏการณ์ที่คล้ายกันในสารตกตะกอน  $FeCl_3$  มีสารใช้ในการกำจัดไมโครพลาสติกได้ โดย Ma et al. (2019) ได้ตั้งข้อสังเกตอีกว่า PAC มีประสิทธิภาพการกำจัดที่ดีกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับสารตกตะกอน  $FeCl_3$  เนื่องจากมีค่า Zeta potential ของอนุภาคที่สูงกว่า  $FeCl_3$  ซึ่งสามารถต่อต้านไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนที่มีประจุลบได้ดีขึ้นและเอื้อต่อการตกตะกอนที่มากกว่า และจากการศึกษาของ Aboulhassan et al. (2006) กล่าวว่าพอลิอะคริลาไมด์ (PAM) สามารถเพิ่มขนาดอนุภาคและความหนาแน่นของ flocs ได้สอดคล้องกับการศึกษาของ Ma et al. (2019) แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกโดยใช้สารตกตะกอน  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$  ร่วมกับสารเร่งตกตะกอน PAM ประจวบกับประสิทธิภาพการกำจัดที่เกี่ยวข้องกับไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนน้อยกว่าร้อยละ 50 และเมื่อเติม  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$  กับ PAM ประจวบกับประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนพบว่าประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น



อย่างมีนัยสำคัญจากร้อยละ  $13.27 \pm 2.19$  เป็นร้อยละ  $89.23 \pm 3.22$  จากผลการทบทวนงานวิจัยที่เกี่ยวข้องแสดงให้เห็นว่ามี PAC และ  $\text{FeCl}_3$  มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก

### 2.5.3 การวิเคราะห์ไมโครพลาสติก

วิธีการตรวจวิเคราะห์ไมโครพลาสติก ยังไม่มีการกำหนดแน่ชัดทั้งภายในประเทศและต่างประเทศ จากการศึกษาของ Dyachenko et al. (2017) ทำการศึกษามลสารประเภทไมโครพลาสติกที่พบในตัวอย่างน้ำเสียนำมากรองด้วยตะแกรงร่อนขนาดต่าง ๆ เพื่อคัดขนาดอนุภาคตัวอย่าง แล้วจึงวิเคราะห์ตัวอย่างด้วยวิธีการสกัดอ้างอิงตาม National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Protocol จากนั้นจึงจำแนกลักษณะอนุภาคด้วย FT-IR ผลการวิเคราะห์ตรวจพบไมโครพลาสติกผลวิเคราะห์จาก FT-IR ทำให้ทราบถึงชนิดของไมโครพลาสติกซึ่งสัมพันธ์กับการสันของพันธะเคมี โดยการวัดสเปกตรัมการดูดซับรังสีอินฟราเรดที่ได้จะสามารถระบุองค์ประกอบทางเคมีของอนุภาคในตัวอย่างได้อย่างแม่นยำ (Magnusson et al., 2014) ซึ่งสอดคล้องกับวิธีการศึกษาของ Yolanda & Damià (2019) เมื่อเก็บน้ำตัวอย่างได้แล้วนำมากรองด้วยกระดาษกรอง และหลังจากนั้นนำมาวิเคราะห์ด้วย FT-IR เพื่อระบุชนิดของไมโครพลาสติกซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Zhou et al (2021) ใช้ FT-IR ในการศึกษาไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันแสดงให้เห็นถึงกลไกการรวมตัวกันของไมโครพลาสติกพอลิสไตรีน และ flocs โดยพบว่าจุดสูงสุดที่โดดเด่นในสเปกตรัม FT-IR ของพอลิสไตรีนที่  $3430$  และ  $2960 \text{ cm}^{-1}$  มาจากการสั่นสะเทือนของ H-OH และ C-H ตามลำดับ และที่  $1726 \text{ cm}^{-1}$  จากการยึดของ C=O (Lu et al., 2018; Weng et al., 2018) นอกจากนี้ จุดสูงสุดที่ประมาณ  $870$  และ  $730 \text{ cm}^{-1}$  สอดคล้องกับการแทนที่วงแหวนเบนซีน การปรากฏของพีคที่คล้ายกันในสเปกตรัมของ flocs ซึ่งให้เห็นว่าลักษณะเฉพาะของ PS ยังคงอยู่แม้หลังจากกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันแล้วยังมีเทคนิค Raman, TGA และ SEM ที่ใช้ในการวิเคราะห์เกี่ยวกับลักษณะทางสัณฐานวิทยาของไมโครพลาสติก เช่น ขนาด รูปร่าง และพื้นผิวของวัสดุและอนุภาคได้อย่างละเอียด ทำให้มีประโยชน์อย่างมากในงานวิจัยและอุตสาหกรรมที่ต้องการการตรวจสอบและวิเคราะห์โครงสร้างของวัสดุในระดับไมโครและนาโนเมตรซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Zhang et al (2021) ทำการศึกษาการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันโดยใช้ PAC เป็นสารตกตะกอนและใช้ PAM เป็นสารเร่งตกตะกอนพบว่าพื้นผิวของไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันมีผลิตภัณฑ์จากการไฮโดรไลซิสชัดเจนเกิด flocs ขนาดเล็กจำนวนมากบนพื้นผิวของไมโครพลาสติก ซึ่งแสดงถึงผลของการดูดซับและสอดคล้องกับผลการศึกษาของใช้ SEM ในการศึกษาไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันแสดงให้เห็นถึงพื้นผิวของไมโครพลาสติกพอลิสไตรีนหลังการใช้ PAC ตะกอนของไมโครพลาสติกนุ่มนวลกว่าตะกอนของไมโครพลาสติกที่เกิดจาก  $\text{FeCl}_3$  และพบอนุภาคเล็ก ๆ จำนวนมากกระจายบนพื้นผิวไมโครพลาสติกพอลิสไตรีนที่ใช้ PAC มากกว่าใน  $\text{FeCl}_3$  และยังมีวิธีการวัดค่าศักย์ซีต้าเพื่อวิเคราะห์ปฏิกิริยาของอนุภาคในน้ำ โดยค่าศักย์ซีต้าที่สูงแสดงถึงความเสถียรของอนุภาคที่แยกตัว แต่ค่าที่ต่ำหรือใกล้ศูนย์บ่งบอกถึงการเกาะกลุ่มของอนุภาค การวัดค่าศักย์ซีต้าช่วยปรับปรุงกระบวนการโดยการเปลี่ยนแปลงค่า pH หรือการเติมสารเคมี เช่น เฟอร์ริกคลอไรด์และอะลูมิเนียมซัลเฟต เพื่อให้อนุภาคตกตะกอนง่ายขึ้นและส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันสูงขึ้นซึ่งสอดคล้องกับผล

การศึกษาของ Zhou et al (2021) ทำการเปรียบเทียบค่าศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนและพอลิสไตรีนโดยใช้ PAC เป็นสารตกตะกอนผลการศึกษาพบว่าค่าศักย์ซีต้าก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันมีค่าศักย์ซีต้าเท่ากับ -15.77 และ -14.55 mV ตามลำดับ และค่าศักย์ซีต้ากระบวนการหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันมีค่าเท่ากับ -0.49 mV และ 3.79 mV ซึ่งแสดงให้เห็นว่าประจุมีค่าเข้าใกล้ศูนย์เกิดกระบวนการทำให้เป็นกลางในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันซึ่งผลค่าศักย์ซีต้าจะสอดคล้องกับค่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกโดยมีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 77.83 และ 29.70 ตามลำดับ





## บทที่ 3

### วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษาวิจัยประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแออกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน มีรายละเอียดวิธีการดำเนินการวิจัย ดังนี้

#### 3.1 สถานที่ทำการวิจัย

ทำการทดลอง ณ ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และห้องปฏิบัติการวิศวกรรมเคมี บริเวณอาคารศูนย์เครื่องมือ 4, 5, 10 และ 11 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ตำบลสุรนารี อำเภอเมืองนครราชสีมา จังหวัดนครราชสีมา

#### 3.2 ระยะเวลาทำการศึกษวิจัย

ระยะเวลาที่ใช้ในการทดลอง 16 เดือน ตั้งแต่เดือน ตุลาคม พ.ศ. 2565 ถึงเดือน กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2567

#### 3.3 วิธีการศึกษวิจัย

ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้ เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (Experimental research) โดยทำการศึกษาประสิทธิภาพและโครงสร้างทางกายภาพของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติก โดยกระบวนการโคแออกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน มีรายละเอียดขั้นตอนการศึกษาดังต่อไปนี้

##### 3.3.1 การเตรียมตัวอย่างไมโครพลาสติก

###### 3.3.1.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ใช้ในการศึกษา

การเตรียมตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ใช้ในการศึกษครั้งนี้ เตรียมได้จากการนำวัสดุพลาสติกที่ซื้อ-ขายตามท้องตลาด โดยเลือกใช้พลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp) รุ่นหลอดงอทานตะวัน จากบริษัททานตะวัน, จังหวัดนครปฐม ประเทศไทย พลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe) รุ่นถุงซิปลานตะวัน จากบริษัท ทานตะวัน จากบริษัททานตะวัน, จังหวัดนครปฐม ประเทศไทย และพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps) โฟมบรรจุอาหารรุ่น SB912 จากบริษัทสมบุญณ์ แพคเกจจิ้ง (888), จังหวัดสมุทรสาคร ประเทศไทย ดังแสดงในรูปที่ 3.1 (ก) (ข) และ (ค) ตามลำดับ เนื่องจากเป็นชนิดพลาสติกที่พบปนเปื้อนในแหล่งน้ำผิวดินมากที่สุด 3 ลำดับแรก จากผลการศึกษาของ Yin et al. (2021) แสดงในตารางที่ 3.1 ได้แก่ พลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน พลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน และพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนพบร้อยละ 33.75, 27.50 และ 13.75 ตามลำดับ ดังนั้น ในการศึกษครั้งนี้ จึงเลือกใช้ประเภทไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp) พอลิเอทิลีน (MPpe) และพอลิสไตรีน (MPps) เป็นตัวอย่างในการศึกษครั้งนี้

ตารางที่ 3.1 ประเภทของไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในน้ำผิวดินในเมืองฉางซาประเทศจีน (Yin et al., 2021)

Type	Percentage (%)
Polypropylene (PP)	33.75
Polyethylene (PE)	27.50
Polystyrene (PS)	13.75
Polyethylene terephthalate (PET)	11.25
Polyamide (PA)	7.50
Polyvinylchloride (PVC)	3.75
Non-plastic	2.50



รูปที่ 3.1 วัสดุดิบพลาสติกที่นำมาใช้ในการเตรียมไมโครพลาสติก

### 3.3.1.2 ขั้นตอนการบดตัวอย่างพลาสติก

นำตัวอย่างพลาสติกแต่ละชนิดมาตัดให้มีขนาดเล็ก หลังจากนั้นเข้าเครื่องบดละเอียด HR2041 รุ่น S-3000 จากบริษัทฟิลิปส์ อิเล็กทรอนิกส์, ประเทศไทย (รูปที่ 3.2) เพื่อให้ตัวอย่างพลาสติกมีขนาดเล็กอยู่ในช่วงน้อยกว่า 5 มิลลิเมตร ตามคำนิยามของไมโครพลาสติก (Liu et al., 2020; Claessens et al., 2011; Thompson et al., 2004)



รูปที่ 3.2 เครื่องบด HR2041 รุ่น S-3000 จากบริษัทฟิลิปส์ อิเล็กทรอนิกส์, ประเทศไทย

### 3.3.1.3 ขั้นตอนการคัดเลือกขนาดตัวอย่างไมโครพลาสติก

นำตัวอย่างพลาสติกแต่ละชนิดที่ผ่านการบดแล้วมาคัดเลือกขนาดโดยใช้วิธีการ Sieve Analysis (ASTM, 2004) ขนาดช่องเปิดของตะแกรงร่อนตามมาตรฐาน ASTM ที่ใช้ในการศึกษา ดังแสดงในตารางที่ 3.2 ผ่านชุดเครื่องมือ Sieve Analysis ที่มีช่วงตะแกรงขนาดต่าง ๆ ดังแสดงในรูปที่ 3.3 ขนาดไมโครพลาสติกที่เลือกใช้ในการศึกษาครั้งนี้มาจากผลการศึกษางานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าอนุภาคไมโครพลาสติกที่ตรวจพบในแหล่งน้ำผิวดินพบอยู่ในช่วงขนาด 0.3–1.0 มิลลิเมตร (Wang et al., 2019) ในการศึกษานี้เลือกตัวอย่างพลาสติกที่มีขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 10 - 16; MP - 16 มีขนาดในช่วง  $2,000 > x > 1,180 \mu\text{m}$ , ขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 16 - 40; MP - 40 มีขนาดในช่วง  $1,180 > x > 425 \mu\text{m}$  และขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 40 - 60; MP - 60 มีขนาดในช่วง  $425 > x > 250 \mu\text{m}$  ดังแสดงในรูปที่ 3.4

ตารางที่ 3.2 ขนาดช่องเปิดของตะแกรงร่อนตามมาตรฐาน ASTM ที่ใช้ในการศึกษา

MP	SIEVE No.	OPENING (mm)
MP-16	No.10	2.000
	No.12	1.700
	No.14	1.400
	No.16	1.180
MP-40	No.20	0.850
	No.25	0.710
	No.30	0.600
	No.35	0.500
	No.40	0.425
MP-60	No.45	0.355
	No.50	0.300
	No.60	0.250



รูปที่ 3.3 การคัดเลือกขนาดตัวอย่างไมโครพลาสติกโดยใช้วิธีการ Sieve Analysis





รูปที่ 3.4 ตัวอย่างพลาสติกที่ผ่านการ Sieve Analysis



### 3.3.2 การตรวจวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและเคมีของตัวอย่างไมโครพลาสติก

นำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านการคัดเลือกด้วยวิธี Sieve analysis นำไปตรวจวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและเคมีด้วยเทคนิคต่าง ๆ มีรายละเอียดการศึกษาดังนี้

#### 3.3.2.1 การตรวจวิเคราะห์ขนาดของไมโครพลาสติก

นำตัวอย่างไมโครพลาสติกไปตรวจลักษณะสมบัติทางกายภาพด้วยเครื่องมือ Laser particle size เครื่องมือ RODOS และเครื่อง Scanning Electron Microscope มีรายละเอียดดังนี้

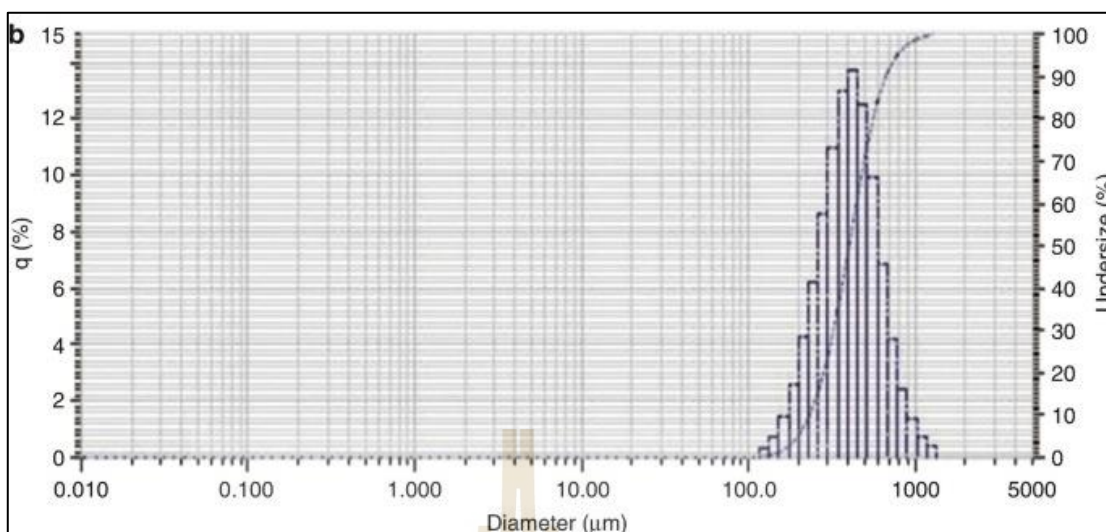
##### 1) เครื่อง Laser particle size

เป็นเทคนิคที่ใช้หลักการ Laser Diffraction เพื่อวัดการกระจายตัวของอนุภาค ซึ่งใช้การวัดแบบ Wet method ในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการนำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านการ Sieve analysis ขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 16-40; MP-40 มาล้างด้วยน้ำ DI Water นำตัวอย่างไมโครพลาสติกไปบอบแห้งด้วยตู้อบลมร้อนที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง หลังจากนั้นนำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ได้ไปวิเคราะห์ขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเทคนิค Laser particle size ยี่ห้อ Horiba รุ่น LA-950 V2 ประเทศอังกฤษ ดังแสดงในรูปที่ 3.5



รูปที่ 3.5 เครื่อง Laser Particle Size ยี่ห้อ Horiba รุ่น LA-950 V2 ประเทศอังกฤษ

ทำการตรวจวัดขนาดอนุภาคตัวอย่างไมโครพลาสติกในระดับไมครอนเพื่อหาขนาดโดยเฉลี่ยเส้นผ่านศูนย์กลางของไมโครพลาสติก เพื่อคำนวณหาค่าร้อยละในช่วงขนาดของไมโครพลาสติกและหาค่า D10 D50 และ D90 ของไมโครพลาสติก โดยแกน x จะแสดงขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของตัวอย่างอนุภาคมีหน่วยเป็นไมโครเมตร ( $\mu\text{m}$ ) แกน y แสดงค่า  $q$  (%) คือ ร้อยละตัวอย่างในช่องตะแกรงที่กำหนด และแกน z แสดงค่า Undersize (%) คือ ร้อยละการสะสมในช่องตะแกรงที่กำหนด ดังแสดงในรูปที่ 3.6



รูปที่ 3.6 ตัวอย่างผลการศึกษารูปร่างขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Laser particle size

## 2) เครื่อง RODOS

เป็นเทคนิคที่ใช้เซ็นเซอร์วิเคราะห์ภาพ QICPIC นำเสนอการวิเคราะห์ขนาดอนุภาคและรูปร่างของอนุภาค ได้รับความอนุเคราะห์การตรวจวัดโดยบริษัท KITTISIT ENTERPRISE, ประเทศเยอรมัน และประสานงานโดยบริษัท KITTISIT ENTERPRISE, จังหวัดปทุมธานี ประเทศไทย ในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการนำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านการ Sieve analysis ตัวอย่างขนาด MP-16, MP-40 และ MP-60 มาล้างด้วยน้ำ DI Water นำตัวอย่างไมโครพลาสติกไปอบแห้งด้วยตู้อบลมร้อนที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง หลังจากนั้นจึงนำไปวิเคราะห์ขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเทคนิค RODOS ยี่ห้อ Sympatec รุ่น Qicpic ประเทศอเมริกา ตัวอย่างผลการศึกษารูปร่างตัวอย่างไมโครพลาสติกและรายละเอียดผลดังแสดงในรูปที่ 3.7



รูปที่ 3.7 เครื่อง RODOS ยี่ห้อ Sympatec รุ่น Qicpic ประเทศอเมริกา

ทำการศึกษารูปร่างและรูปทรงของไมโครพลาสติกตัวอย่างผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 3.8 มีรายละเอียดดังนี้

2.1) LEFI (Length of fiber) คือ ค่าที่พิจารณาจากความยาวของเส้นใยด้านหนึ่งไปยังความยาวของเส้นใยอีกด้านหนึ่ง ซึ่งเป็นค่าที่ใช้บ่งบอกความยาวของเส้นใยมีหน่วยเป็นไมโครเมตร ( $\mu\text{m}$ )













2.2) DIFI (Diameter of fiber) คือ ค่าที่ใช้บ่งบอกถึงความยาวของเส้นผ่านศูนย์กลางของเส้นใยด้วยวิธี PAQXOS คือ การแบ่งพื้นที่ของภาพฉายด้วยผลรวมของความยาวทั้งหมดมีหน่วยเป็นไมโครเมตร ( $\mu\text{m}$ )

2.3) Straightness คือ ค่าที่ใช้บ่งบอกถึงความตรงของวัตถุ หากค่ามีค่าเข้าใกล้ 1 หมายถึง อนุภาคที่เป็นเส้นตรงอย่างสมบูรณ์ ในขณะที่ค่าเข้าใกล้ 0 หมายถึง อนุภาคมีรูปทรงค่อนข้างผิดรูปมีความโค้งงอ

2.4) Elongation คือ เป็นค่าที่ใช้บ่งบอกถึงความกลมของวัตถุ หรือ อัตราส่วนของเส้นผ่านศูนย์กลางกับความยาวของเส้นใย ดังสมการที่ 3.1

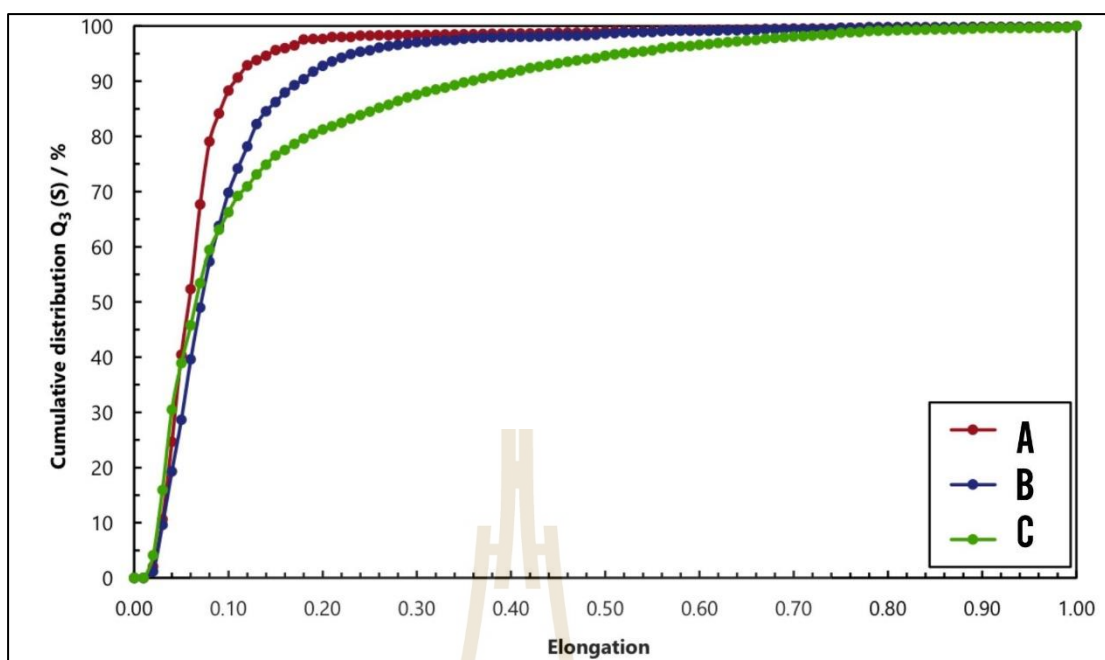
$$\text{Elongation} = \frac{\text{DIFI}}{\text{LEFI}} \quad (\text{สมการที่ 3.1})$$

หากค่ามีค่าเข้าใกล้ 1 หมายถึง อนุภาคที่มีความกลมอย่างสมบูรณ์ ในขณะที่ค่าเข้าใกล้ 0 หมายถึงอนุภาคมีรูปทรงค่อนข้างผิดรูปมีความเป็นเส้นตรง

 <p>LEFI 987.823 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 102.745 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.828 Elongation 0.104</p>	 <p>LEFI 282.743 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 63.182 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.945 Elongation 0.223</p>	 <p>LEFI 591.965 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 105.854 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.990 Elongation 0.179</p>	 <p>LEFI 362.140 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 62.990 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.840 Elongation 0.174</p>
 <p>LEFI 283.006 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 91.286 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 1.000 Elongation 0.323</p>	 <p>LEFI 636.492 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 74.448 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.897 Elongation 0.117</p>	 <p>LEFI 290.073 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 77.692 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.986 Elongation 0.268</p>	 <p>LEFI 300.762 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 48.104 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.961 Elongation 0.160</p>
 <p>LEFI 304.567 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 41.942 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.980 Elongation 0.138</p>	 <p>LEFI 568.330 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 87.630 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.776 Elongation 0.154</p>	 <p>LEFI 355.576 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 97.389 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.917 Elongation 0.274</p>	 <p>LEFI 351.407 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 32.066 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.805 Elongation 0.091</p>

รูปที่ 3.8 ตัวอย่างผลการศึกษานขนาดและรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ RODOS

ทำการตรวจวัดขนาดอนุภาคตัวอย่างไมโครพลาสติกเพื่อหาความตรงของไมโครพลาสติกเทียบกับร้อยละสมในช่วงขนาดของไมโครพลาสติก โดยแกน x จะแสดงค่า Elongation คือ เป็นค่าที่ใช้บ่งบอกถึงความกลมของวัตถุ ยิ่งค่าเข้าใกล้ 1 มากเท่าไรแสดงว่าวัตถุมีความตรง แกน y แสดงค่า Cumulative distribution คือ ร้อยละตัวอย่างสะสม ดังแสดงในรูปที่ 3.9



รูปที่ 3.9 ตัวอย่างผลการศึกษานาขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ RODOS

### 3) เครื่อง Scanning Electron Microscope (SEM)

กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนเป็นการสร้างภาพทำได้โดยการตรวจวัดอิเล็กตรอนที่สะท้อนจากพื้นผิวหน้าของตัวอย่าง ซึ่งภาพที่ได้จากเครื่อง SEM นี้จะเป็นภาพลักษณะของ 3 มิติ จึงถูกนำมาใช้ในการศึกษาสัณฐานและรายละเอียดของลักษณะพื้นผิวของตัวอย่างไมโครพลาสติก ในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการนำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านการ Sieve analysis ตัวอย่าง MP-16, MP-40 และ MP-60 และนำตัวอย่างไมโครพลาสติกไปอบแห้งด้วยตู้อบลมร้อนที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นนำตัวอย่างเข้าเครื่องเคลือบตัวอย่างด้วยทองระยะเวลา 2 นาที เมื่อครบเวลาแล้วนำไปตรวจลักษณะทางอสังฐานวิทยาด้วยเทคนิค Scanning Electron Microscope (SEM) ยี่ห้อ JEOL รุ่น JSM-6010LV ประเทศญี่ปุ่น ดังแสดงในรูปที่ 3.10



รูปที่ 3.10 เครื่อง Scanning Electron Microscope (SEM) ยี่ห้อ JEOL รุ่น JSM-6010LV ประเทศญี่ปุ่น

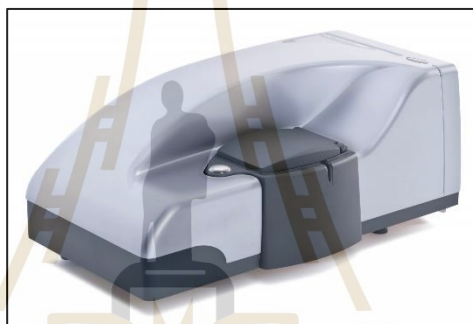


### 3.3.2.2 ลักษณะทางเคมีของตัวอย่างไมโครพลาสติก

นำตัวอย่างไมโครพลาสติกก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันไปตรวจลักษณะทางเคมีด้วยเครื่องมือ Nano particle และเครื่องมือ Fourier transform Infrared มีรายละเอียดดังนี้

#### 1) การวิเคราะห์ศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติก

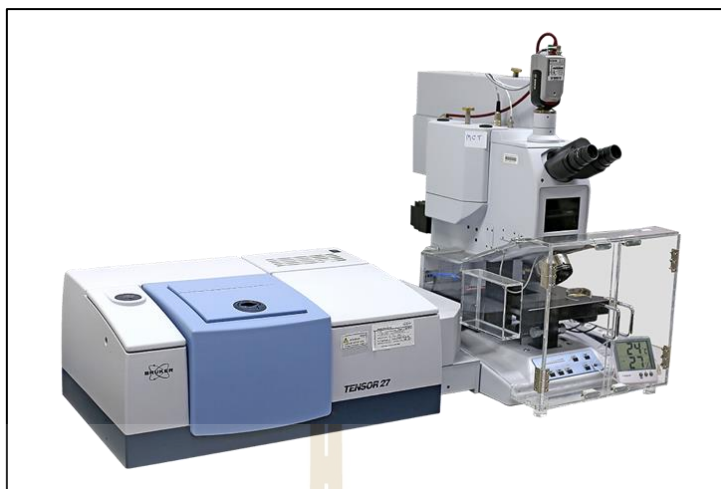
เทคนิควิเคราะห์ศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติกอาศัยหลักการ Electrophoretic Light Scattering ซึ่งสามารถระบุได้ถึงศักย์ซีต้าของอนุภาคไมโครพลาสติกในการศึกษาครั้งนี้ จะนำตัวอย่างสารละลายไมโครพลาสติกก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันนำไปวิเคราะห์หาค่าศักย์ไฟฟ้า Nano particle ยี่ห้อ Malvern รุ่น zs ประเทศจีน ดังแสดงในรูปที่ 3.11 โดยมีวิธีการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกโดยทำการดูดสารละลายตัวอย่างปริมาตรประมาณ 1 มิลลิตร ที่ระดับความลึก 500 มิลลิตรนับจากผิวน้ำมีหน่วยเป็นมิลลิโวลต์ (mV)



รูปที่ 3.11 เครื่องวิเคราะห์ Nano particle ยี่ห้อ Malvern รุ่น zs ประเทศจีน

#### 2) เครื่อง Fourier transform Infrared (FTIR)

เป็นเทคนิคที่ใช้วิเคราะห์จำแนกประเภทของสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ และพันธะเคมีหรือหมู่ฟังก์ชันในโมเลกุล ซึ่งสามารถวิเคราะห์ได้ทั้งในเชิงคุณภาพและเชิงปริมาณ โดยวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ทำให้เกิดช่วงกลาง (Middle infrared region) ช่วงความยาวคลื่น (l) 2.5 - 50 mm, ช่วงเลขคลื่น 4000 - 400  $\text{cm}^{-1}$  ในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการนำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านการ Sieve analysis ขนาด MP-16, MP-40 และ MP-60 นำมาล้างด้วยน้ำ DI Water และนำตัวอย่างไมโครพลาสติกไปอบแห้งด้วยตู้อบลมร้อนที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง หลังจากนั้นนำไปวิเคราะห์แล้วจำแนกประเภทของสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์และพันธะเคมีหรือหมู่ฟังก์ชันในโมเลกุลด้วยเทคนิค Fourier transform Infrared Spectroscopy (FTIR) ยี่ห้อ Bruker รุ่น Tensor 27 ประเทศเยอรมัน ดังแสดงในรูปที่ 3.12



รูปที่ 3.12 เครื่อง Fourier transform Infrared Spectroscopy (FTIR) ยี่ห้อ Bruker รุ่น Tensor 27 ประเทศเยอรมัน

### 3.3.3 ชุดการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชัน

ชุดทดลองการตกตะกอนในการศึกษาครั้งนี้ใช้เครื่อง Jar Test ยี่ห้อ Wizard รุ่น PLUS 6 LED ประเทศเยอรมัน (รูปที่ 3.13) เพื่อทำการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสมในการตกตะกอนด้วยเคมี ได้แก่ ความเข้มข้นของสารตกตะกอน (Coagulant) ความเข้มข้นของสารช่วยตกตะกอน (Coagulant aid) และค่าความเป็นกรด-ด่าง กำหนดสภาวะคงที่อ้างอิงจากการศึกษาของ Ma et al. (2019) ได้แก่ กำหนดสภาวะกวนเร็วที่ความเร็วรอบ 300 รอบต่อนาที เป็นระยะเวลา 1 นาที สภาวะกวนช้าที่ความเร็วรอบ 100 รอบต่อนาที เป็นระยะเวลา 15 นาที และระยะเวลาที่ใช้ในการตกตะกอนเป็นระยะเวลา 30 นาที ที่สภาวะอุณหภูมิห้อง ดังสรุปในตารางที่ 3.3 และกำหนดปริมาณไมโครพลาสติกเท่ากับ  $0.10 \pm 0.00500$  กรัมต่อปริมาตรน้ำ 1000 มิลลิลิตร



รูปที่ 3.13 เครื่อง Jar test ยี่ห้อ Wizard รุ่น PLUS 6 LED ประเทศเยอรมัน

ตารางที่ 3.3 สภาวะที่กำหนดสำหรับการศึกษากระบวนการตกตะกอนทางเคมี (Ma et al., 2019)

สภาวะ	หน่วย	กวนเร็ว	กวนช้า	การตกตะกอน
ความเร็วรอบ	รอบ/นาที	300	100	-
ระยะเวลา	นาที	1	15	30
ปริมาตรน้ำ	mL	1,000	1,000	1,000

### 3.3.3.1 การชั่งและเตรียมสารละลายไมโครพลาสติก

1) ชั่งน้ำหนักไมโครพลาสติกขนาด MP-40 ของตัวอย่างไมโครพลาสติก ทั้ง 3 ชนิด โดยใช้เครื่องชั่งทศนิยม 5 ตำแหน่งรุ่น ML-Series จากบริษัท Mettler Toledo, ประเทศ Switzerland ดังแสดงในรูปที่ 3.14

2) การเตรียมสารละลายไมโครพลาสติกนำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านเครื่องชั่งใส่ลงไปในน้ำปราศจากไอออน หรือน้ำ DI (Deionized water) ตามความเข้มข้นที่กำหนด



รูปที่ 3.14 เครื่องชั่งทศนิยม 5 ตำแหน่ง ML-Series จากบริษัท Mettler Toledo, ประเทศ Switzerland

### 3.3.4 ชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการศึกษา

ในการศึกษาระบบการตกตะกอนทางเคมี ในการศึกษาครั้งนี้จะใช้ Poly aluminum Chloride (PAC) สูตรโมเลกุล  $Al_2(OH)_2Cl_6$  ความบริสุทธิ์ 30% รุ่น 1327-41-9 บริษัท Zhengzhou Megaman Chemical Limited, ประเทศจีน เป็นสารตกตะกอน (Coagulant) เนื่องจากสารตกตะกอน PAC นิยมใช้กันมากในระบบผลิตน้ำประปาและราคาถูก (ตารางที่ 2.5) และใช้สาร Anion Polymer สูตรโมเลกุล  $(CH_2CHCONH_2)$  รุ่น AP120PWG บริษัท Welkin Enterprise, ประเทศไทย เป็นสารช่วยตกตะกอน (Coagulant Aids) เนื่องจากผลการศึกษาของ Zhou et al. (2021) แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัด MPps โดยใช้สารตกตะกอน PAC เปรียบเทียบกับสารตกตะกอน  $FeCl_3$  พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกร้อยละ 75.61 และ 62.83 ตามลำดับ และจากผลการศึกษาของ Zhang et al. (2021) พบว่าสารช่วยตกตะกอนชนิด Anion Polymer สามารถช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนเทรฟทาเลตร้อยละ 91.45 เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้สารช่วยตกตะกอนชนิด Sodium alginate ซึ่งมีประสิทธิภาพใน

การกำจัดร้อยละ 69.90 และสารช่วยตกตะกอนชนิด Activated silicic acid ที่มีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 69.87 ในสถานะเดียวกัน ดังนั้น ในการศึกษาครั้งนี้ใช้ PAC เป็นสารตกตะกอนและ Anion Polymer เป็นสารช่วยตกตะกอนในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

### 3.3.5 ขั้นตอนการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

**ขั้นตอนที่ 1** การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน ในขั้นตอนการศึกษานี้ จะทำการศึกษาความเข้มข้นของสารตกตะกอน PAC, ความเข้มข้นของสารช่วยตกตะกอน Anion Polymer และค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสม เพื่อหาค่าสภาวะที่เหมาะสมในการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก

**ขั้นตอนที่ 2** การศึกษาขนาดและน้ำหนักของไมโครพลาสติกต่อประสิทธิภาพการกำจัด

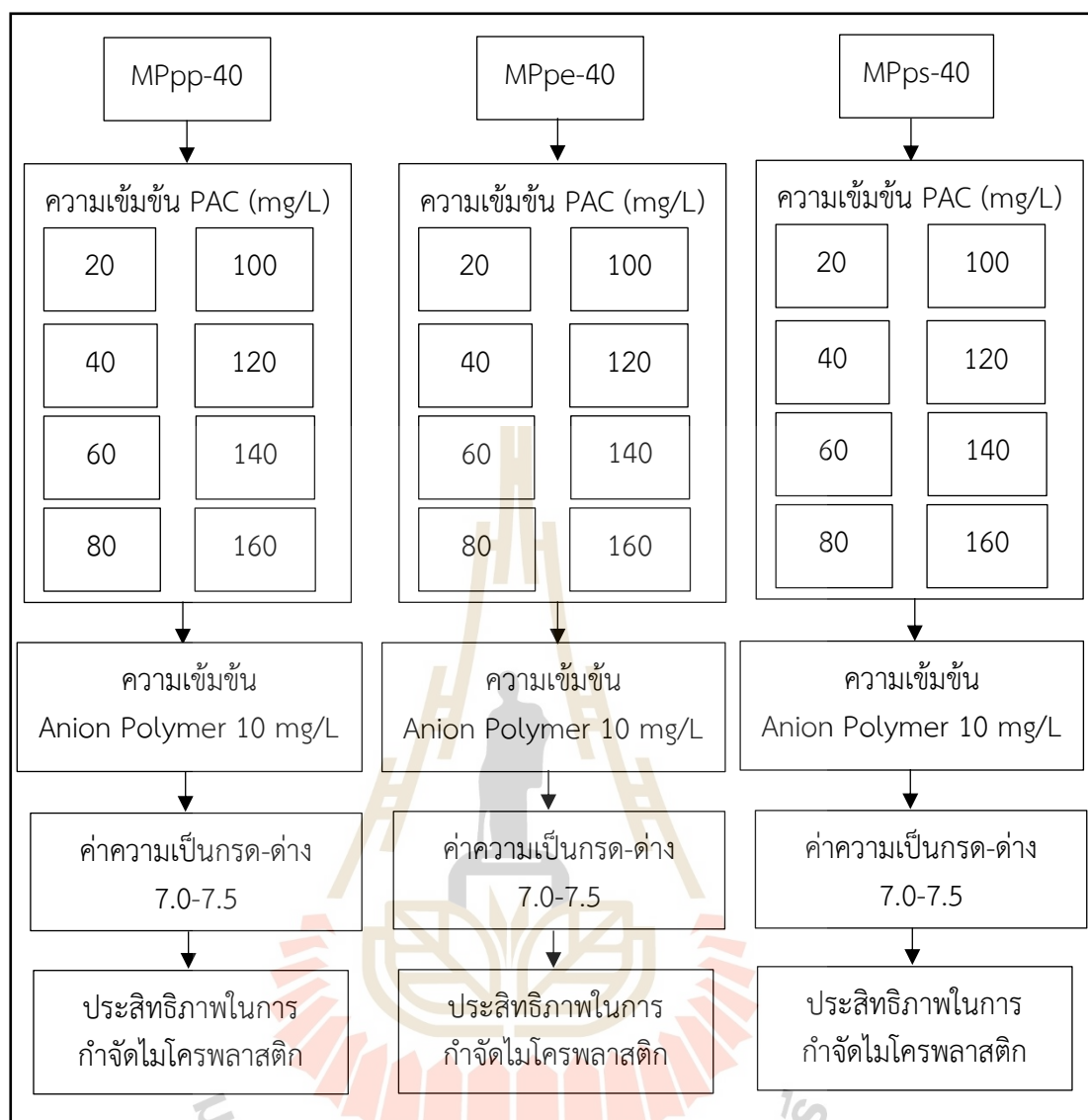
ในขั้นตอนการศึกษานี้ จะนำสภาวะที่เหมาะสม ได้แก่ ความเข้มข้นของสารตกตะกอน PAC, ความเข้มข้นของสารช่วยตกตะกอน Anion Polymer และค่าความเป็นกรด - ด่าง เพื่อศึกษาขนาดและน้ำหนักของไมโครพลาสติกต่อประสิทธิภาพการกำจัด

3.3.5.1 ขั้นตอนที่ 1 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

ในขั้นตอนการศึกษานี้ จะทำการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของระบบโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน โดยมีรายละเอียดขั้นตอนการศึกษาดังต่อไปนี้

1) การศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสม

ในการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสมมีรายละเอียดแผนผังชุดทดลองดังแสดงในรูปที่ 3.15 เตรียมตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 มีความเข้มข้น  $0.10 \pm 0.00500$  กรัมต่อลิตร และทำการควบคุมค่า pH เริ่มต้นของสารละลายไมโครพลาสติกให้อยู่ในช่วง pH 7.0 - 7.5 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 0.1M และไฮโดรคลอริก (HCl) 0.1M แล้วทำการเติม PAC โดยกำหนดความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140 และ 160 มิลลิกรัม/ลิตร และความเข้มข้นของสารช่วยตกตะกอนเท่ากับ 10 มิลลิกรัม/ลิตร รายละเอียดชุดการทดลองดังแสดงในตารางที่ 3.4 และทำการควบคุมสภาวะที่กำหนดในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันเป็นไปตามที่กล่าวมาในตารางที่ 3.3



รูปที่ 3.15 รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสม

ตารางที่ 3.4 สภาวะการศึกษาชุดการทดลองผลของความเข้มข้นของ PAC

ปัจจัย	MPpp-40	MPpe-40	MPps-40
ปริมาณ Coagulant (มิลลิกรัม/ลิตร)	20-160	20-160	20-160
ปริมาณ Coagulant aid (มิลลิกรัม/ลิตร)	10	10	10
pH	7.0-7.5	7.0-7.5	7.0-7.5

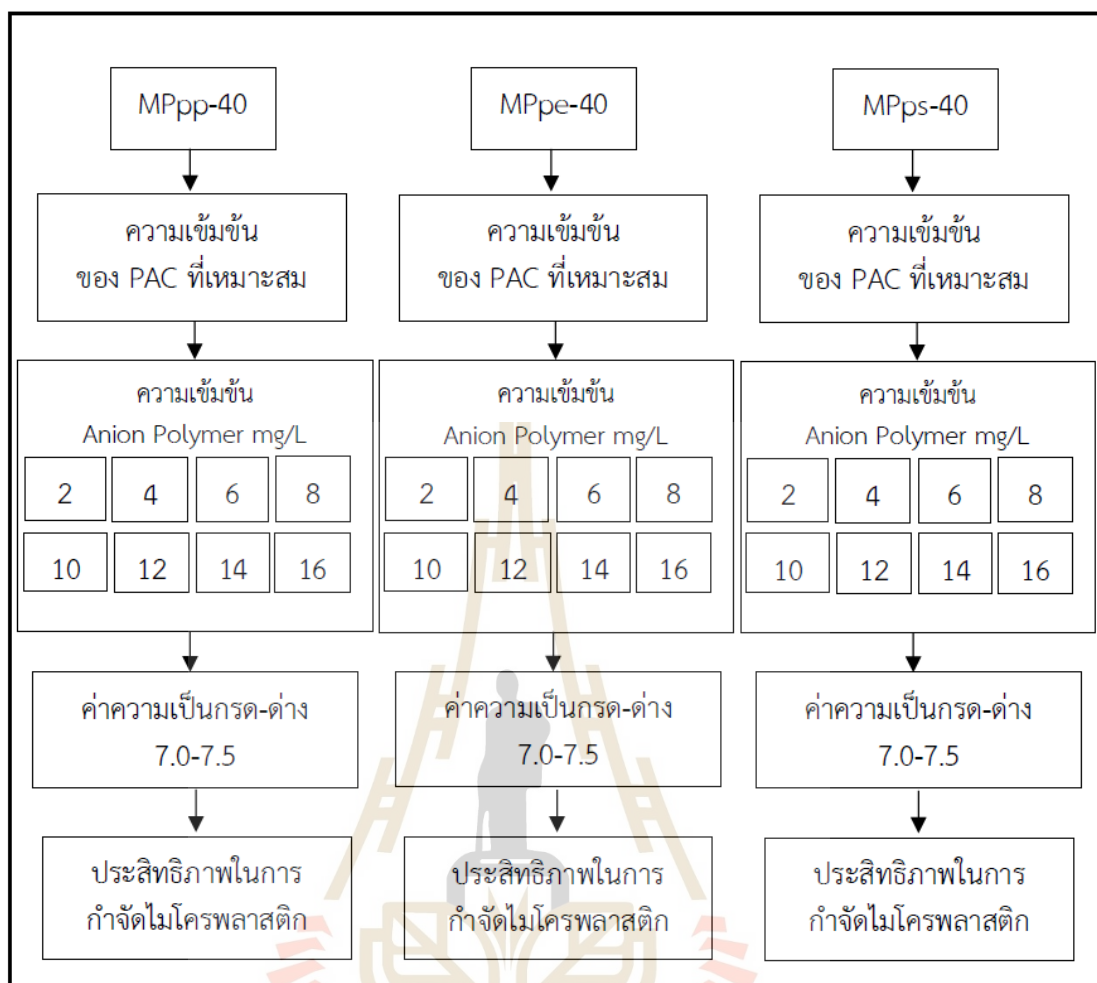


## 2) การศึกษาความเข้มข้นของสาร Anion Polymer ที่เหมาะสม

ในการศึกษาความเข้มข้นของสาร Anion Polymer ที่เหมาะสมมีรายละเอียดแผนผังชุดทดลองดังแสดงในรูปที่ 3.16 เตรียมตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 มีความเข้มข้น  $0.10 \pm 0.00500$  กรัมต่อลิตร และทำการควบคุมค่า pH เริ่มต้นของสารละลายไมโครพลาสติกให้อยู่ในช่วง pH 7.0 - 7.5 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 0.1M และไฮโดรคลอริก (HCl) 0.1M แล้วทำการเติมสาร PAC ความเข้มข้นที่ได้จากผลการศึกษาในหัวข้อที่ 1) และความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร Anion Polymer เท่ากับ 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14 และ 16 มิลลิกรัม/ลิตร รายละเอียดชุดการทดลองดังสรุปในตารางที่ 3.5 และทำการควบคุมสภาวะที่กำหนดในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันเป็นไปตามที่กล่าวมาในตารางที่ 3.3

## 3) การศึกษาค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสม

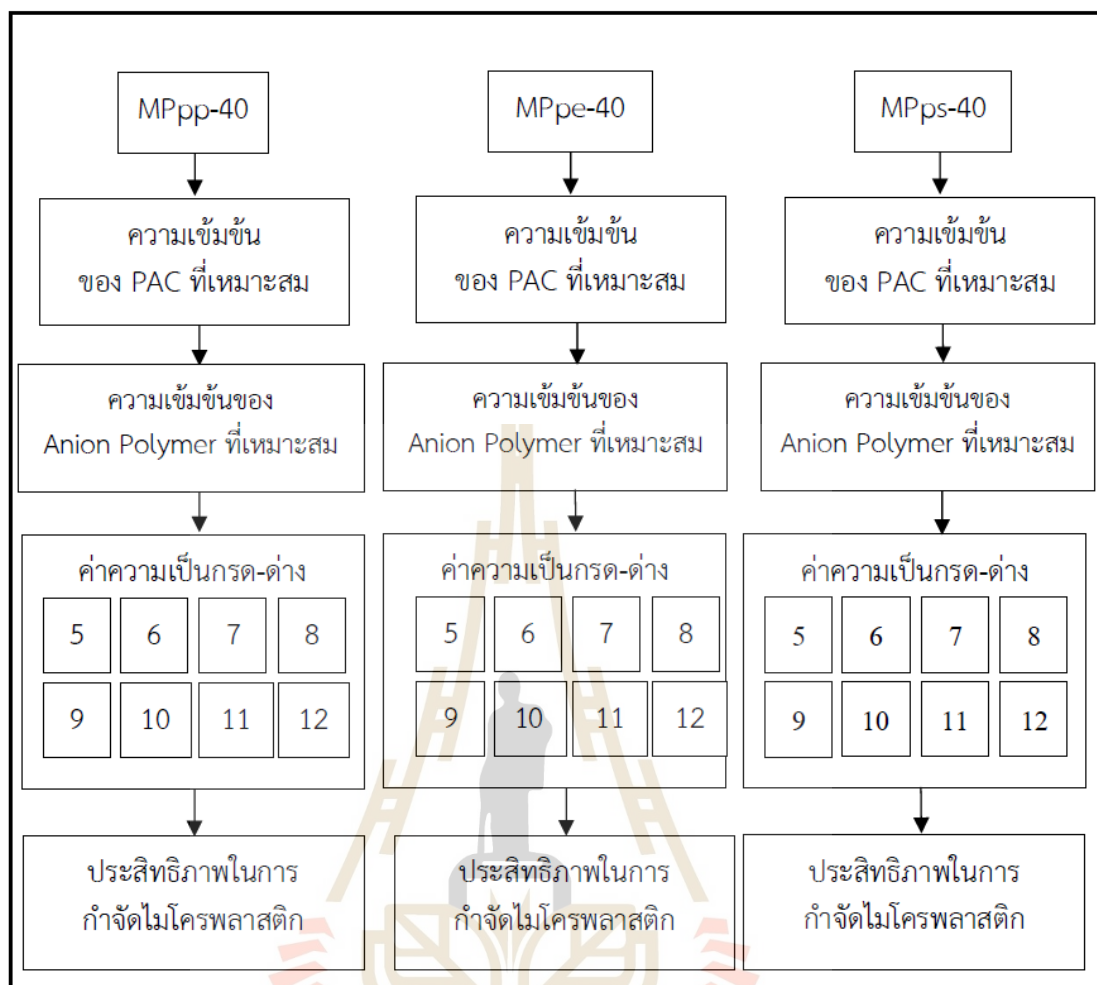
ในการศึกษาค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสมมีรายละเอียดแผนผังชุดทดลองดังแสดงในรูปที่ 3.17 เตรียมตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 มีความเข้มข้น  $0.10 \pm 0.00500$  กรัมต่อลิตร โดยกำหนดความเข้มข้นเริ่มต้นของความเป็นกรด-ด่างเท่ากับ 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 และ 12 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 0.1M และไฮโดรคลอริก (HCl) 0.1M แล้วทำการเติมสาร PAC ความเข้มข้นที่ได้จากผลการศึกษาในหัวข้อที่ 1) และทำการเติมสาร Anion Polymer เท่ากับความเข้มข้นที่ได้จากผลการศึกษาในหัวข้อที่ 2) รายละเอียดชุดการทดลองดังสรุปในตารางที่ 3.6 และทำการควบคุมสภาวะที่กำหนดในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันเป็นไปตามที่กล่าวมาในตารางที่ 3.3



รูปที่ 3.16 รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่เหมาะสม

ตารางที่ 3.5 สภาวะการศึกษาชุดทดลองผลของความเข้มข้นของ Anion Polymer

ปัจจัย	MPpp-40	MPpe-40	MPps-40
ปริมาณ Coagulant (มิลลิกรัม/ลิตร)	ได้จากผลการศึกษาในหัวข้อที่ 1)		
ปริมาณ Coagulant aid (มิลลิกรัม/ลิตร)	2-16	2-16	2-16
pH	7.0-7.5	7.0-7.5	7.0-7.5



รูปที่ 3.17 รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสม

ตารางที่ 3.6 สภาวะการศึกษาชุดทดลองผลของค่าความเป็นกรด-ด่าง

ปัจจัย	MPpp-40	MPpe-40	MPps-40
ปริมาณ Coagulant (มิลลิกรัม/ลิตร)	ได้จากผลการศึกษาในหัวข้อที่ 1)		
ปริมาณ Coagulant aid (มิลลิกรัม/ลิตร)	ได้จากผลการศึกษาในหัวข้อที่ 2)		
pH	5-12	5-12	5-12

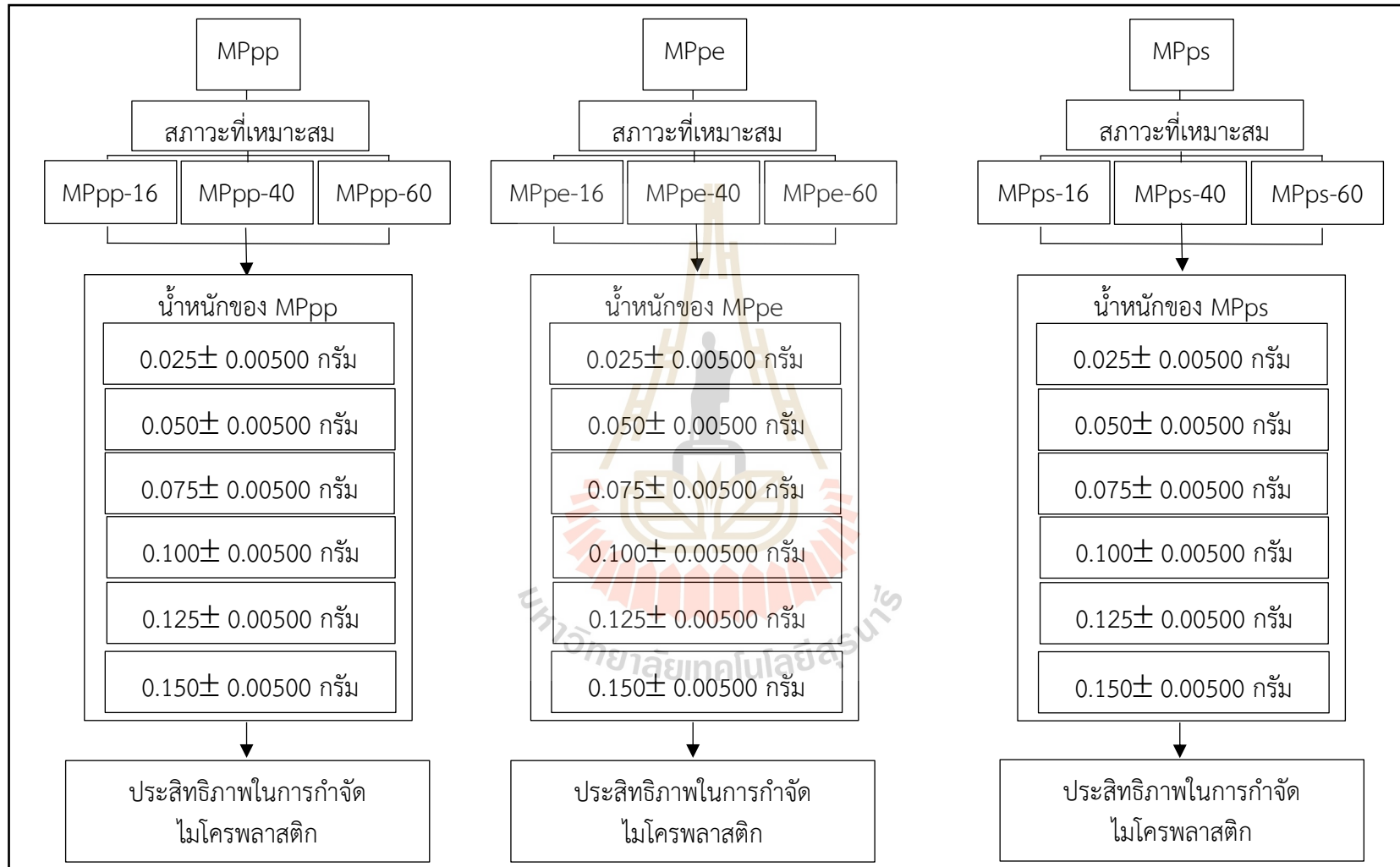
### 3.3.5.2 ขั้นตอนที่ 2 การศึกษาขนาดและน้ำหนักของไมโครพลาสติกต่อประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการศึกษาในหัวข้อ 3.3.5.1 นำมากำหนดสถานะที่ใช้ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน โดยกำหนดค่าความเข้มข้น PAC, Anion Polymer และค่า pH มีรายละเอียดวิธีการศึกษาดังนี้

1) การศึกษาขนาดและน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการศึกษาขนาดและน้ำหนักของไมโครพลาสติกเตรียมไมโครพลาสติกขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 10-16; MP-16, ขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 16-40; MP-40 และขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 40-60; MP-60 ความเข้มข้น  $0.10 \pm 0.00500$  กรัมต่อลิตร มีรายละเอียดชุดการทดลองดังสรุปในตารางที่ 3.7 กำหนดค่าความเข้มข้นของ PAC, ความเข้มข้นของ Anion Polymer และค่าความเป็นกรด-ต่างของสารละลายจากผลการศึกษาในหัวข้อที่ 3.3.5.1 ข้อที่ 1), 2) และ 3) ตามลำดับ รายละเอียดแผนผังชุดทดลองดังแสดงในรูปที่ 3.18 และทำการควบคุมสถานะที่กำหนดในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันเป็นไปตามที่กล่าวมาในตารางที่ 3.3 เพื่อศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด และเตรียมไมโครพลาสติกที่มีน้ำหนักความเข้มข้น 0.025, 0.050, 0.075, 0.100, 0.125 และ  $0.150 \pm 0.00500$  กรัมต่อลิตร กำหนดค่าความเข้มข้นของ PAC, ความเข้มข้นของ Anion Polymer และค่าความเป็นกรด-ต่างของสารละลายจากผลการศึกษาในหัวข้อ 1), 2) และ 3) ตามลำดับ และทำการควบคุมสถานะที่กำหนดในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันเป็นไปตามที่กล่าวมาในตารางที่ 3.3 เพื่อศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด

ตารางที่ 3.7 สถานะการศึกษาชุดทดลองขนาดและน้ำหนักของไมโครพลาสติกต่อประสิทธิภาพการกำจัด

ปัจจัย	MPpp	MPpe	MPps
ปริมาณ Coagulant (มิลลิกรัม/ลิตร)	ได้จากผลการศึกษาในขั้นตอนที่ 1 หัวข้อที่ 1)		
ปริมาณ Coagulant aid (มิลลิกรัม/ลิตร)	ได้จากผลการศึกษาในขั้นตอนที่ 1 หัวข้อที่ 2)		
pH	ได้จากผลการศึกษาในขั้นตอนที่ 1 หัวข้อที่ 3)		
ขนาดไมโครพลาสติก (ไมโครเมตร)	2,000-1,180 และ 425-250		
น้ำหนักของไมโครพลาสติก (กรัม)	0.025, 0.050, 0.075, 0.100, 0.125 และ 0.150		



รูปที่ 3.18 รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาขนาดและน้ำหนักของไมโครพลาสติกต่อประสิทธิภาพการกำจัด



### 3.3.6 การศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของไมโครพลาสติก

จากผลการศึกษาในหัวข้อ 3.3.5.1 จะทำการนำตัวอย่างตะกอนไมโครพลาสติกไปศึกษาด้วยเครื่องมือขั้นสูง ได้แก่ Zeta potential, FT-IR และ SEM เพื่อศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของตัวอย่างไมโครพลาสติกมีรายละเอียดวิธีการศึกษาดังนี้

#### 3.3.6.1 การวิเคราะห์ศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติก

การวิเคราะห์ศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติกนำตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิด ที่ได้สถานะที่เหมาะสมหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันไปตรวจวิเคราะห์ค่าศักย์ซีต้าของตัวอย่างไมโครพลาสติกโดยใช้เครื่องมือ Nano particle ยี่ห้อ Malvern รุ่น zs ประเทศจีน

#### 3.3.6.2 การวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก

การวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติกนำตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิด ที่ได้สถานะที่เหมาะสมหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันไปตรวจวิเคราะห์ค่าหมู่ฟังก์ชันของตัวอย่างไมโครพลาสติกโดยใช้เครื่องมือ Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FT-IR) ยี่ห้อ Bruker รุ่น Tensor 27 ประเทศเยอรมัน

#### 3.3.6.3 การวิเคราะห์ห่อสัญญาณวิทยาของไมโครพลาสติก

การวิเคราะห์ห่อสัญญาณวิทยาของไมโครพลาสติกนำตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิด และตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ขนาดที่ได้สถานะที่เหมาะสมหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันไปตรวจวิเคราะห์รูปร่างห่อสัญญาณวิทยาของไมโครพลาสติกโดยใช้เครื่องมือ Scanning Electron Microscope (SEM) ยี่ห้อ JEOL รุ่น JSM-6010LV ประเทศญี่ปุ่น

### 3.3.7 วิธีการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติก

การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชันมีรายละเอียดวิธีการเก็บตัวอย่างดังต่อไปนี้

3.3.7.1 หลังจากชุดทดลองผ่านขั้นตอนการตกตะกอนเรียบร้อยแล้ว ทำการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกส่วนที่ลอยอยู่ด้านบนโดยใช้ไซริงค์ขนาด 50 มิลลิลิตร ดูดไมโครพลาสติกส่วนที่ลอยด้านบนจัดเป็นส่วนไมโครพลาสติกที่ไม่ตกตะกอน (Azizi et al., 2023; Peller et al., 2022; Arvaniti et al., 2021) ในการศึกษาครั้งนี้กำหนดจุดเก็บที่ปริมาตรประมาณ 200 มิลลิลิตรจากส่วนด้านบนของบีกเกอร์ ดังแสดงในรูปที่ 3.19 โดยส่วนนี้จะนำไปกรองด้วยกระดาษกรองยี่ห้อ Whatman รุ่น GF/C Glass Circles ขนาด 47 ไมครอน (Zhou et al., 2021; Ma et al., 2019) และนำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่อยู่บนกระดาษกรองไปแช่กรด HCl ความเข้มข้น 1M ปริมาตร 5 มิลลิลิตร เป็นระยะเวลา 30 นาที เพื่อกำจัดสาร PAC และ Anion Polymer ออกจากตัวอย่างไมโครพลาสติก (Zhang et al., 2021) หลังจากนั้นนำตัวอย่างไมโครพลาสติกไปกรองอีกครั้งล้างด้วยน้ำ DI และนำเข้าตู้อบลมร้อน (Hot air oven) รุ่น ED115 Binder ประเทศเยอรมัน ที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 12 ชั่วโมงเพื่ออบแห้ง และนำตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ได้ไปชั่งน้ำหนักไมโครพลาสติกที่เหลืออยู่ด้วยเครื่องชั่ง 5 ตำแหน่ง รุ่น ML-Series จากบริษัท Mettler Toledo, ประเทศ Switzerland เพื่อคำนวณประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกดังแสดงในสมการที่ 3.2

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (\%)} = \left( \frac{C_0 - C_1}{C_0} \right) \times 100 \quad (\text{สมการที่ 3.2})$$

กำหนดให้  $C_0$  = น้ำหนักของไมโครพลาสติกเริ่มต้น (g)

$C_1$  = น้ำหนักของไมโครพลาสติกที่ไม่ตกตะกอน (g)

3.3.7.2 เก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกส่วนที่ตกตะกอนจมอยู่ที่ก้นบีกเกอร์โดยใช้ไซริงค์ขนาด 50 มิลลิเมตร ค่อย ๆ ดูดไมโครพลาสติกที่จมอยู่ที่ก้นบีกเกอร์อยู่อย่างเบาเมื่อนำไปกรองด้วยกระดาษกรองยี่ห้อ Whatman รุ่น GF/C Glass Circles ขนาด 47 ไมครอน ใส่ถ้วยกระเบื้องและนำเข้าตู้อบลมร้อนอุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส 24 ชั่วโมง (Lee et al., 2022; Ma et al., 2018) ไปวิเคราะห์โดยใช้เทคนิค Fourier transform Infrared Spectroscopy (FT-IR) ยี่ห้อ JEOL รุ่น JSM-6010LV ประเทศเยอรมัน, Scanning Electron Microscopy (SEM) ยี่ห้อ JEOL รุ่น JSM-6010LV ประเทศญี่ปุ่น เพื่อนำไปศึกษาโครงสร้างกายภาพและเคมีของตะกอนไมโครพลาสติก



รูปที่ 3.19 จุดเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกเพื่อวิเคราะห์ประสิทธิภาพ

### 3.3.8 การคำนวณค่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน

นำตัวอย่างไมโครพลาสติกส่วนลอยที่อยู่บนกระดาษกรองออกจากตู้อบลมร้อนและนำเข้าโถดูดความชื้น (Desiccator) ทิ้งไว้ระยะเวลา 45 นาที หลังจากนั้นเขี่ยตัวอย่างไมโครพลาสติกโดยใช้ที่คีบ (Forceps) ใส่ลงในถ้วยกระเบื้องที่ผ่านการเผาที่อุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส เป็น

ระยะเวลา 6 ชั่วโมง เตาเผาอุณหภูมิสูง รุ่น CWF11/5 ยี่ห้อ Carbolite ประเทศอังกฤษและนำไปชั่งน้ำหนักหาประสิทธิภาพด้วยเครื่องชั่งน้ำหนัก 5 ตำแหน่งรุ่น ML-Series จากบริษัท Mettler Toledo คำนวณหาค่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคูลชัน โดยใช้สมการที่ 3.2



## บทที่ 4

### ผลการศึกษา

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลोटคูเลชัน มีรายละเอียดผลการศึกษาดังต่อไปนี้

#### 4.1 ผลการศึกษาขนาดและรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติก

ตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านการคัดเลือกขนาดโดยใช้เครื่องมือ Sieve Analysis ขนาด 1,180 >x> 425  $\mu\text{m}$  หรือ Sieve NO. 16 >x> 40: MP-40 นำมาตรวจวัดขนาดตัวอย่างและรูปร่างไมโครพลาสติกด้วยเลเซอร์โดยใช้เครื่องมือ Laser Particle Size และเครื่องมือ RODOS มีรายละเอียดผลการศึกษาดังต่อไปนี้

##### 4.1.1 ผลการศึกษาขนาดตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size

###### 4.1.1.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40)

ผลการศึกษาขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size ชนิด MPpp-40 แสดงในตารางที่ 4.1 จะเห็นได้ว่าตัวอย่างไมโครพลาสติกที่มีเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง 1,167.725 >x> 415.556  $\mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 51.199 โดยตัวอย่างที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า 1,167.725  $\mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 34.102 และตัวอย่างที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า 415.556  $\mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 85.301 และเมื่อนำผลการศึกษามาพล็อตกราฟระหว่างค่าเส้นผ่านศูนย์กลาง, ค่า  $q$  (ร้อยละของตัวอย่างในช่องตะแกรงที่กำหนด) และค่า Undersize (ร้อยละการสะสมในช่องตะแกรงที่กำหนด) ดังแสดงในรูปที่ 4.1 พบว่า ค่า  $q$  ที่สูงที่สุดมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง 1,167.725 >x> 1,019.515  $\mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 9.650 โดยตัวอย่างมีขนาดค่ากลาง (Median Size : D50) เท่ากับ 813.04803  $\mu\text{m}$  ค่า D10 และ D90 มีค่าเท่ากับ 312.78949  $\mu\text{m}$  และ 1,665.31665  $\mu\text{m}$  ตามลำดับ และพบว่า มีขนาดเฉลี่ยเท่ากับ 911.2334  $\mu\text{m}$  ดังสรุปในตารางที่ 4.2 จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าขนาดของ MPpp-40 ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ มีขนาดอยู่ในช่วงที่กำหนดไว้

ตารางที่ 4.1 ผลการศึกษาการตรวจขนาดไมโครพลาสติกชนิดพอลิพรพิลีน (MPpp-40) ด้วยเครื่องมือ Laser particle size

Diameter (µm)	q (%)	Undersize (%)
3000.000	1.232	1.232
2636.467	1.872	3.104
2301.841	2.393	5.497
2009.687	2.984	8.481
1754.613	3.948	12.429
1531.914	5.459	17.888
1337.481	7.323	25.211
1167.725	8.891	34.102
1019.515	9.650	43.752
890.116	9.364	53.116
777.141	8.452	61.568
678.504	7.480	69.048
592.387	6.455	75.503
517.200	5.444	80.947
415.556	4.354	85.301

Diameter (µm)	q (%)	Undersize (%)
394.244	3.162	88.463
344.206	2.180	90.643
300.518	1.531	92.174
262.376	1.116	93.290
229.075	0.830	94.120
200.000	0.627	94.747
174.616	0.488	95.235
152.453	0.397	95.632
133.103	0.339	95.971
116.210	0.314	96.285
101.460	0.314	96.599
88.583	0.315	96.914
77.340	0.315	97.229
67.523	0.311	97.540
58.953	0.300	97.840

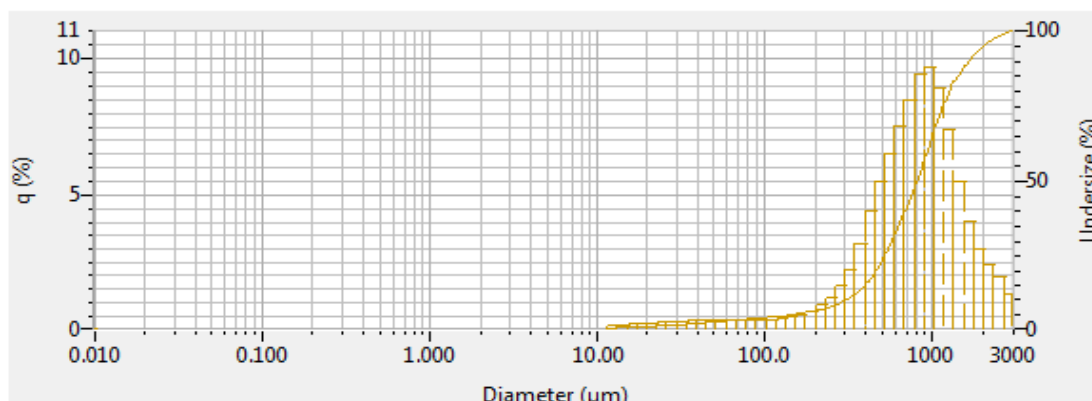
Diameter (µm)	q (%)	Undersize (%)
51.471	0.287	98.127
44.938	0.272	98.399
39.234	0.255	98.654
34.255	0.237	98.891
29.907	0.217	99.108
26.111	0.196	99.304
22.797	0.176	99.480
19.907	0.157	99.636
17.377	0.139	99.775
15.172	0.121	99.896
13.246	0.104	100.000
Sum		100.000

q (%) = The percent in a given size channel

Undersize (%) = followed by either the % below this channel







รูปที่ 4.1 ผลการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่า Diameter, ค่า q และค่า Under size ของตัวอย่าง ไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40) วิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size

ตารางที่ 4.2 ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์ขนาดไมโครพลาสติก MP-40 ด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size

ชนิดของ ไมโครพลาสติก	ขนาดของตัวอย่าง (μm)			
	Mean Size	D10	Median Size (D50)	D90
MPpp-40	911.23340	312.78949	813.04803	1665.31665
MPpe-40	954.70892	519.14978	887.44427	1470.24548
MPps-40	673.19434	345.68900	639.72992	1031.85730

#### 4.1.1.2 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40)

ผลการศึกษาขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Laser particle size ชนิด MPpe-40 แสดงในตารางที่ 4.3 จะเห็นได้ว่าตัวอย่างไมโครพลาสติกที่มีเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง  $1,167.725 > x > 415.556 \mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 61.270 โดยตัวอย่างที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า  $1,167.725 \mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 34.893 และตัวอย่างที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า  $415.556 \mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 96.163 และเมื่อนำผลการศึกษามาพล็อตกราฟระหว่างค่าเส้นผ่านศูนย์กลาง, ค่า q และค่า Under size ดังแสดงในรูปที่ 4.2 พบว่า ค่า q ที่สูงที่สุดมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง  $1,167.725 > x > 1,019.515 \mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 14.788 โดยตัวอย่างมีขนาดค่ากลาง (Median Size : D50) เท่ากับ  $887.44427 \mu\text{m}$  ค่า D10 และ D90 มีค่าเท่ากับ  $519.14978 \mu\text{m}$  และ  $1,470.24548 \mu\text{m}$  ตามลำดับ และพบว่ามีขนาดเฉลี่ยเท่ากับ  $954.70892 \mu\text{m}$  ดังสรุปในตารางที่ 4.2 จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าขนาดของ MPpe-40 ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ มีขนาดอยู่ในช่วงที่กำหนดไว้

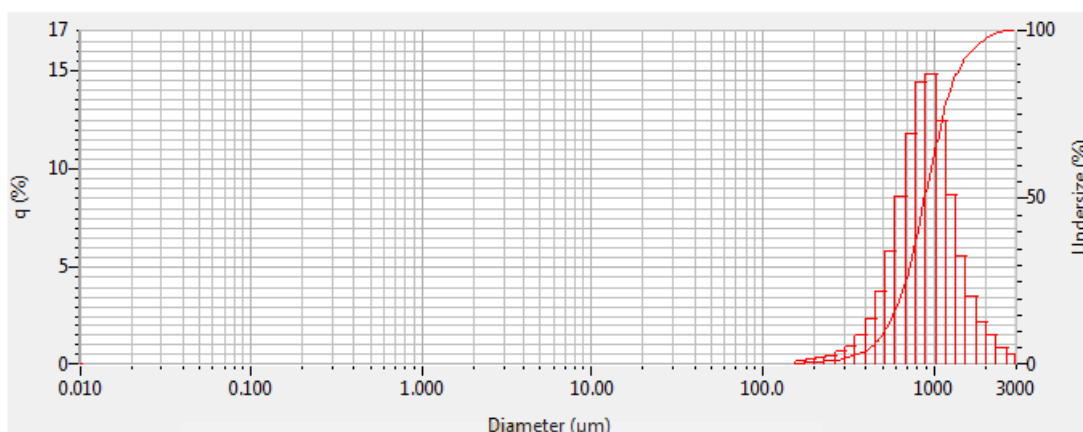
ตารางที่ 4.3 ผลการศึกษาการตรวจขนาดไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40) ด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size

Diameter ( $\mu\text{m}$ )	q (%)	Undersize (%)
3000.000	0.427	0.427
2636.467	0.807	1.234
2301.841	1.452	2.686
2009.687	2.204	4.890
1754.613	3.444	8.334
1531.914	5.504	13.838
1337.481	8.663	22.501
1167.725	12.392	34.893
1019.515	14.788	49.681
890.116	14.381	64.062
777.141	11.764	75.826
678.504	8.573	84.399
592.387	5.761	90.160
517.20	3.692	93.852
415.556	2.311	96.163
394.244	1.422	97.585

Diameter ( $\mu\text{m}$ )	q (%)	Undersize (%)
344.206	0.884	98.469
300.518	0.575	99.044
262.376	0.389	99.433
229.075	0.266	99.699
200.000	0.180	99.879
174.616	0.122	100.000
152.453	0.000	0.000
133.103	0.000	0.000
116.210	0.000	0.000
101.460	0.000	0.000
88.583	0.000	0.000
77.340	0.000	0.000
67.523	0.000	0.000
58.953	0.000	0.000
51.471	0.000	0.000
44.938	0.000	0.000
Sum		100.000

q (%) = The percent in a given size channel

Undersize (%) = followed by either the % below this channel



รูปที่ 4.2 ผลการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่า Diameter, ค่า q และค่า Undersize ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40) วิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size

#### 4.1.1.3 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40)

ผลการศึกษาขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size ชนิด Mpps-40 แสดงในตารางที่ 4.4 จะเห็นได้ว่าตัวอย่างไมโครพลาสติกที่มีเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง  $1,167.725 >x> 415.556 \mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 75.282 โดยตัวอย่างที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า  $1,167.725 \mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 10.419 และตัวอย่างที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า  $415.556 \mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 85.701 และเมื่อนำผลการศึกษามาพล็อตกราฟระหว่างค่าเส้นผ่านศูนย์กลาง, ค่า q และค่า Undersize ดังแสดงในรูปที่ 4.3 พบว่า ค่า q ที่สูงที่สุดมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง  $777.141 >x> 678.504 \mu\text{m}$  คิดเป็นร้อยละ 14.128 โดยตัวอย่างมีขนาดค่ากลาง (Median Size : D50) เท่ากับ  $639.72992 \mu\text{m}$  ค่า D10 และ D90 มีค่าเท่ากับ  $345.68900 \mu\text{m}$  และ  $1,031.85730 \mu\text{m}$  ตามลำดับ และพบว่ามีขนาดเฉลี่ยเท่ากับ  $673.19434 \mu\text{m}$  ดังแสดงในตารางที่ 4.2 จากการศึกษาจะเห็นได้ว่าขนาดของ MPps-40 ที่ใช้ในการศึกษาคั้งนี้มีขนาดอยู่ในช่วงที่กำหนดไว้

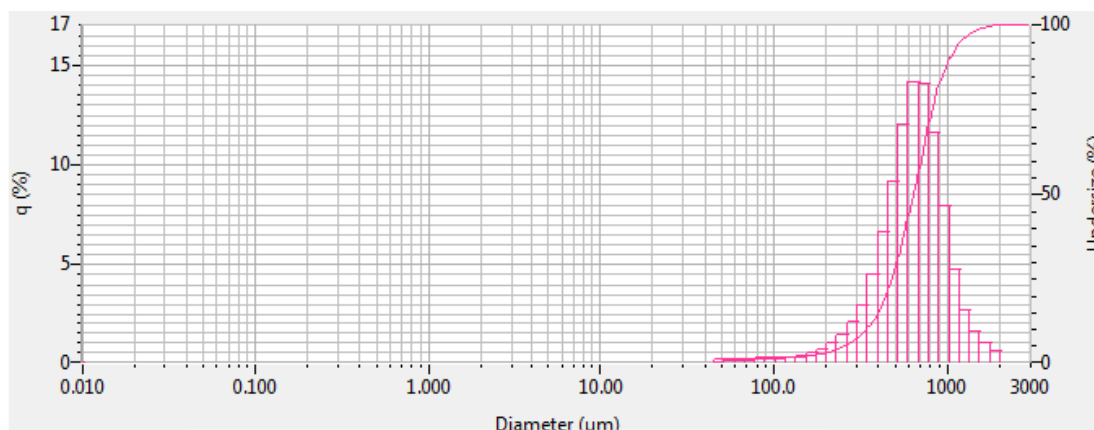
ตารางที่ 4.4 ผลการศึกษาการตรวจขนาดไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40) ด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size

Diameter ( $\mu\text{m}$ )	q (%)	Undersize (%)
3000.000	0.000	0.000
2636.467	0.000	0.000
2301.841	0.000	0.000
2009.687	0.518	0.518
1754.613	0.933	1.451
1531.914	1.549	3.000
1337.481	2.693	5.693
1167.725	4.726	10.419
1019.515	7.867	18.286
890.116	11.537	29.823
777.141	14.052	43.875
678.504	14.128	58.003
592.387	11.990	69.993
517.200	9.150	79.143
415.556	6.558	85.701
394.244	4.440	90.141

q (%) = The percent in a given size channel

Undersize (%) = followed by either the % below this channel

Diameter ( $\mu\text{m}$ )	q (%)	Undersize (%)
344.200	2.932	93.073
300.518	1.962	95.035
262.376	1.336	96.371
229.075	0.913	97.284
200.000	0.623	97.907
174.616	0.433	98.340
152.453	0.315	98.655
133.103	0.243	98.898
116.210	0.204	99.102
101.460	0.186	99.288
88.583	0.172	99.460
77.340	0.159	99.619
67.523	0.144	99.763
58.953	0.127	99.890
51.471	0.110	100.000
44.938	0.000	0.000
Sum		100.000



รูปที่ 4.3 ผลการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่า Diameter, ค่า q และค่า Undersize ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40) วิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size

#### 4.1.1.4 สรุปผลการศึกษานาตตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ทั้ง 3 ชนิด

ผลการศึกษาการวัดขนาดของตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิด ด้วยเครื่องมือ Laser particle size พบว่า ตัวอย่างส่วนใหญ่มีเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง  $1,167.725 >x> 415.556 \mu\text{m}$  โดยเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้ MPps-40 > MPpe-40 > MPpp-40 คิดเป็นร้อยละ 75.282, 61.270 และ 51.199 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าตัวอย่าง MP-40 ทั้ง 3 ชนิดมากกว่าร้อยละ 50 อยู่ในช่วงที่กำหนด  $1,180 >x> 425 \mu\text{m}$  จากการคัดเลือกขนาดโดยวิธี Sieve Analysis และเมื่อพิจารณาค่าขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ยของตัวอย่างไมโครพลาสติก สามารถเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้ พบว่า MPpe-40 > MPpp-40 > MPps-40 โดยมีค่าเฉลี่ยขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเท่ากับ  $954.70892, 911.2334$  และ  $673.19434 \mu\text{m}$  ตามลำดับ จะเห็นว่าตัวอย่าง MPpp-40 และ MPpe-40 มีค่าเฉลี่ยเส้นผ่านศูนย์กลางใกล้เคียงกัน ในขณะที่ MPps-40 มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางแตกต่างมากกว่า ซึ่งอาจเกิดจากลักษณะรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติกที่มีลักษณะรูปร่างที่แตกต่างกันส่งผลต่อขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของไมโครพลาสติกที่ผ่านตะแกรงคัดเลือกขนาด

#### 4.1.2 ผลการศึกษารูปร่างตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ RODOS

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านการ Sieve Analysis ขนาด  $1,180 >x> 425 \mu\text{m}$  หรือ Sieve NO. 16>x>40: MP-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS มีรายละเอียดผลการศึกษาดังต่อไปนี้

##### 4.1.2.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40)

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPpp-40 แสดงในรูปที่ 4.4 พบว่าตัวอย่างมีลักษณะโค้ง งอ ม้วน เรียวยาว มีความยาว และมีลักษณะไม่สมมาตร บริเวณพื้นผิวบางจุดมีลักษณะเป็นแฉก ๆ และมีรูปร่างส่วนใหญ่เป็นเส้นตรง เมื่อพิจารณาจากค่า Straightness อยู่ในช่วง 0.71-0.96 และค่า Elongation อยู่ในช่วง 0.02-0.09 โดยค่า Straightness สามารถบ่งบอกความตรงของวัตถุ ถ้ามีค่าเข้าใกล้ 1 มากเท่าไรแสดงว่าวัตถุมีลักษณะเป็นเส้นตรง และค่า



Elongation สามารถบ่งบอกความสมมาตรของวัตถุ ซึ่งพิจารณาจากสัดส่วนของค่า LEFI (Length of fiber) และค่า DIFI (Diameter of fiber) ถ้ามีค่าเข้าใกล้ 1 มากเท่าไรแสดงว่าวัตถุมีลักษณะเป็นทรงกลม จากผลการศึกษาก็จะเห็นได้ว่าตัวอย่างมีค่า Straightness อยู่ในช่วง 0.71 - 0.96 มีค่าเข้าใกล้ 1.00 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความเป็นเส้นตรงยาว ในขณะที่ค่า Elongation มีค่าอยู่ในช่วง 0.02-0.09 เข้าใกล้ 0 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความเป็นทรงกลมที่น้อยมากสอดคล้องกับผลของค่า LEFI เป็นค่าความยาวของวัตถุ และค่า DIFI เป็นค่าเส้นผ่านศูนย์กลางของวัตถุ จากผลการศึกษาพบว่า ตัวอย่างมีค่า LEFI อยู่ในช่วง 2,831 - 10,878  $\mu\text{m}$  ซึ่งมีค่ามากและแตกต่างจากค่า DIFI ซึ่งพบอยู่ในช่วง 80 - 495  $\mu\text{m}$  ดังแสดงในตารางที่ 4.5 แสดงให้เห็นว่าตัวอย่างมีความไม่สมมาตร โดยที่ตัวอย่างมีความยาวมากกว่าความกว้าง ดังนั้น ตัวอย่าง MPpp-40 จึงมีลักษณะยาวเป็นเส้นตรงและมีความกว้างค่อนข้างแคบ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Lozano et al (2021) ทำการศึกษาไมโครพลาสติกชนิดพอลิพรพิลีนจากการสังเคราะห์โดยวิธีการบดให้ตัวอย่างพลาสติกมีขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตร พบว่ารูปร่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิพรพิลีนมีลักษณะเป็นแบบเส้นใย (Filaments) ผลการศึกษาสอดคล้องกับ ธนสินทร์ (2021) พบไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำผิวดินคลองท่อพระนครศรีอยุธยา มีรูปร่างเป็นแบบเส้นใย และมีลักษณะทางสัณฐานวิทยาของไมโครพลาสติกเป็นแบบเส้นยาวเรียวยาว (fibers) (Wagner et al., 2014) และสอดคล้องกับผลการวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของตัวอย่างในหัวข้อ 4.1.1.1

#### 4.1.2.2 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40)

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPpe-40 แสดงในรูปที่ 4.5 พบว่าตัวอย่างมีลักษณะสั้น กว้าง พื้นผิวค่อนข้างบางมีจุดที่เกิดจากรอยตัดขาดเกิดรอยยักไม่เรียบเนียน และมีลักษณะอนุภาคส่วนใหญ่เป็นก้อนกลม เมื่อพิจารณาจากค่า Straightness อยู่ในช่วง 0.73 - 0.95 และค่า Elongation อยู่ในช่วง 0.12 - 0.37 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความเป็นเส้นตรงและมีความเป็นวัตถุทรงกลมมากกว่าตัวอย่าง MPpp-40 สอดคล้องกับผลของค่า LEFI และค่า DIFI จะเห็นได้ว่าตัวอย่างมีค่า LEFI อยู่ในช่วง 972-3,003  $\mu\text{m}$  ซึ่งมีค่ามากและแตกต่างจากค่า DIFI ซึ่งพบอยู่ในช่วง 205 - 458  $\mu\text{m}$  ดังแสดงในตารางที่ 4.5 ซึ่งแสดงว่า ตัวอย่างมีความไม่สมมาตร โดยที่ตัวอย่างมีความยาวมากกว่าความกว้างมาก แต่อย่างไรก็ตามความแตกต่างระหว่างความยาวและความกว้างไม่มากเท่ากับตัวอย่าง MPpp-40 ดังนั้น ตัวอย่าง MPpe-40 จึงมีลักษณะยาวเป็นเส้นตรงและมีความกว้าง ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Marrone et al (2021) ทำการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกในแอ่งเมดิเตอร์เรเนียนชายฝั่งไอโอเนียนและไทเรเนียน พบว่ารูปร่างลักษณะของ MPpe ที่ตรวจพบว่ามีลักษณะที่เป็นแผ่นชิ้นเล็ก ๆ (Fragment) โดยรูปร่างลักษณะเป็นชิ้นเล็ก ๆ และจากผลการศึกษาของ Wagner et al (2014) ทำการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกจากแม่น้ำ Elbe, Mosel, Neckar และ Rhine พบว่า ไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนที่พบมีลักษณะรูปร่างที่มีความโค้งมน (rounded) หรือมีรูปร่างกึ่งกลม (subrounded) และรูปร่างลักษณะค่อนข้างเหลี่ยม (subangular) และสอดคล้องกับผลการวัดขนาดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของตัวอย่างในหัวข้อ 4.1.1.2

















ตารางที่ 4.5 ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์รูปร่างไมโครพลาสติก MP-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS

MP40	Straightness	Elongation	ขนาดตัวอย่าง ( $\mu\text{m}$ )	
			LEFI	DIFI
MPpp	0.71-0.96	0.02-0.09	2,831-10,878	80-495
MPpe	0.73-0.95	0.12-0.37	972-3,003	205-458
MPps	0.74-0.99	0.11-0.31	501-1,782	88-317

















#### 4.1.2.3 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40)

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPps-40 แสดงในรูปที่ 4.6 พบว่าตัวอย่างมีลักษณะสั้นและกว้าง พื้นผิวค่อนข้างบางมีจุดที่เกิดจากรอยตัดขาดเกิดรอยยักไม่เรียบ อนุภาคส่วนใหญ่เป็นก้อนกลมที่แน่น เมื่อพิจารณาจากค่า Straightness อยู่ในช่วง 0.74 - 0.99 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความเป็นเส้นตรงที่มากกว่าตัวอย่าง MPpp-40 และ MPpe-40 และเมื่อพิจารณา ค่า Elongation พบว่าอยู่ในช่วง 0.11 - 0.31 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความเป็นวัตถุทรงกลมมากกว่าตัวอย่าง MPpp-40 แต่น้อยกว่า MPpe-40 สอดคล้องกับผลของค่า LEFI อยู่ในช่วง 501-1,782  $\mu\text{m}$  ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่า DIFI ซึ่งพบอยู่ในช่วง 88 - 317  $\mu\text{m}$  ดังแสดงในตารางที่ 4.5 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความสมมาตร โดยที่ตัวอย่างมีความยาวที่เป็นเส้นตรงและความกว้างที่มาก ดังนั้นตัวอย่าง MPps-40 จึงมีลักษณะสมมาตรมากกว่าตัวอย่าง MPpp-40 และ MPpe-40 ผลการศึกษาสอดคล้องกับ ธนสินทร์ (2021) พบไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำผิวดินคลองท่อ พระนครศรีอยุธยา รูปร่างลักษณะของ MPps มีลักษณะที่เป็นทรงกลม (Pellet) และสอดคล้องกับผลการวัดขนาดของตัวอย่างในหัวข้อ 4.1.1.3



















 <p>LEFI 5274.348 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 495.079 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.882 Elongation 0.094</p>	 <p>LEFI 2831.995 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 80.568 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.716 Elongation 0.028</p>	 <p>LEFI 4774.096 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 218.767 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.964 Elongation 0.046</p>	 <p>LEFI 3391.209 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 149.848 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.939 Elongation 0.044</p>
 <p>LEFI 9806.691 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 450.499 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.935 Elongation 0.046</p>	 <p>LEFI 4813.181 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 305.405 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.829 Elongation 0.063</p>	 <p>LEFI 7937.293 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 140.121 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.728 Elongation 0.018</p>	 <p>LEFI 5413.457 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 226.047 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.862 Elongation 0.042</p>
 <p>LEFI 7150.794 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 376.123 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.856 Elongation 0.053</p>	 <p>LEFI 10878.654 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 194.910 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.859 Elongation 0.018</p>	 <p>LEFI 10187.226 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 351.466 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.922 Elongation 0.035</p>	 <p>LEFI 3864.829 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 114.737 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.912 Elongation 0.030</p>
 <p>LEFI 3173.387 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 189.103 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.885 Elongation 0.060</p>	 <p>LEFI 8719.125 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 245.727 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.787 Elongation 0.028</p>	 <p>LEFI 8730.929 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 160.795 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.951 Elongation 0.018</p>	 <p>LEFI 8256.842 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 296.812 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.897 Elongation 0.036</p>

รูปที่ 4.4 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน MPpp-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS

 LEFI 2559.928 $\mu\text{m}$ DIFI 320.703 $\mu\text{m}$ Straightness 0.928 Elongation 0.125	 LEFI 1094.514 $\mu\text{m}$ DIFI 313.110 $\mu\text{m}$ Straightness 0.895 Elongation 0.286	 LEFI 2280.018 $\mu\text{m}$ DIFI 391.773 $\mu\text{m}$ Straightness 0.802 Elongation 0.172	 LEFI 1271.514 $\mu\text{m}$ DIFI 390.268 $\mu\text{m}$ Straightness 0.951 Elongation 0.307
 LEFI 1998.439 $\mu\text{m}$ DIFI 457.654 $\mu\text{m}$ Straightness 0.949 Elongation 0.229	 LEFI 1381.976 $\mu\text{m}$ DIFI 268.983 $\mu\text{m}$ Straightness 0.926 Elongation 0.195	 LEFI 1909.626 $\mu\text{m}$ DIFI 437.302 $\mu\text{m}$ Straightness 0.881 Elongation 0.229	 LEFI 1472.228 $\mu\text{m}$ DIFI 205.148 $\mu\text{m}$ Straightness 0.901 Elongation 0.139
 LEFI 2312.552 $\mu\text{m}$ DIFI 458.766 $\mu\text{m}$ Straightness 0.928 Elongation 0.198	 LEFI 1698.035 $\mu\text{m}$ DIFI 443.461 $\mu\text{m}$ Straightness 0.882 Elongation 0.261	 LEFI 1186.374 $\mu\text{m}$ DIFI 442.672 $\mu\text{m}$ Straightness 0.939 Elongation 0.373	 LEFI 1460.195 $\mu\text{m}$ DIFI 324.135 $\mu\text{m}$ Straightness 0.917 Elongation 0.222
 LEFI 1898.801 $\mu\text{m}$ DIFI 260.904 $\mu\text{m}$ Straightness 0.937 Elongation 0.137	 LEFI 1409.607 $\mu\text{m}$ DIFI 213.055 $\mu\text{m}$ Straightness 0.733 Elongation 0.151	 LEFI 972.677 $\mu\text{m}$ DIFI 319.532 $\mu\text{m}$ Straightness 0.933 Elongation 0.329	 LEFI 3003.520 $\mu\text{m}$ DIFI 447.996 $\mu\text{m}$ Straightness 0.756 Elongation 0.149

รูปที่ 4.5 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน MPpe-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS

 <p>LEFI 1782.885 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 317.551 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.909 Elongation 0.178</p>	 <p>LEFI 527.069 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 123.953 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.937 Elongation 0.235</p>	 <p>LEFI 1574.655 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 174.948 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.886 Elongation 0.111</p>	 <p>LEFI 501.323 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 156.598 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.903 Elongation 0.312</p>
 <p>LEFI 1348.683 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 172.574 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.865 Elongation 0.128</p>	 <p>LEFI 1304.205 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 300.127 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.916 Elongation 0.230</p>	 <p>LEFI 704.092 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 211.173 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.999 Elongation 0.300</p>	 <p>LEFI 1287.277 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 274.660 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.921 Elongation 0.213</p>
 <p>LEFI 630.906 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 136.893 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.859 Elongation 0.217</p>	 <p>LEFI 1023.080 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 141.145 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.877 Elongation 0.138</p>	 <p>LEFI 1081.317 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 138.232 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.742 Elongation 0.128</p>	 <p>LEFI 752.874 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 88.169 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.832 Elongation 0.117</p>
 <p>LEFI 1166.452 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 151.867 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.859 Elongation 0.130</p>	 <p>LEFI 931.084 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 248.229 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.955 Elongation 0.267</p>	 <p>LEFI 921.364 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 133.925 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.887 Elongation 0.145</p>	 <p>LEFI 709.236 <math>\mu\text{m}</math> DIFI 116.863 <math>\mu\text{m}</math> Straightness 0.858 Elongation 0.165</p>

รูปที่ 4.6 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน MPps-40 ด้วยเครื่องมือ RODOS



#### 4.1.2.4 สรุปผลการศึกษารูปร่างตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ทั้ง 3 ชนิด

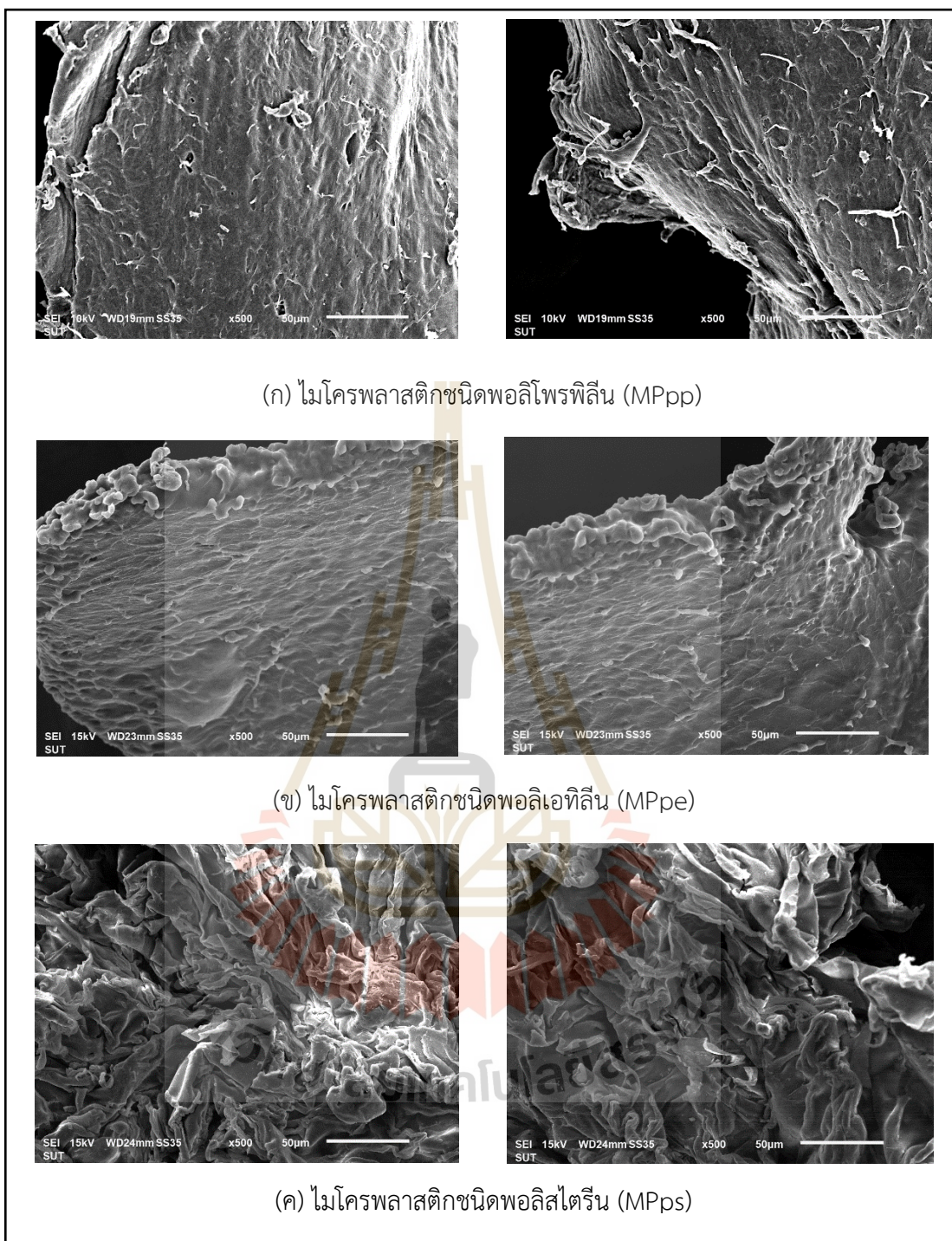
ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิด ด้วยเครื่องมือ RODOS พบว่า ค่า Straightness ของตัวอย่าง MP-40 ทั้ง 3 ชนิด มีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก โดยสามารถเรียงค่าจากมากไปน้อยได้ดังนี้  $MPps-40 > MPpe-40 > MPpp-40$  และเมื่อพิจารณาที่ค่า Elongation สามารถเรียงค่าจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้  $MPpe-40 > MPps-40 > MPpp-40$  ตามลำดับ ดังนั้น เมื่อพิจารณาร่วมกับค่า LIFI สามารถเรียงค่าจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้  $MPpp-40 > MPpe-40 > MPps-40$  ตามลำดับ และค่า DIFI สามารถเรียงค่าจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้  $MPpe-40 > MPpp-40 > MPps-40$  ตามลำดับ ดังนั้น ตัวอย่าง MPps-40 จึงมีลักษณะสมมาตรมากที่สุด โดยมีลักษณะความยาวใกล้เคียงกับความกว้าง รองลงมาคือ MPpe-40 มีความยาวมากกว่าความกว้างมาก และ MPpp-40 มีลักษณะยาวเป็นเส้นตรงและมีความกว้างค่อนข้างแคบจึงมีลักษณะไม่สมมาตรมากที่สุด โดยลักษณะขนาดและรูปร่างของไมโครพลาสติกจะส่งผลต่อประสิทธิภาพในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (Zhou et al., 2021; Zhang et al., 2021; Ma et al., 2019)

#### 4.1.3 ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างอณูฐานวิทยาของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างอณูฐานวิทยาของตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ MP-40 ด้วยเครื่องมือ Scanning Electron Microscope (SEM) ที่กำลังขยาย 500 เท่า มีรายละเอียดผลการศึกษาดังต่อไปนี้

##### 4.1.3.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40)

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPpp-40 ด้วย SEM แสดงในรูปที่ 4.7 (ก) พบว่า ตัวอย่างมีลักษณะเป็นแผ่นเรียบและมีความเป็นเส้นตรง พื้นผิวมีความแข็ง แข็งกร้าน บริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะเป็นเส้นตรง พื้นผิวขรุขระไม่สม่ำเสมอทั่วบริเวณพื้นผิว พบมีรอยขีดข่วนจำนวนมาก โดยพื้นผิวส่วนใหญ่เป็นพื้นผิวที่มีการแตกแบบเปราะ สอดคล้องกับการศึกษาของ Lin et al (2015) ศึกษาพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนโดยใช้เครื่องมือ SEM พบว่า พื้นผิวของอนุภาคพลาสติกมีความแข็งเป็นเส้นตรงและมีลักษณะการแตกของตัวอย่างเป็นแบบเปราะ และสอดคล้องกับการศึกษาของ Moura et al (2023) ทำการศึกษาไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนซึ่งมีขนาดอยู่ในช่วง 10-100  $\mu m$  โดยใช้เครื่องมือ SEM พบว่า พื้นผิวของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนมีลักษณะเป็นแผ่นเรียบและหยาบ



รูปที่ 4.7 ภาพถ่ายไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิด ด้วยเครื่องมือ Scanning Electron Microscope (SEM) ที่กำลังขยาย 500 เท่า

#### 4.1.3.2 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40)

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPpe-40 ด้วย SEM แสดงในรูปที่ 4.7 (ข) พบว่า ตัวอย่างมีลักษณะพื้นผิวไม่เรียบ บริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะเป็นเส้นที่โค้งงอ พื้นผิวมีลักษณะที่ขรุขระไม่สม่ำเสมอ มีรอยขีดข่วนคล้ายรอยแตกร้าวจำนวนมาก พื้นผิวโค้งเว้าคล้ายคลื่นทะเลตลอดทั่วพื้นผิว สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Demirkan et al (2020) และ Weinstein et al (2016) ทำการศึกษาพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนโดยใช้เครื่องมือ SEM พบว่าโดยลักษณะพื้นผิวของพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนมีลักษณะพื้นผิวไม่เรียบพบหลุมและรอยแตกขนาดเล็กจำนวนมาก

#### 4.1.3.3 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40)

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPps-40 ด้วย SEM แสดงในรูปที่ 4.7 (ค) พบว่า ตัวอย่างมีลักษณะไม่เรียบเนียนเป็นรอยหยักขนาดใหญ่ บริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะที่โค้ง งอ ทรงมน พื้นผิวมีลักษณะที่เรียบเนียน โดยพื้นผิวส่วนใหญ่เป็นพื้นผิวที่มีลักษณะการแตกแบบยี่ดออก เนื่องจากไม่พบเหลี่ยมของตัวอย่าง และพื้นผิวของตัวอย่างมีลักษณะคล้ายรูพรุนทั่วบริเวณพื้นผิวจำนวนมาก สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Andena et al (2019) ทำการศึกษารูปร่างอสังฐานวิทยาของโฟมพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนโดยใช้เครื่องมือ SEM พบรูพรุนจำนวนมากที่บริเวณพื้นผิวของโฟมพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนและสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Weinstein et al (2016) ทำการศึกษพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนโดยใช้เครื่องมือ SEM พบหลุมและรอยแตกจำนวนมากที่บริเวณพื้นผิว

#### 4.1.3.4 เปรียบเทียบลักษณะรูปร่างอสังฐานวิทยาตัวอย่างไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างอสังฐานวิทยาของตัวอย่าง MP-40 ทั้ง 3 ชนิด พบว่า เมื่อพิจารณาพื้นผิวของไมโครพลาสติกที่ความเป็นเส้นตรงหรือความแข็งของพื้นผิวตัวอย่างสามารถเรียงจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ MPpp-40 > MPpe-40 > MPps-40 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Liu et al (2019) พบว่า ไมโครพลาสติกมีรูปร่างอสังฐานวิทยาไม่ใช่ทรงกลมเรียบ และพบรอยแตกร้าวบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกซึ่งอาจเกิดขึ้นได้จากกระบวนการบดพลาสติก หากพิจารณาความโค้ง งอ หรือลักษณะคล้ายรูพรุน สามารถเรียงจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ MPps-40 > MPpe-40 > MPpp-40 ตามลำดับ จากผลการศึกษาด้วย SEM จะเห็นได้ว่าตัวอย่าง MPpp-40 และ MPpe-40 มีลักษณะพื้นผิวของวัสดุใกล้เคียงกัน พื้นผิวมีลักษณะขรุขระไม่สม่ำเสมอ ขณะที่ตัวอย่าง MPps-40 จะมีลักษณะพื้นผิวที่แตกต่างโดยที่พื้นผิวมีลักษณะคล้ายรูพรุนจำนวนมาก และมีพื้นผิวจำเพาะสูงจะส่งผลทำให้มีค่าความสามารถในการดูดซับสูง (Chaouch et al., 2014; Fathy et al., 2012)

## 4.2 ผลการศึกษาลักษณะของตัวอย่างไมโครพลาสติกทั้ง 3 ขนาด (MP-16, MP-40, MP-60)

ผลการศึกษาลักษณะของตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ผ่านการคัดเลือกขนาดโดยใช้เครื่องมือ Sieve analysis ที่มีขนาดอยู่ในช่วง  $2,000 >x> 1,180 \mu\text{m}$ ; MP-16  $1,180 >x> 425 \mu\text{m}$ ; MP-40 และ  $425 >x> 250 \mu\text{m}$ ; MP-60 ด้วยเครื่องมือ RODOS มีรายละเอียดผลการศึกษาดังต่อไปนี้

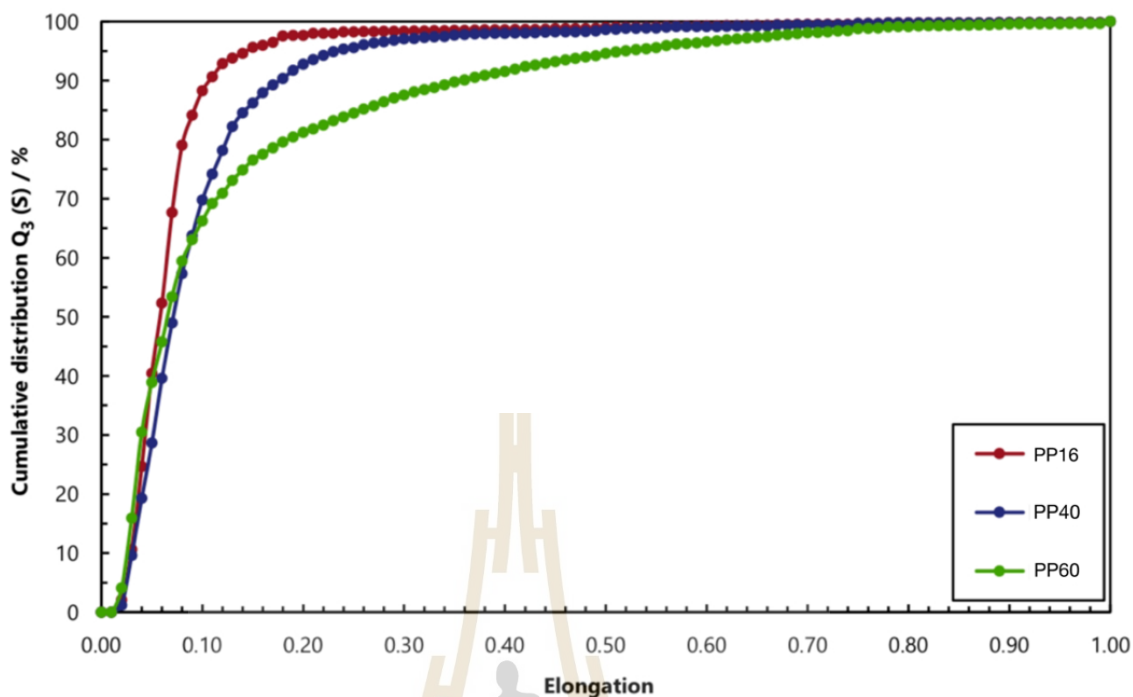


#### 4.2.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp)

ผลการศึกษาลักษณะของตัวอย่าง MPpp ทั้ง 3 ขนาด ได้แก่ MPpp-16, MPpp-40 และ MPpp-60 พบว่า ส่วนใหญ่มากกว่าร้อยละ 80 ของตัวอย่างมีค่า Elongation น้อยกว่า 0.20 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.8 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีลักษณะไม่สมมาตรมีความเป็นวัตถุทรงกลมน้อยมาก ดังนั้น กราฟจึงมีลักษณะเป็นในระนาบทางซ้ายมือ โดย MPpp-60 ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่เล็กที่สุดจะมีความเป็นวัตถุทรงกลมมากกว่า MPpp-40 และ MPpp-16 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับค่า Straightness ดังแสดงในตารางที่ 4.6 โดย MPpp-16 มีค่า Straightness อยู่ในช่วง 0.520 - 0.823 ซึ่งมีค่าน้อยที่สุดและแตกต่างจาก MPpp-40 และ MPpp-60 ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 0.728 - 0.935 และ 0.729 - 0.971 ตามลำดับ ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความเป็นเส้นตรงมากกว่า และเมื่อพิจารณาความแตกต่างระหว่างค่า LEFI และค่า DIFI ของตัวอย่าง MPpp ทั้ง 3 ขนาด พบว่า MPpp-16 มีค่าความแตกต่างของทั้ง 2 ค่ามากกว่า MPpp-40 และ MPpp-60 ตามลำดับ สามารถสรุปได้ว่า เมื่อ MPpp มีขนาดเล็กลงจะพบว่ามี ลักษณะความสมมาตรระหว่างค่า LEFI และค่า DIFI มีขนาดและรูปร่างใกล้เคียงกันมากขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 4.9 ซึ่งส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

#### 4.2.2 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe)

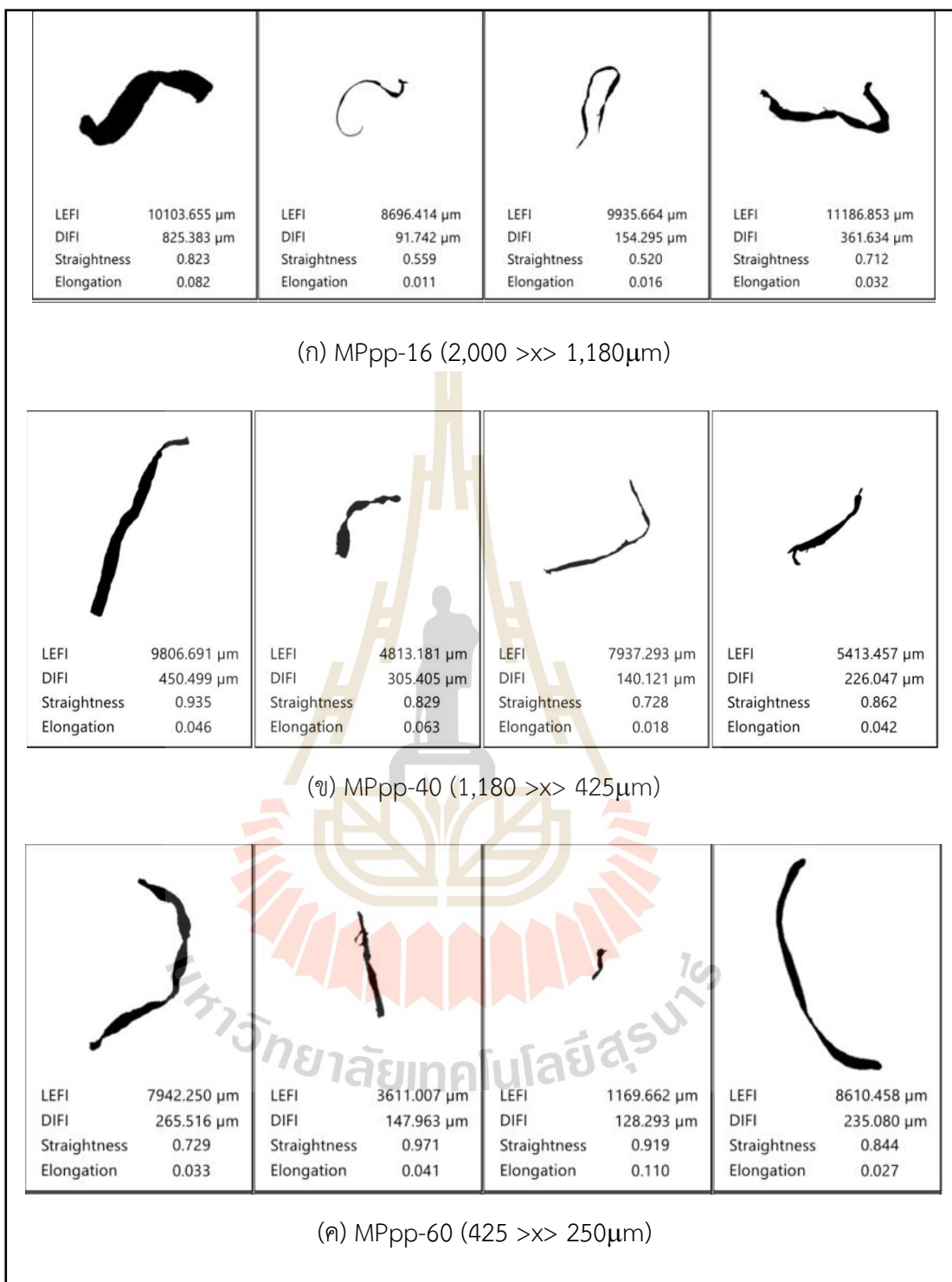
ผลการศึกษาลักษณะของตัวอย่าง MPpe ทั้ง 3 ขนาด ได้แก่ MPpe-16, MPpe-40 และ MPpe-60 พบว่า ส่วนใหญ่มากกว่าร้อยละ 80 ของตัวอย่างมีค่า Elongation น้อยกว่า 0.50 ดังแสดงในรูปที่ 4.10 จะเห็นได้ว่าค่า Elongation มีค่าเข้าใกล้ 0.50 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีลักษณะมีความสมมาตรเป็นวัตถุทรงกลมมากกว่าตัวอย่าง MPpp ดังนั้น กราฟจึงมีลักษณะเป็นในระนาบทางขวามือมากกว่า MPpp โดย MPpe-60 ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่เล็กที่สุดจะมีความเป็นวัตถุทรงกลมมากกว่า MPpe-40 และ MPpe-16 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับค่า Straightness ดังแสดงในตารางที่ 4.7 โดย MPpe-16 มีค่า Straightness อยู่ในช่วง 0.780 - 0.891 ซึ่งมีค่าน้อยที่สุดและแตกต่างจาก MPpe-40 และ MPpe-60 ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 0.802 - 0.951 และ 0.874 - 1.000 ตามลำดับ ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความเป็นเส้นตรงมากกว่า และเมื่อพิจารณาความแตกต่างระหว่างค่า LEFI และค่า DIFI ของตัวอย่าง MPpe ทั้ง 3 ขนาด พบว่า MPpe-16 มีค่าความแตกต่างมากกว่า MPpp-40 และ MPpp-60 ตามลำดับ จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่า MPpe ทั้ง 3 ขนาดที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ พบว่า เมื่อ MPpe มีขนาดเล็กลงจะพบว่ามีลักษณะความสมมาตรระหว่างค่า LEFI และค่า DIFI ที่มีขนาดและรูปร่างเป็นเส้นตรงและมีความยาวลดลงใกล้เคียงกันมากขึ้น (รูปที่ 4.11)



รูปที่ 4.8 ความสัมพันธ์ระหว่าง Elongation และ Cumulative distribution ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp) ทั้ง 3 ขนาด

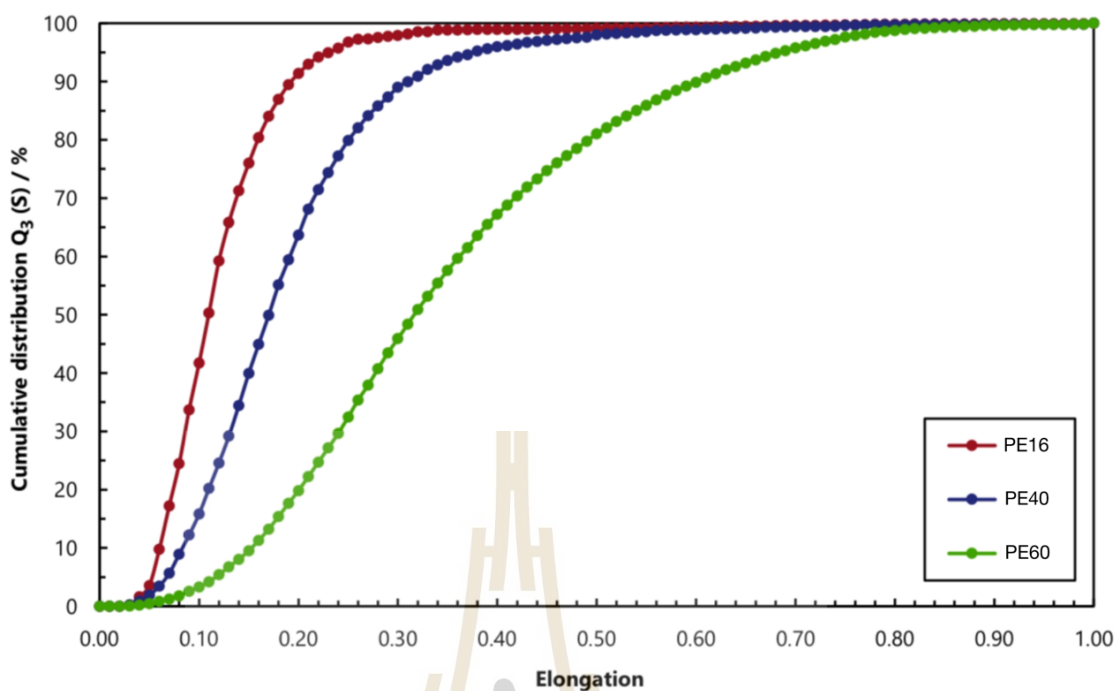
ตารางที่ 4.6 ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์รูปร่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน MPpp ทั้ง 3 ขนาด ด้วยเครื่องมือ RODOS

MPpp	Straightness	Elongation	ขนาดตัวอย่าง ( $\mu\text{m}$ )	
			LEFI	DIFI
MPpp-16	0.520-0.823	0.011-0.082	8,696.414-11,186.853	91.742-825.383
MPpp-40	0.728-0.935	0.018-0.063	4,813.181-9,806.691	140.121-450.499
MPpp-60	0.729-0.971	0.027-0.110	1,169.662-8,610.458	128.293-265.516



รูปที่ 4.9 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน MPpp ทั้ง 3 ขนาดด้วยเครื่องมือ RODOS

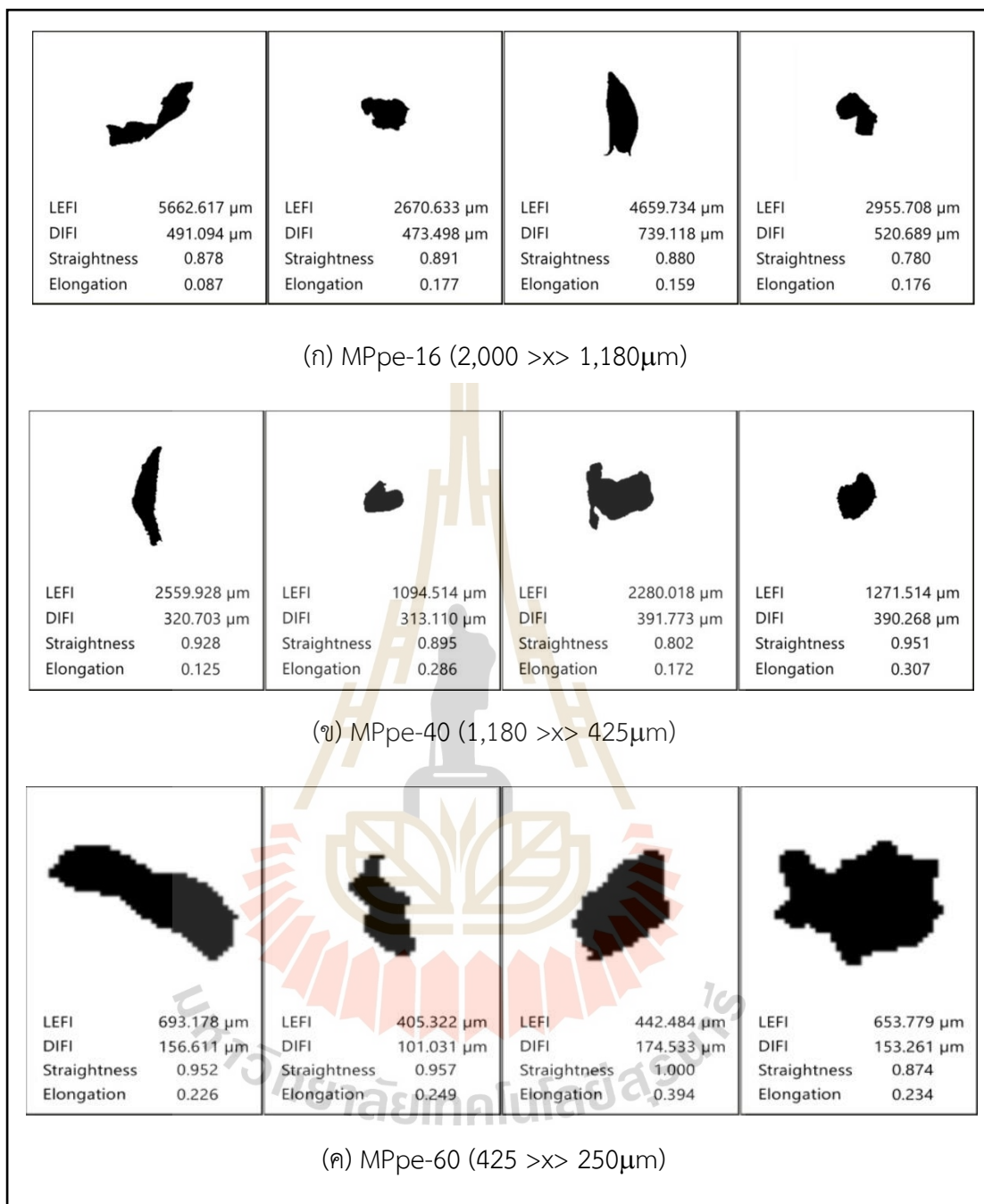




รูปที่ 4.10 ความสัมพันธ์ระหว่าง Elongation และ Cumulative Distribution ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe) ทั้ง 3 ขนาด

ตารางที่ 4.7 ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์รูปร่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน MPpe ทั้ง 3 ขนาด ด้วยเครื่องมือ RODOS

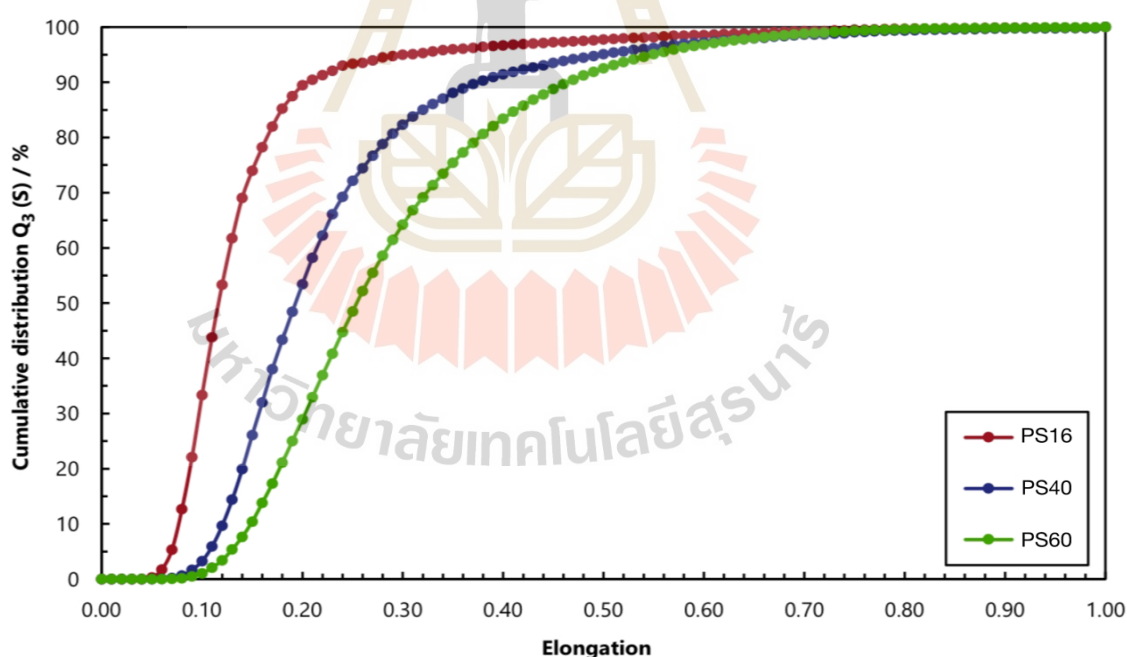
MPpe	Straightness	Elongation	ขนาดตัวอย่าง ( $\mu\text{m}$ )	
			LEFI	DIFI
MPpe-16	0.780-0.891	0.087-0.177	2,670.633-5,662.617	473.498-739.118
MPpe-40	0.802-0.951	0.125-0.307	1,094.514-2,559.928	313.110-391.773
MPpe-60	0.874-1.000	0.226-0.394	405.322-693.178	101.031-174.533



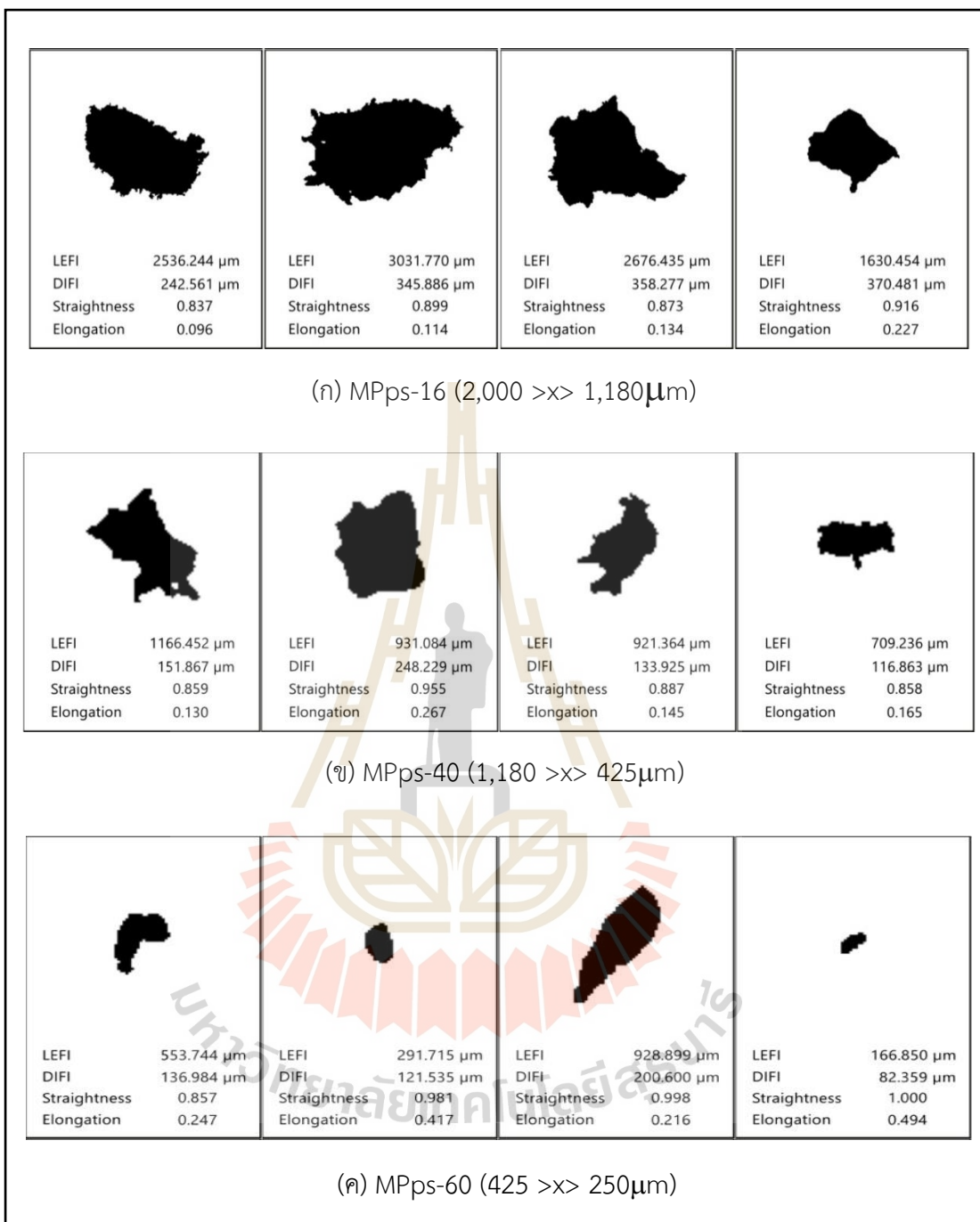
รูปที่ 4.11 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน MPpe ทั้ง 3 ขนาดด้วยเครื่องมือ RODOS

#### 4.2.3 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps)

ผลการศึกษาลักษณะของตัวอย่าง MPps ทั้ง 3 ขนาด ได้แก่ MPps-16, MPps-40 และ MPps-60 พบว่า ส่วนใหญ่มากกว่าร้อยละ 80 ของตัวอย่างมีค่า Elongation น้อยกว่า 0.40 ดังแสดงในรูปที่ 4.12 จะเห็นได้ว่าคุณค่า Elongation มีค่าเข้าใกล้ 0.5 ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีลักษณะมีความสมมาตรเป็นวัตถุทรงกลมมากกว่าตัวอย่าง MPpp แต่น้อยกว่าตัวอย่าง MPpe ดังนั้น กราฟมีลักษณะเบ้ไปในระนาบทางขวามือ โดย MPps-60 ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่เล็กที่สุดจะมีความเป็นวัตถุทรงกลมมากกว่า MPps-40 และ MPps-16 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับค่า Straightness ดังแสดงในตารางที่ 4.8 โดย MPps-16 มีค่า Straightness อยู่ในช่วง 0.837 - 0.916 ซึ่งมีค่าน้อยที่สุด และแตกต่างจาก MPps-40 และ MPps-60 ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกัน อยู่ในช่วง 0.858 - 0.955 และ 0.857 - 1.000 ตามลำดับ ซึ่งแสดงว่าตัวอย่างมีความเป็นเส้นตรงมากกว่าและเมื่อพิจารณาความแตกต่างระหว่างค่า LEFI และค่า DIFI ของตัวอย่าง MPps ทั้ง 3 ขนาด พบว่า MPps-16 มีความแตกต่างมากกว่า MPps-40 และ MPps-60 ตามลำดับ จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่า MPps ทั้ง 3 ขนาดที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ พบว่า เมื่อ MPps มีขนาดเล็กจะพบว่ามีลักษณะความสมมาตรระหว่างค่า LEFI และค่า DIFI มีค่าเข้าใกล้กันมากยิ่งขึ้นจะส่งผลทำให้ตัวอย่าง MPps มีขนาดและรูปร่างเป็นก้อนกลมมากยิ่งขึ้น (รูปที่ 4.13)



รูปที่ 4.12 ความสัมพันธ์ระหว่าง Elongation และ Cumulative Distribution ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps) ทั้ง 3 ขนาด



รูปที่ 4.13 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิسترีน MPps ทั้ง 3 ขนาดด้วยเครื่องมือ RODOS

ตารางที่ 4.8 ผลสรุปการตรวจวิเคราะห์รูปร่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน MPps ทั้ง 3 ขนาด ด้วยเครื่องมือ RODOS

MPps	Straightness	Elongation	ขนาดตัวอย่าง ( $\mu\text{m}$ )	
			LEFI	DIFI
MPps-16	0.837-0.916	0.096-0.227	1,630.454-3,031.244	242.561-370.481
MPps-40	0.858-0.955	0.130-0.267	709.236-1,166.452	116.863-248.229
MPps-60	0.857-1.000	0.216-0.494	116.850-928.899	82.359-200.600

#### 4.3 ผลการศึกษาลักษณะสมบัติทางเคมีของตัวอย่างไมโครพลาสติก

นำตัวอย่างไมโครพลาสติกทั้ง 3 ชนิดที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ ตรวจวิเคราะห์ลักษณะสมบัติทางเคมี ได้แก่ ค่าศักย์ซีต้าที่ผิวของไมโครพลาสติกโดยใช้เครื่อง Nano particle และหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติกโดยใช้เครื่องมือ FT-IR มีรายละเอียดผลการศึกษาดังต่อไปนี้

##### 4.3.1 ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าที่ผิวของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าที่ผิวของตัวอย่างไมโครพลาสติก MPpp-40 MPpe-40 และ MPps-40 ด้วยเครื่องมือ Nano particle แสดงในตารางที่ 4.9 พบว่าที่ pH เท่ากับ 7 ตัวอย่าง MPpp-40 MPpe-40 และ MPps-40 มีค่าศักย์ซีต้าที่ผิวของไมโครพลาสติกเป็นลบ โดย MPpp-40 > MPpe-40 > MPps-40 ตามลำดับ มีค่าเท่ากับ -3.57 -5.16 และ -6.60 mV ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Zhou et al (2021) ทำการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของตัวอย่าง MPpe และ MPps ที่มีขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตร โดยใช้เครื่องมือ NICOMP 380 Z3000, USA พบว่า ตัวอย่าง MPpe และ MPps มีค่าศักย์ซีต้าที่ผิวของไมโครพลาสติกเป็นลบ โดย ตัวอย่าง MPpe > MPps มีค่าเท่ากับ -14.55 และ -15.77 mV

ตารางที่ 4.9 ผลการศึกษาศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติกแต่ละชนิด

ชนิดของไมโครพลาสติก	Zeta potential (mV)
MPpp-40	-3.57
MPpe-40	-5.26
MPps-40	-6.60

##### 4.3.2 ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาวิเคราะห์พันธะเคมีหรือหมู่ฟังก์ชันด้วยเทคนิค FT-IR พิจารณาสเปกตรัมเลขคลื่นในช่วง  $400-4,000\text{ cm}^{-1}$  ของ MPpp-40 MPpe-40 และ MPps-40 โดยผลการศึกษาจะได้อกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่าการส่องผ่านของแสง (% Transmittance) กับเลขคลื่น (Wave numbers) ซึ่งสามารถวิเคราะห์หาหมู่ฟังก์ชันโดยนำสเปกตรัมที่ได้จากการวิเคราะห์ไปเปรียบเทียบกับสเปกตรัมที่มีอยู่ในฐานข้อมูลชนิด ATR-Polymer และ Polymer Additive เมื่อ



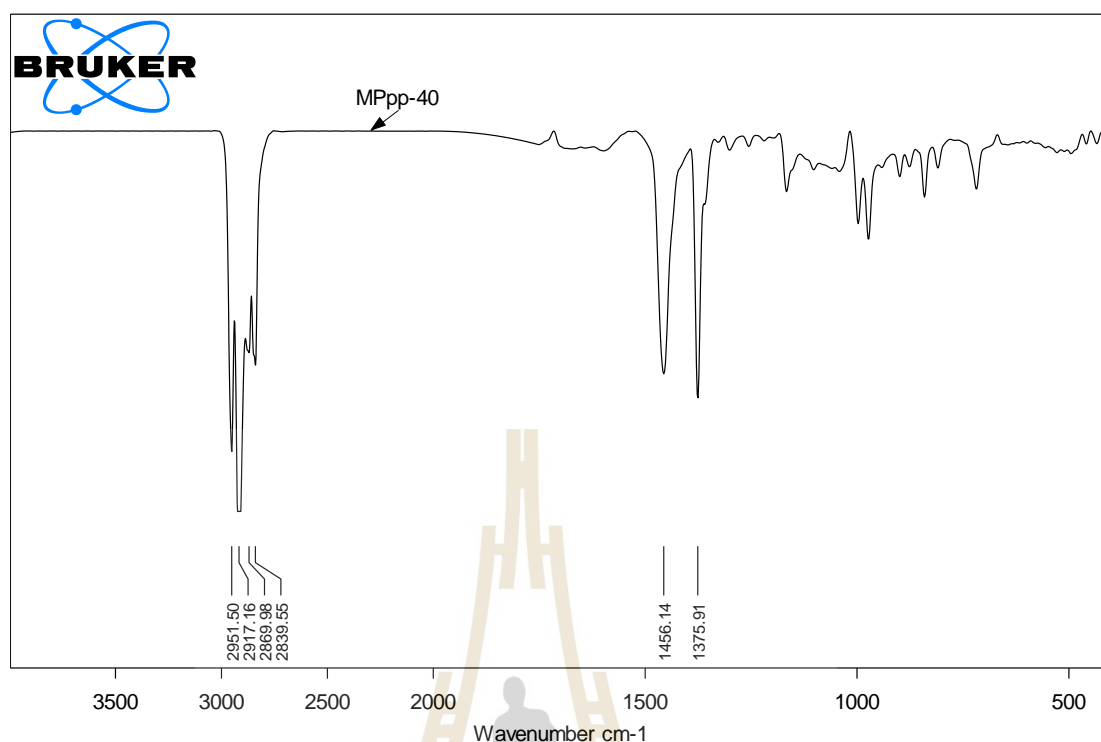
พิจารณาสเปกตรัมของไมโครพลาสติก พบว่ามีรายละเอียดปรากฏของพีค ณ เลขคลื่นต่าง ๆ ดังต่อไปนี้

#### 4.3.2.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40)

ผลการศึกษามุมฟังก์ชันบนพื้นผิวของ MPpp-40 ดังแสดงในตารางที่ 4.10 พบแถบการดูดกลืนแสงความถี่ 2951.50 และ 2917.16  $\text{cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดแบบสมมาตรตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 2869.98 และ 2839.55  $\text{cm}^{-1}$  เป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดแบบไม่สมมาตรตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) (Jeyavani et al., 2023) และที่แถบการดูดกลืนแสงความถี่ 1456.14 และ 1375.91  $\text{cm}^{-1}$  เป็นสเปกตรัมเฉพาะของพอลิโพรพิลีนที่มีการเสียรูปของ  $\text{CH}_2$  และการเสียรูปของ  $\text{CH}_3$  ตามลำดับ (Prabowo et al., 2016) ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนแบบงอของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ดังแสดงในรูปที่ 4.14 ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Peets et al (2019) ทำการศึกษาตัวอย่างพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนที่โหมด r-FT-IR ศึกษาห้วงค่าการดูดกลืนของแสง (% Absorbance) กับเลขคลื่นพบแถบการดูดกลืนแสงหลายแถบที่เป็นมุมฟังก์ชันเดียวกัน เช่น  $\sim 2970$ ,  $\sim 2930$ ,  $\sim 2840$   $\text{cm}^{-1}$  เป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) และแถบการดูดกลืนแสงที่แถบประมาณ 1460 และ 1380  $\text{cm}^{-1}$  เป็นการสั่นสะเทือนแบบงอของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) เป็นต้น และสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Barbes et al (2014) ทำการศึกษาตัวอย่างพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนที่โหมด ATR-FTIR ศึกษาห้วงค่าการดูดกลืนของแสง (% Absorbance) กับเลขคลื่นพบแถบการดูดกลืนแสงหลายแถบที่เป็นมุมฟังก์ชันเดียวกันพบแถบการดูดกลืนแสงที่แถบประมาณ 2970, 2910  $\text{cm}^{-1}$  เป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (methyl group  $-\text{CH}_3$ ) ที่แถบการดูดกลืนแสงที่แถบประมาณ 2870, 2840  $\text{cm}^{-1}$  เป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (methylene group  $-\text{CH}_2-$ )

ตารางที่ 4.10 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40)

มุมฟังก์ชัน	ประเภทของสารประกอบ	สเปกตรัมการดูดซับ ( $\text{cm}^{-1}$ )
C-H Stretching ( $\text{CH}_3$ )	Alkane	2951.50
C-H Stretching ( $\text{CH}_3$ )	Alkane	2917.16
C-H Stretching ( $\text{CH}_3$ )	Alkane	2869.98
C-H Stretching ( $\text{CH}_3$ )	Alkane	2839.55
C-H Bending ( $\text{CH}_2$ )	Alkane	1456.14
C-H Bending ( $\text{CH}_3$ )	Alkane	1375.91



รูปที่ 4.14 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40)

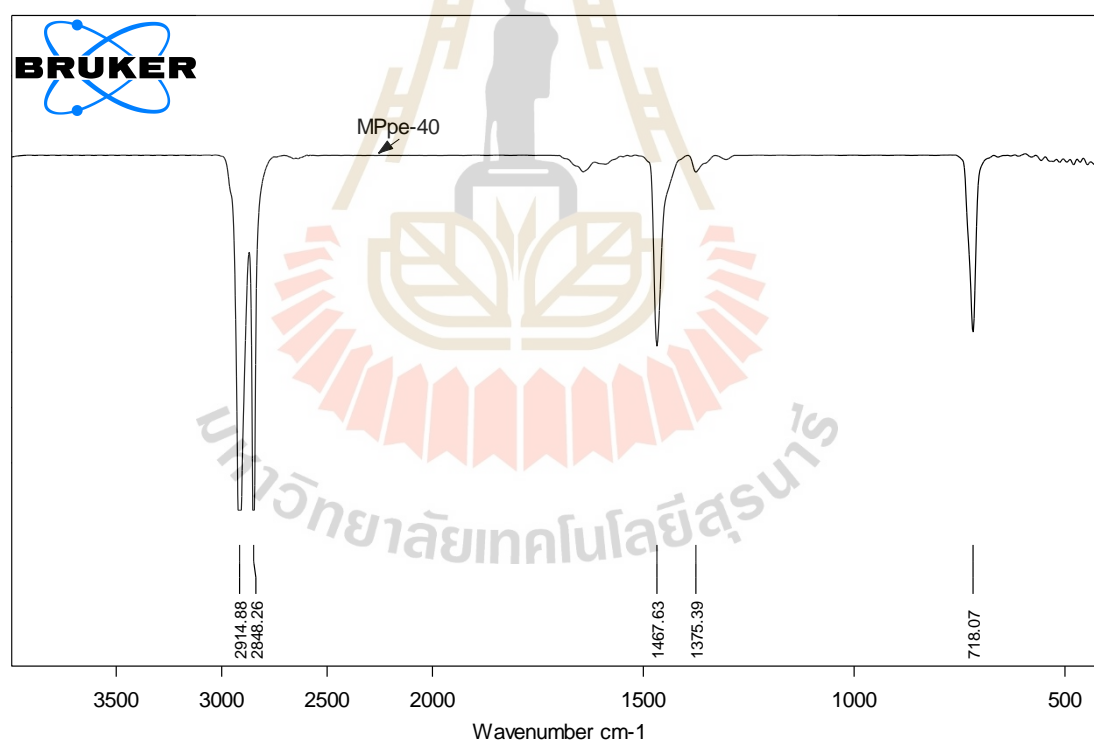
#### 4.3.2.2 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40)

ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของ MPpe-40 ดังแสดงในตารางที่ 4.11 พบแถบการดูดกลืนแสงความถี่ 2914.88 และ 2848.28 cm<sup>-1</sup> ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดแบบสมมาตรและไม่สมมาตรตามลำดับ ตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่แข็งแรงโดยพีคนี้บ่งบอกถึงคุณสมบัติที่ชัดเจนของ MPpe (Tabatabaei et al., 2023; Gulmine et al., 2002) ที่แถบการดูดกลืนแสงความถี่ 1467.63 cm<sup>-1</sup> เป็นการสั่นสะเทือนแบบงอของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่แข็งแรง แถบการดูดกลืนแสงความถี่ 1375.39 cm<sup>-1</sup> ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนที่เสีรูปร่างของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) และแถบการดูดกลืนแสงความถี่ 718.07 cm<sup>-1</sup> ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนแบบงอของโมเลกุลหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ดังแสดงในรูปที่ 4.15 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Gulmine et al (2002) ทำการศึกษาพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนเพื่อศึกษาองค์ประกอบทางเคมีและโครงสร้างของโมเลกุลพบแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 2919 และ 2851 cm<sup>-1</sup> ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่แถบการดูดกลืนแสงความถี่ 1473 cm<sup>-1</sup> เป็นการสั่นสะเทือนแบบงอของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) แถบการดูดกลืนแสงความถี่ 1377 cm<sup>-1</sup> ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนที่เสีรูปร่างของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) และแถบการดูดกลืนแสงความถี่ 720 cm<sup>-1</sup> ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนแบบงอของโมเลกุลหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Shivasharana et al (2019) ทำการศึกษาถุงพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนขนาด 1 มิลลิเมตร จากบริษัท Hubli ประเทศอินเดีย ด้วยเครื่องมือ NICOLET 6700 Thermo

Scientific FTIR พบที่แถบการดูดกลืนแสงความถี่  $2922.52$  และ  $2863.78 \text{ cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นการสั่นของหมู่ไฮโดรคาร์บอน C-H ที่แถบการดูดกลืนแสงความถี่  $1460.40$  ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนแบบงอของหมู่ไฮโดรคาร์บอน C-H แถบการดูดกลืนแสงความถี่  $1377.65$  ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนแบบงอของหมู่ไฮโดรคาร์บอน C-H ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนที่เสีรูปร่างของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H)

ตารางที่ 4.11 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40)

หมู่ฟังก์ชัน	ประเภทของสารประกอบ	สเปกตรัมการดูดซับ ( $\text{cm}^{-1}$ )
C-H Stretching ( $\text{CH}_2$ )	Alkane	2914.88
C-H Stretching ( $\text{CH}_2$ )	Alkane	2848.28
C-H Bending	Alkane	1467.63
C-H Deformation ( $\text{CH}_3$ )	Alkane	1375.39
C-H Rocking ( $\text{CH}_2$ )	Alkane	718.07



รูปที่ 4.15 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40)

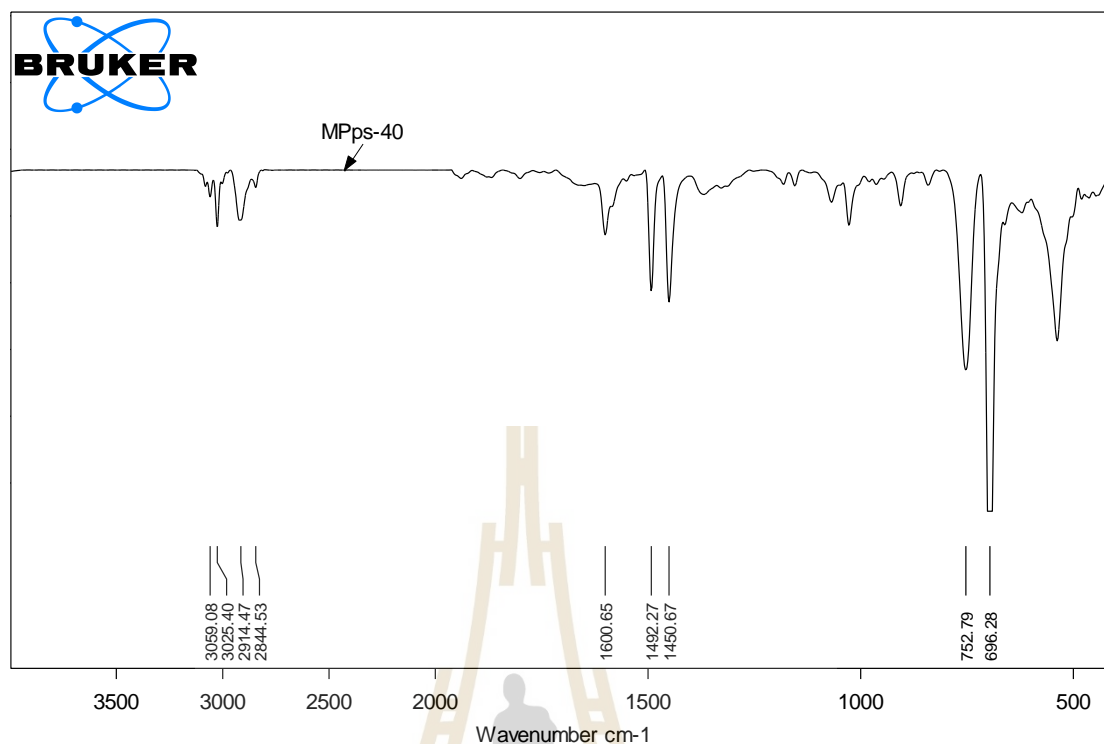
#### 4.3.2.3 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40)

ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของ MPps-40 ดังแสดงในตารางที่ 4.12 พบแถบการดูดกลืนแสงความถี่  $3059.09$  และ  $3025.40 \text{ cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุล

แบบยึดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 2914.47 และ 2844.53  $\text{cm}^{-1}$  เป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยึดหดสมมาตรและไม่สมมาตรตามลำดับ (Smith et al., 2021) ตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Fang et al (2010) ทำการศึกษาพลาสติกชนิดพอลิस्टาไร์นคอลลอยด์ทรงกลมถูกสังเคราะห์โดยวิธีอิมัลชันพอลิเมอไรเซชันพบว่าที่แถบการสั่นสะเทือนนี้สอดคล้องกับการมีอยู่ของหมู่เมทิลีน ที่แถบการดูดกลืนแสงความถี่ 1600.65 และ 1492.27  $\text{cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นการสั่นของหมู่อะโรมาติก (C=C) และที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 752.79 และ 696.28  $\text{cm}^{-1}$  เป็นการสั่นสะเทือนจากการดัดงอนอกระนาบของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ดังแสดงในรูปที่ 4.16 โดยพีคการสั่นสะเทือนจากการดัดงอนอกระนาบของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) จะเป็นพีคที่แข็งแรงและบ่งชี้ถึงการมีอยู่ของวงแหวนเบนซีน (Zhou et al., 2021; Fang et al., 2010)

ตารางที่ 4.12 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิस्टาไร์น (MPps-40)

หมู่ฟังก์ชัน	ประเภทของสารประกอบ	สเปกตรัมการดูดซับ ( $\text{cm}^{-1}$ )
C-H Stretching	Aromatics	3059.09
C-H Stretching	Aromatics	3025.40
C-H Stretching ( $\text{CH}_2$ )	Alkane	2914.47
C-H Stretching ( $\text{CH}_2$ )	Alkane	2844.53
C=C Stretching	Aromatics	1600.65
C=C Stretching	Aromatics	1492.27
C=C Stretching	Aromatics	1450.67
C-H out-of-plane bending	Aromatics	752.79
C-H out-of-plane bending	Aromatics	696.28

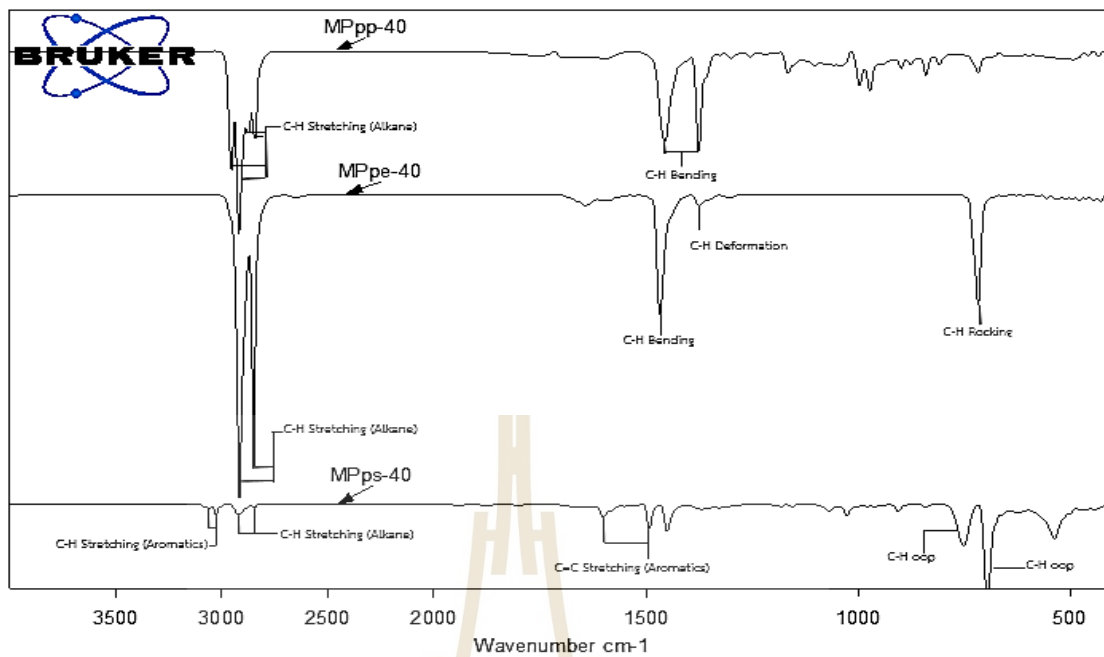


รูปที่ 4.16 ผลการศึกษา FT-IR ของตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40)

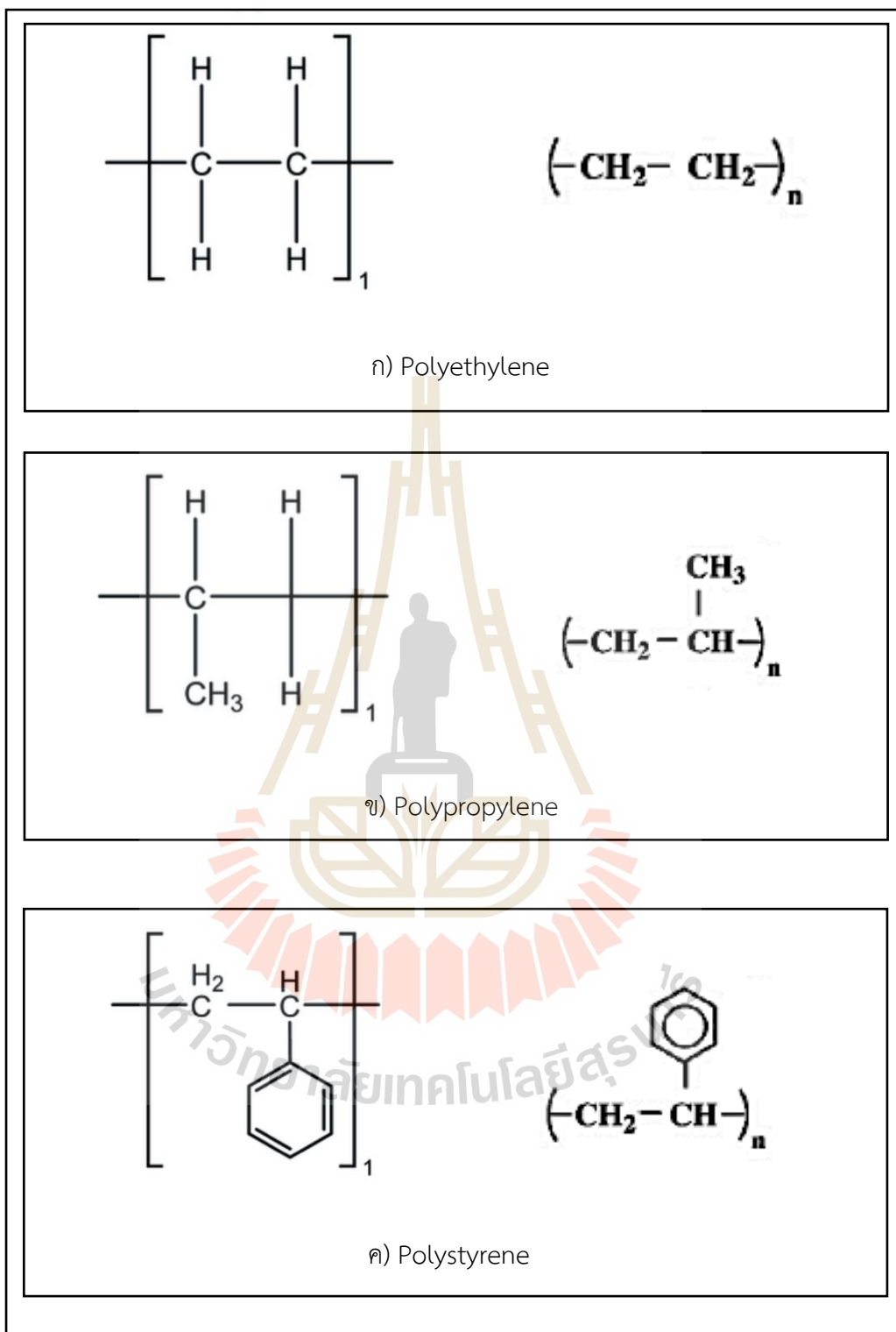
#### 4.3.2.4 เปรียบเทียบหมู่ฟังก์ชันของตัวอย่างไมโครพลาสติกทั้ง 3 ชนิด

ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของ MPpp-40 MPpe-40 และ MPps-40 ด้วยเครื่องมือ FT-IR แสดงดังรูปที่ 4.17 พบว่า MPpp-40 และ MPpe-40 มีแถบการดูดกลืนแสงซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) Stretching ที่เป็นสารประกอบ Alkane ที่ใกล้เคียงกันในบางคลื่นความถี่ ซึ่งจะแตกต่างกับ MPps-40 เนื่องจาก MPps-40 ส่วนใหญ่เกิดจากแถบการดูดกลืนแสงซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) Stretching ที่เป็นสารประกอบ Aromatics และยังมีโครงสร้างที่เป็นลักษณะเฉพาะของ MPps-40 คือ วงแหวนเบนซีนที่มาจาก การสั่นสะเทือนจากการดัดงอนอกระนาบของหมู่ C-H out-of-plane bending (Zhou et al., 2021; Fang et al., 2010) ซึ่งแสดงสูตรโครงสร้างของของ MPpp-40 MPpe-40 และ MPps-40 ดังรูปที่ 4.18 คือ  $[C_3H_6]_n$   $[C_2H_4]_n$  และ  $[C_8H_8]_n$  ตามลำดับ ดังนั้น จากผลการศึกษาที่กล่าวมาข้างต้นสามารถสรุปได้ว่าตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ทั้ง 3 ชนิด พบหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) Stretching เหมือนกัน โดยตัวอย่าง MPpp-40 และ MPpe-40 มีหมู่ฟังก์ชัน Alkane ใกล้เคียงกัน ขณะที่ MPps-40 พบสารประกอบและหมู่ฟังก์ชันหมู่อะโรมาติกบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกแตกต่างจากตัวอย่าง MPpp-40 และ MPpe-40





รูปที่ 4.17 ผลการตรวจวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันไมโครพลาสติกทั้ง 3 ชนิดด้วยเครื่องมือ FT-IR



รูปที่ 4.18 สูตรโครงสร้างของไมโครพลาสติกทั้ง 3 ชนิด (Rossa et al., 2022; Shah et al., 2008)

#### 4.4 ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูชัน

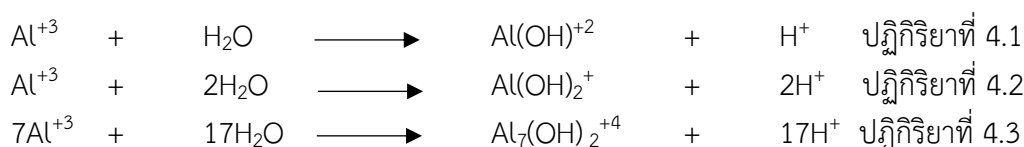
ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกขนาด MP-40 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูชัน มีรายละเอียดผลการศึกษาดังนี้

##### 4.4.1 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสม

ในการศึกษาครั้งนี้ใช้ PAC เป็นสารสร้างตะกอนความเข้มข้น 20-160 mg/L และ Anion Polymer เป็นสารช่วยตกตะกอนความเข้มข้น 10 mg/L และควบคุมค่าความเป็นกรด-ด่างเริ่มต้นอยู่ในช่วง 7.0-7.5 มีรายละเอียดผลการศึกษาดังนี้

ผลการศึกษาปริมาณความเข้มข้นของ PAC ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก MP-40 ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.13 พบว่าเมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของ PAC จาก 20 mg/L เป็น 100 mg/L ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด MPpp-40 มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 5.59 เป็นร้อยละ 14.83, MPpe-40 เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 6.50 เป็นร้อยละ 16.54, และ MPps-40 เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 7.00 เป็นร้อยละ 18.23 แต่เมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของ PAC จาก 100 mg/L เป็น 160 mg/L พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกกลับมีแนวโน้มลดลง MPpp-40 ลดลงจากร้อยละ 14.83 เป็นร้อยละ 9.20, MPpe-40 ลดลงจากร้อยละ 16.54 เป็นร้อยละ 9.77, และ MPps-40 ลดลงจากร้อยละ 18.23 เป็นร้อยละ 9.45 ดังแสดงในรูปที่ 4.19 และพบว่าตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิดมีประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุดที่ความเข้มข้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L

PAC เป็นสารตกตะกอนมีคุณสมบัติ Hydrophilic เนื่องจากลักษณะทางเคมีและโครงสร้างของ PAC ประกอบด้วยไอออนของอะลูมิเนียมที่มีประจุบวก ซึ่งสามารถสร้างพันธะไฮโดรเจนกับโมเลกุลของน้ำได้ เมื่อเติม PAC ลงในน้ำจะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสทันทีที่เกิดเป็นอะลูมิเนียมเชิงซ้อนมากมาย ซึ่งตัวที่มีประสิทธิภาพมากที่สุดคือ  $[Al_{13}O_4(OH)_{24}]^{+7}$  หรือ  $Al^{3+}$  (Wu et al., 2007; Yan et al., 2007; Duan et al., 2003) ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ของ  $Al^{3+}$  จะเกิดทันทีโดยไลแกนด์ (Ligands) ชนิดต่าง ๆ ที่อยู่ในน้ำ โดยเฉพาะอย่างยิ่ง  $OH^-$  จะเข้าแทนที่โมเลกุลของน้ำเกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนระหว่างอะลูมิเนียมกับไฮดรอกไซด์ไอออน ดังปฏิกิริยา 4.1-4.3 ต่อไปนี้



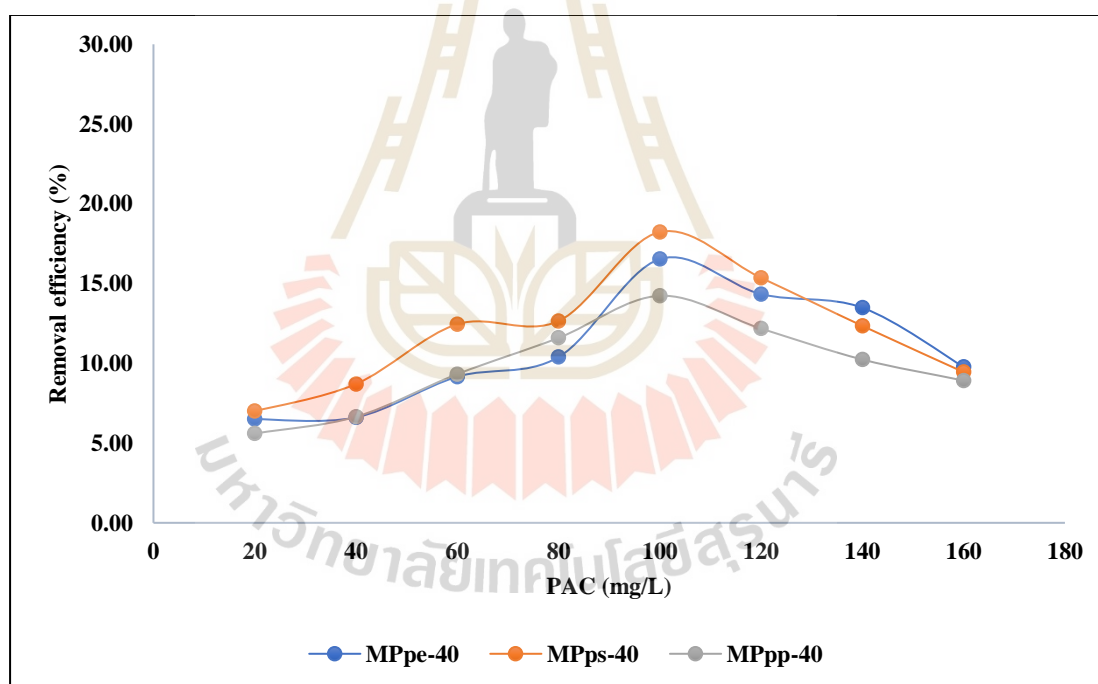
ในกรณีที่ความเข้มข้นของ PAC สูงกว่าความเข้มข้นที่จุดอิ่มตัว (Saturation Point) ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสจะดำเนินต่อไปจนได้ผลของปฏิกิริยาสุดท้ายเป็นผลึก  $Al(OH)_3$  ที่ละลายน้ำได้ซึ่งมีประจุบวก ดังแสดงในปฏิกิริยา 4.4



ถ้า pH ของน้ำสูงกว่าจุดสะเทินทางไฟฟ้า (Zero Point of Charge) ของ  $\text{Al}(\text{OH})_3$  (s) จะเกิดสารคอมเพล็กซ์ประจุลบ เช่น  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_5^{2-}$  และในกรณี pH ของน้ำต่ำกว่าจุดสะเทินทางไฟฟ้าของ  $\text{Al}(\text{OH})_3$  (s) ซึ่งเป็นลักษณะที่เกิดขึ้นโดยทั่วไปในกระบวนการโคแอกกูเลชันจะเกิดสารคอมเพล็กซ์ประจุบวก เช่น  $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{+4}$ ,  $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{+5}$  (มัลลิกา และผ่องศรี, 2550; Jinming and John, 2003; Kobya et al., 2003) จึงสามารถจับตัวกับอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีคุณสมบัติ Hydrophobic เนื่องจากส่วนประกอบหลักคือ พอลิเมอร์ซึ่งเป็นสารประกอบที่ทำจากโมโนเมอร์ที่เชื่อมต่อกันด้วยพันธะโควาเลนต์ยาวซึ่งมีลักษณะเป็นออร์แกนิก มีโครงสร้างที่ประกอบด้วยอะตอมของคาร์บอนและไฮโดรเจนเป็นหลัก ซึ่งทำให้ไม่สามารถสร้างพันธะไฮโดรเจนกับน้ำได้ดี (Thompson et al., 2024) โดยไมโครพลาสติกมีประจุเป็นลบและมีค่าศักย์ซีต้าอยู่ในช่วง -3.57 ถึง -6.60 mV ทำให้ง่ายต่อการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีประจุเป็นลบให้กลายเป็นกลางหรือเรียกว่า Neutralization เมื่อ Hydrophilic ดึงดูดและจับตัวกับ Hydrophobic จะเกิดกระบวนการดูดติดทำให้อนุภาคขนาดเล็กรวมตัวกันจนมีขนาดใหญ่และตกตะกอนแยกตัวออกจากน้ำได้ (มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542; Duan et al., 2003) จากผลการศึกษาในตารางที่ 4.13 เมื่อนำ PAC ไปละลายน้ำที่ความเข้มข้นแตกต่างกันไปตรวจวัดค่าศักย์ซีต้า พบว่า เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PAC จาก 20 mg/L เป็น 100 mg/L ส่งผลให้ค่าศักย์ซีต้ามีค่าเป็นประจุบวกเพิ่มขึ้นจาก +4.00 เป็น +16.30 mV แต่เมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของ PAC จาก 100 mg/L เป็น 160 mg/L พบว่าค่าศักย์ซีต้าของ PAC มีแนวโน้มลดลงจาก +16.30 เป็น +6.37 mV เนื่องจากเมื่อ PAC มีความเข้มข้นเพิ่มมากขึ้นจะแตกตัวกลายเป็นไอออนบวกมากขึ้นส่งผลทำให้ pH ของน้ำลดลงเรื่อย ๆ เนื่องจากการแตกตัวของ  $\text{Al}^{3+}$  ที่ให้  $\text{H}^+$  ในน้ำ ดังปฏิกิริยา (4.1-4.3) ซึ่ง pH ของน้ำเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการแตกตัวของ PAC โดยเมื่อ pH ในน้ำลดลงทำให้ PAC ส่วนใหญ่อยู่ในรูปสารคอมเพล็กซ์ประจุบวก เช่น  $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  ส่งผลให้ไม่สามารถเกิดตะกอน  $\text{Al}(\text{OH})_3$  ที่เป็นปัจจัยหลักของการเกิดกลไก Sweep coagulation ของการตกตะกอน และเมื่อมีการเติม PAC ไปเรื่อย ๆ จนกระทั่ง pH ของน้ำลดลงเท่ากับ 4.5 ส่งผลทำให้ PAC จะถูกยับยั้งในการไฮโดรไลซิสส่งผลทำให้ PAC แตกตัวได้น้อยลงทำให้อนุภาคคอลลอยด์ตกตะกอนได้ไม่ดี ส่งผลทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดลดลง (มัลลิกา ปัญญาคะโป, 2556; Sillanpaa et al., 2018; Wei et al., 2015) จากการศึกษาพบว่าที่ความเข้มข้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกสูงสุดซึ่งสอดคล้องกับค่าศักย์ซีต้าที่ความเข้มข้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L มีค่าประจุบวกสูงสุดเท่ากับ +16.30 mV เช่นเดียวกัน และจากการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของการกำจัด MP-40 ทั้ง 3 ชนิด สามารถเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้ MPps-40 > MPpe-40 > MPpp-40 ตามลำดับ

ตารางที่ 4.13 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก

PAC		ร้อยละประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก (%)		
ความเข้มข้น (mg/L)	Zeta potential (mV)	MPpp-40	MPpe-40	MPps-40
20	+4.00	5.59	6.50	7.00
40	+6.37	6.65	6.61	8.70
60	+9.69	8.48	9.16	12.45
80	+10.40	11.42	10.39	12.65
100	+16.30	14.83	16.54	18.23
120	+8.08	13.73	14.34	15.36
140	+6.87	11.47	13.49	12.35
160	+6.37	9.20	9.77	9.45



รูปที่ 4.19 ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่ความเข้มข้นของ PAC แตกต่างกัน

จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าตัวอย่าง MPps-40 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงกว่า MPpe-40 และ MPpp-40 ตามลำดับ เนื่องจากความหนาแน่นจริงของชนิดพลาสติกเป็นหนึ่งปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก เมื่อความหนาแน่นจริงมีค่ามากจะทำให้มีแนวโน้มทำให้เกิดการตกตะกอนได้ง่ายขึ้น และหากความหนาแน่นจริงมีค่าน้อยจะทำให้มีแนวโน้มการตกตะกอนมีค่าลดลง จากค่าความหนาแน่นจริงของตัวอย่างไมโครพลาสติกจากผลการศึกษาของ



Campanale et al (2020) ในตารางที่ 4.14 จะเห็นได้ว่า MPps มีค่าความหนาแน่นจริงมากที่สุดเท่ากับ 1.04-1.07 g/cm<sup>3</sup> รองลงมา คือ MPpe ความหนาแน่นจริงเท่ากับ 0.94-0.98 g/cm<sup>3</sup> และ MPpp ความหนาแน่นจริงเท่ากับ 0.85-0.92 g/cm<sup>3</sup> ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกในการศึกษาครั้งนี้ พบว่าค่าประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุดเรียงลำดับจากมากไปน้อย คือ MPps-40, MPpe-40 และ MPpp-40 ตามลำดับ โดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 18.23, 16.54 และ 14.83 ตามลำดับ และสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Zhou et al (2021) ที่ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกในกรณีที่ไม่เติมสารตกตะกอนพบว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัด MPpe ร้อยละ 3.19 ในขณะที่ MPps มีประสิทธิภาพในการกำจัดร้อยละ 50.78 ซึ่งจะเห็นได้ว่าไมโครพลาสติกสามารถจมลงมาได้น้ำได้เองด้วยความหนาแน่นจริงและ MPps จะมีประสิทธิภาพการกำจัดสูงกว่า MPpe ซึ่งมีค่าความหนาแน่นจริงน้อยกว่า ดังนั้น ความหนาแน่นจริงของไมโครพลาสติกจึงเป็นอีกหนึ่งปัจจัยที่สำคัญและมีผลต่อกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

ตารางที่ 4.14 ความหนาแน่นจริง (True Density) ของชนิดพลาสติก (Campanale et al., 2020)

ชนิดของพลาสติก	ความหนาแน่นจำเพาะ (g/cm <sup>3</sup> )
MPpp	0.85-0.92
MPpe	0.94-0.98
MPps	1.04-1.07

จากผลการศึกษาปริมาณความเข้มข้นของ PAC ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า ที่ความเข้มข้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสูงสุด โดยสามารถเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้ MPps-40 > MPpe-40 > MPpp-40 ตามลำดับ มีค่าเท่ากับร้อยละ 18.23, 16.54 และ 14.83 ตามลำดับ ดังนั้น ในการศึกษาขั้นต่อไปจึงเลือกใช้ความเข้มข้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L เพื่อใช้ศึกษาปริมาณความเข้มข้นของ Anion Polymer ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก

#### 4.4.2 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่เหมาะสม

ในการศึกษาครั้งนี้ทำการศึกษาผลของ Anion Polymer ซึ่งเป็นสารช่วยตกตะกอนในช่วงความเข้มข้น 2 - 16 mg/L กำหนดให้ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L จากผลการศึกษาหัวข้อ 4.4.1 และควบคุมค่าความเป็นกรด-ด่าง เริ่มต้นอยู่ในช่วง 7.0 - 7.5 มีรายละเอียดผลการศึกษาดังนี้

ผลการศึกษาปริมาณความเข้มข้นของ Anion Polymer ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกขนาด MP-40 ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.15 พบว่าเมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของ Anion Polymer จาก 2 mg/L เป็น 14 mg/L ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด MPpp-40 และ MPpe-40 เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 6.72 เป็นร้อยละ 20.59 และเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 6.24

เป็นร้อยละ 21.63 ตามลำดับ แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ Anion Polymer จาก 14 mg/L เป็น 16 mg/L พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดลดลงจากร้อยละ 20.59 เป็นร้อยละ 18.51 และลดลงจากร้อยละ 21.63 เป็นร้อยละ 19.70 ตามลำดับ ในขณะที่ MPps-40 พบว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ Anion Polymer จาก 2 mg/L เป็น 12 mg/L ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด MPps-40 เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 6.54 เป็นร้อยละ 22.63 แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ Anion Polymer จาก 12 mg/L เป็น 16 mg/L พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดลดลงจากร้อยละ 22.63 เป็นร้อยละ 18.48 ดังแสดงในรูปที่ 4.20 จากผลการศึกษาพบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุดที่ความเข้มข้นของ Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-40 และ MPpe-40 และเท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-40 และจากผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของ Anion Polymer มีค่าเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้น Anion Polymer ที่เพิ่มขึ้นจาก 2 mg/L เป็น 16 mg/L พบว่าค่าศักย์ซีต้ามีแนวโน้มเป็นประจุลบเพิ่มขึ้นจาก -14.90 เป็น -38.80 mV (ตารางที่ 4.15)

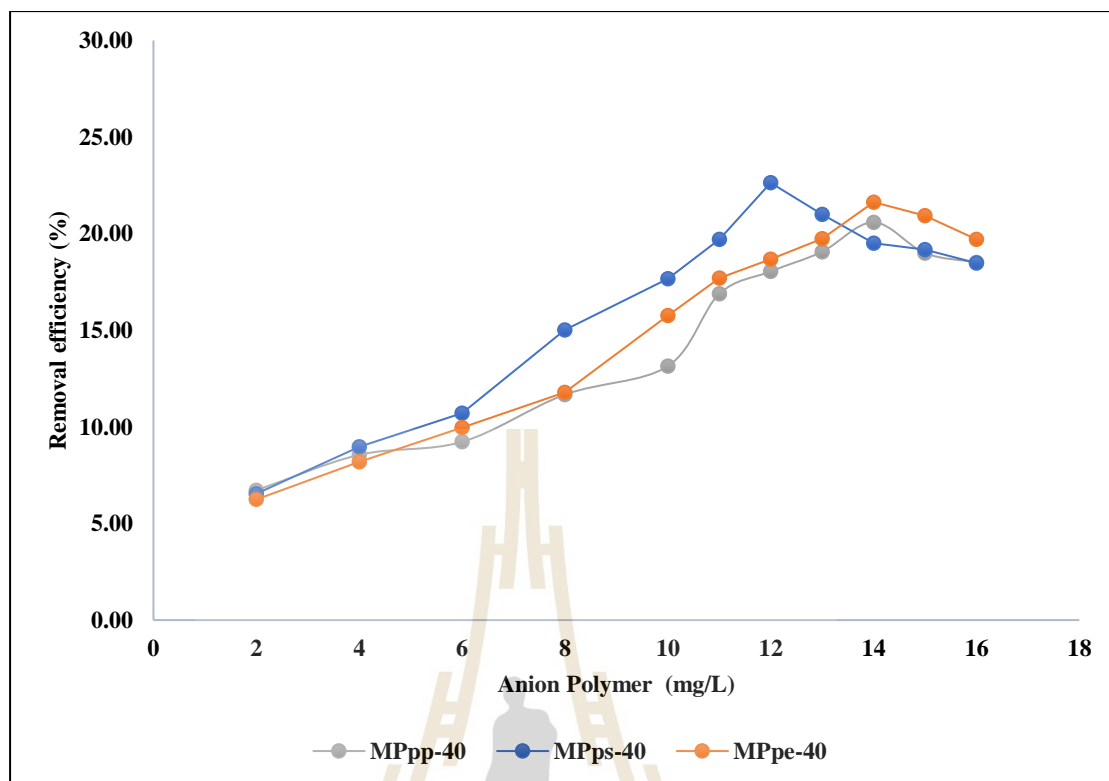
การเติม Anion Polymer ลงในน้ำ จะเกิดการแตกตัวกลายเป็นไอออนลบ โดย Anion Polymer มีประจุเป็นลบบนส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ จำนวนประจุลบขึ้นอยู่กับจำนวนกลุ่มของ Acrylamide ที่ละลายอยู่ โดย Poly acrylamide ประเภท Anion มีประจุไฟฟ้าเป็นลบเมื่อละลายน้ำจะทำให้เกิดกลุ่ม Amide group ( $\text{NH}_2$ ) หรือเกิดจากการรวมกลุ่มของ Anionic monomer จนเป็น Acrylamide polymer โดย Anion Polymer เป็นสารช่วยตกตะกอนทำหน้าที่เป็นสะพานเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ทำให้น้ำหนักโมเลกุลมาก และเมื่ออนุภาคคอลลอยด์ทั้งหมดเสถียรภาพแล้วจะเคลื่อนมาสัมผัสและเกาะจับกับอนุภาคคอลลอยด์และมีแขนเชื่อมติดกับอนุภาคคอลลอยด์ตัวอื่น ๆ ที่เกาะติดที่ Polymer ทำให้น้ำหนักและตกตะกอนได้ง่ายโดยทำให้เกิดฟล็อกขนาดใหญ่ (มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542; Jin et al., 2013) จากการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดที่ Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-40 และ MPpe-40 และเท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-40 มีประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุดเท่ากับ 20.59, 21.63 และ 22.63 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่า MPps-40 ต้องการ Anion Polymer สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันในปริมาณที่น้อยกว่า MPpp-40 และ MPpe-40 เนื่องจาก MPps-40 มีค่าความหนาแน่นสูงกว่า MPpe-40 และ MPpp-40 ดังนั้น MPps-40 จึงต้องการปริมาณ Anion Polymer น้อยกว่า ในปฏิกิริยาการรวมตะกอน Anion Polymer จะส่งผลต่อขนาดและความสามารถในการรวมตัวกันของ Floc ซึ่งจากงานวิจัยของ Mao et al. (2013) พบว่าการใช้ Anion Polymer เป็นสารช่วยตกตะกอนส่งผลให้ขนาดของ Floc มีขนาดใหญ่ขึ้นทำให้เกิดการรวมตัวของ Floc ได้แน่นขึ้น นอกจากนี้ยังพบว่า Anion Polymer เป็นสายพอลิเมอร์ที่มีประจุลบสูงทำให้ส่งผลต่อการ Neutralization ของอนุภาคคอลลอยด์ในน้ำด้วยทำให้ใช้ปริมาณของสารช่วยตกตะกอนน้อยลง แต่ถ้า Anion Polymer มีปริมาณที่ไม่เหมาะสมในระบบจะส่งผลต่อขนาดและความสามารถในการรวมตัวกันของ Floc ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกลดลง

จากผลการศึกษาปริมาณความเข้มข้นของ Anion Polymer ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก พบว่าที่ความเข้มข้นของ Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-40 และความเข้มข้นของ Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-40 และ MPpe-40 มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสูงสุด โดยที่ MPps-40 มีประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุดร้อยละ

ละ 22.63 รองลงมา คือ MPpe-40 มีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 18.67 และ MPpp-40 มีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 18.05 ตามลำดับ ดังนั้น ในการศึกษาขั้นต่อไปจึงเลือกใช้ความเข้มข้น Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-40 และความเข้มข้นของ Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-40 และ MPpe-40 เพื่อใช้ศึกษาปัจจัยค่าความเป็นกรด - ด่างที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก

ตารางที่ 4.15 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก

Anion Polymer		ร้อยละประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก (%)		
ความเข้มข้น (mg/L)	Zeta potential (mV)	MPpp-40	MPpe-40	MPps-40
2	-14.90	6.72	6.24	6.54
4	-17.20	8.55	8.20	8.97
6	-23.50	9.23	9.97	10.70
8	-24.80	11.67	11.78	15.01
10	-30.20	13.14	15.76	17.67
12	-34.10	18.05	18.67	22.63
14	-36.00	20.59	21.63	19.50
16	-38.80	18.51	19.70	18.48



รูปที่ 4.20 ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่ความเข้มข้นของ Anion Polymer แตกต่างกัน

#### 4.4.3 ผลการศึกษาความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสม

ในการศึกษาครั้งนี้ทำการศึกษาค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เริ่มต้นอยู่ในช่วง 5.0 - 12.0 กำหนดให้ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L ค่าความเข้มข้น Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-40 และเท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-40 และ MPpe-40 จากผลจากการศึกษาในหัวข้อ 4.4.2 มีรายละเอียดผลการศึกษา ดังนี้

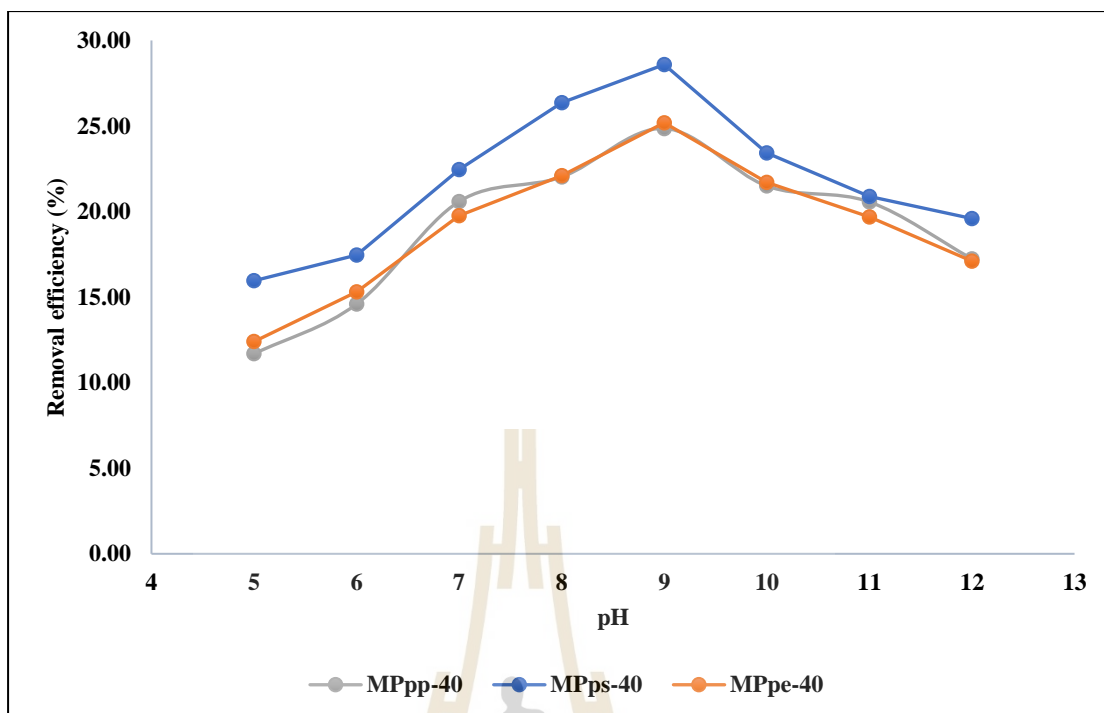
ผลการศึกษาค่า pH ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก MP-40 แสดงในตารางที่ 4.16 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 5 เป็น 9 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด MPpp-40 มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 11.69 เป็นร้อยละ 24.86, MPpe-40 เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 12.40 เป็นร้อยละ 25.19, และ MPps-40 เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 15.96 เป็นร้อยละ 28.59 แต่เมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9 เป็น 12 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมีแนวโน้มลดลงโดย MPpp-40 ลดจากร้อยละ 24.86 เป็นร้อยละ 17.24, MPpe-40 ลดจากร้อยละ 25.19 เป็นร้อยละ 17.11, และ MPps-40 ลดจากร้อยละ 28.59 เป็นร้อยละ 19.60 โดยพบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิดมีค่าสูงสุดที่ค่า pH เท่ากับ 9 ดังแสดงในรูปที่ 4.21 มีค่าเท่ากับร้อยละ 24.86 สำหรับ MPpp-40, 25.19 สำหรับ MPpe-40 และ 28.59 สำหรับ MPps-40

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจะเห็นได้ว่ามีความสอดคล้องกับค่าศักยภาพหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันโดยพบว่า เมื่อเพิ่มค่า pH จาก

5 เป็น 9 ค่าศักย์ซีต้ามี่แวนว่เ้าไถ่คูนย์ (Zero charge) หรือเ้าสู่สภาวะ Neutralization โดยมีค่าศักย์ซีต้ามี่เป็นประจวบกลดลงของชุดทดลอง MPpp-40 มีค่าจาก +33.40 ลดลงเป็น +12.60 mV, MPpe-40 มีค่าจาก +32.50 ลดลงเป็น +6.50 mV และ MPps-40 มีค่าจาก +29.20 ลดลงเป็น +3.69 mV แปรผันตามค่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่มีแวนว่เ้าเพิ่มมากขึ้นดังแสดงในตารางที่ 4.17 แต่เมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9 เป็น 12 กลับพบว่า ค่าศักย์ซีต้ามี่แวนว่เ้าเป็นประจวบมากยิ่งขึ้น โดยชุดทดลอง MPpp-40 มีค่าจาก +12.60 เป็น -30.30 mV, MPpe-40 มีค่าจาก +6.50 เป็น -29.40 mV และ MPps-40 มีค่าจาก +3.69 เป็น -28.00 mV แปรผันตามค่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่มีแวนว่เ้าลดลง

ตารางที่ 4.16 ผลการศึกษาความเป็นกรด-ด่างที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก

ความเป็นกรด-ด่าง	ร้อยละประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก (%)		
	MPpp-40	MPpe-40	MPps-40
5	11.69	12.40	15.96
6	14.59	15.31	17.46
7	20.59	19.75	22.45
8	22.02	22.10	26.36
9	24.86	25.19	28.59
10	21.49	21.70	23.43
11	20.56	19.69	20.88
12	17.24	17.11	19.60



รูปที่ 4.21 ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่ความเป็นกรด-ด่างแตกต่างกัน

ตารางที่ 4.17 ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของสารละลายตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) หลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

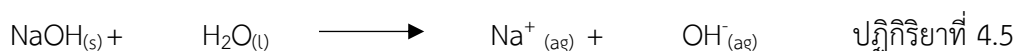
pH	MPpp-40		MPpe-40		MPps-40	
	Zetapotential (mV)	Efficiency (%)	Zetapotential (mV)	Efficiency (%)	Zetapotential (mV)	Efficiency (%)
5	+33.40	11.69	+32.50	12.40	+29.20	15.96
6	+31.10	14.59	+28.00	15.31	+26.20	17.46
7	+22.60	20.59	+21.80	19.75	+13.40	22.45
8	+19.20	22.02	+15.30	22.10	+6.93	26.36
9	+12.60	24.86	+6.50	25.19	+3.69	28.59
10	-21.40	21.49	-21.00	21.70	-18.40	23.43
11	-23.40	20.56	-24.10	19.69	-24.00	20.88
12	-30.30	17.24	-29.40	17.11	-28.00	19.60

กระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันอาศัยหลักของการรวมตะกอนซึ่งอาศัยกลไกการทำลายเสถียรภาพ (Destabilization) ของอนุภาคคอลลอยด์เพื่อทำให้อนุภาคคอลลอยด์รวมตัวกันโดยใช้สารเคมี สำหรับขั้นตอนของฟล็อกคูเลชันเป็นกระบวนการที่ทำให้อนุภาคที่ถูกทำลายเสถียรภาพแล้วเคลื่อนที่มากระทบหรือสัมผัสกันเพื่อเกาะติดกันเป็นกลุ่มก้อนหรือเป็นฟล็อก โดยกลไกการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์จากกลไกการลดความหนาของชั้นกระจาย

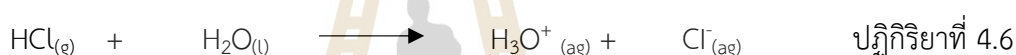


(Diffuse Layer) โดยการเพิ่มประจุตรงกันข้ามกับอนุภาคคอลลอยด์ในชั้นกระจายให้มากขึ้นโดยการลดความหนาของชั้นกระจายด้วยการเติมสารละลายประจุบวกต่าง ๆ (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2539) และการทำลายเสถียรภาพโดยกลไกการดูดติดผิวและทำลายประจุไฟฟ้าของอนุภาคคอลลอยด์ (Adsorption and charge neutralization) โดยการใส่สารเคมีที่มีความสามารถให้ประจุตรงกันข้ามกับอนุภาคคอลลอยด์และสามารถดูดติดผิวได้ ถือว่าเป็นการทำลายเสถียรภาพอีกรูปแบบหนึ่ง โดยการทำลายเสถียรภาพจะเกิดจากสารประกอบเชิงซ้อนที่มีประจุบวกช่วยลดแรงผลักระหว่างอนุภาคคอลลอยด์และดูดติดที่ผิวได้ซึ่งจะมีผลในการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์ที่มักมีประจุเป็นลบให้กลายเป็นกลาง (Neutralization) ซึ่งจะทำให้ค่าศักย์ซีต้าของอนุภาคคอลลอยด์ลดลงส่งผลทำให้ตกตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพมากขึ้น เนื่องจากการเกาะรวมตัวกันง่ายและเป็นการสร้างโอกาสสัมผัสให้อนุภาครวมตัวกันจนมีขนาดใหญ่ส่งผลทำให้เกิดการตกตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Bayramoglu et al., 2004) จากผลการศึกษา พบว่า ชุดทดลองที่มีค่าศักย์ซีต้าเข้าใกล้ศูนย์มากที่สุดคือ ชุดทดลองหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันที่ pH เท่ากับ 9 โดยมีค่าศักย์ซีต้าของชุดทดลอง MPpp-40, MPpe-40 และ MPps-40 มีค่าเท่ากับ +12.60, +6.50 และ +3.69 ตามลำดับ โดยค่าศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติกหลังจากกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันที่ใช้ PAC และ Anion polymer มีค่าศักย์ซีต้าเป็นประจุบวก เนื่องจาก PAC แยกตัวให้ประจุบวกสูงสามารถทำให้ไมโครพลาสติกที่มีประจุลบเกิดการจับประจุบวกของ PAC ส่งผลทำให้ค่าศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติกเปลี่ยนเป็นบวก (Matilainen et al., 2010; Hahn et al., 2002) ในบางกรณี Anion Polymer ที่มีประจุลบอาจทำปฏิกิริยากับ PAC หรือสารประกอบอลูมิเนียมอื่น ๆ ที่มีประจุบวกในสารละลายเชิงซ้อนจึงมีประจุสุทธิเป็นบวก ส่งผลให้ค่าศักย์ซีต้าเป็นบวก (Gao et al., 2018; Sillanpaa et al., 2018; Duan et al., 2003) ผลการศึกษาสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Wang et al 2020 ทำการใช้ PAC ร่วมกับ Anion polymer ในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน พบว่า หลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันมีค่าศักย์ซีต้าเป็นประจุบวก ซึ่งสอดคล้องกับทฤษฎีแสดงให้เห็นถึงการสูญเสียเสถียรภาพของอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีค่าศักย์ซีต้าเข้าใกล้ศูนย์มากที่สุดโดยทำให้ประจุเป็นกลางมากที่สุดจะส่งผลทำให้เกิดการตกตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพจึงส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก MPpp-40, MPpe-40 และ MPps-40 ที่ pH 9 มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกที่มีค่าสูงสุดเท่ากับร้อยละ 24.86, 25.19 และ 28.59 ตามลำดับ

จากผลการศึกษาในตารางที่ 4.18 แสดงค่าศักย์ซีต้าหลังการปรับค่า pH ของสารละลายไมโครพลาสติก MPpp-40, MPpe-40 และ MPps-40 ก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน พบว่า ค่าศักย์ซีต้าเริ่มต้นของสารละลายไมโครพลาสติกที่ pH 7 มีค่าเท่ากับ -6.60 - 5.16 และ -3.57 mV ตามลำดับ และเมื่อทำการปรับค่า pH จาก 7 เป็น 12 พบว่า ค่าศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติกมีแนวโน้มเป็นลบเพิ่มมากยิ่งขึ้น โดยพบว่าชุดทดลอง MPpp-40 จาก -6.60 มีค่าลดลงเป็น -21.00 mV, MPpe-40 จาก -5.16 มีค่าลดลงเป็น -23.40 mV และ MPps-40 จาก -3.57 มีค่าลดลงเป็น -14.10 mV ตามลำดับ เนื่องจากการปรับค่า pH ด้วย NaOH เป็นการเพิ่มไฮดรอกไซด์ไอออน ( $\text{OH}^-$ ) ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 4.5 ทำให้สารละลายไมโครพลาสติกที่อยู่ในสถานะต่างสูงจะมีค่าศักย์ซีต้าเป็นลบมากยิ่งขึ้น (รูปที่ 4.22)



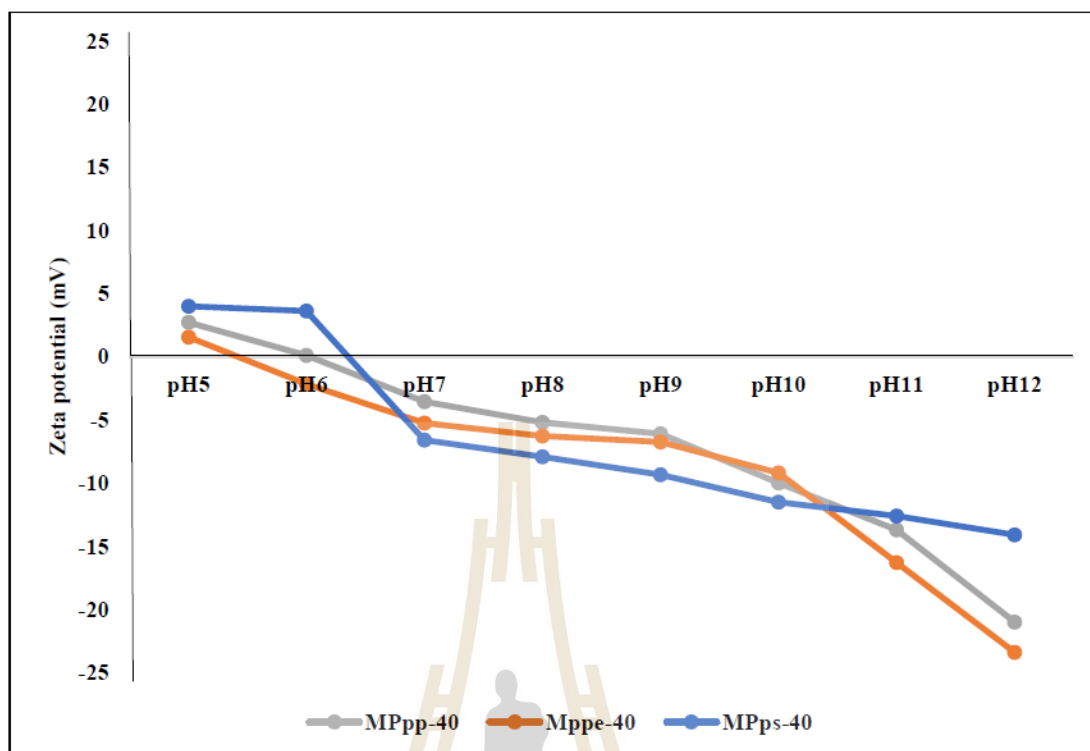
ดังนั้น การเพิ่มขึ้นของค่า pH ส่งผลทำให้มีสารละลายไมโครพลาสติกมีค่าศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติกเป็นลบมากขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Wang et al (2014) พบว่า เมื่อทำการเพิ่ม pH จาก 7 เป็น 9 ด้วยสารเคมี NaOH พบว่าค่าศักย์ซีต้าจากเดิมที่มีค่าความเป็นกลางทางไฟฟ้าเปลี่ยนไปเป็นลบมากขึ้น เนื่องจากการเติมสารเคมีด้วย NaOH เป็นการเพิ่ม  $\text{OH}^-$  ให้กับสารละลายตัวอย่างจึงทำให้ค่าศักย์ซีต้าของตัวอย่างมีค่าเป็นลบมากขึ้น แต่เมื่อทำการลดค่า pH จาก 7 เป็น 5 พบว่า ค่าศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติก MPpp-40, MPpe-40 และ MPps-40 มีแนวโน้มเป็นบวกเพิ่มมากยิ่งขึ้น โดยพบว่า MPpp-40 จาก -6.60 เพิ่มขึ้นเป็น +2.72 mV, MPpe-40 จาก -5.16 เพิ่มขึ้นเป็น +1.56 mV และ MPps-40 จาก -3.57 เพิ่มขึ้นเป็น +4.00 mV เนื่องจากการเติมสารเคมีด้วย HCl เป็นการเพิ่มไฮโดรเนียมไอออน ( $\text{H}_3\text{O}^+$ ) ทำให้สารละลายไมโครพลาสติกอยู่ในสภาวะที่เป็นกรดมากจะมีค่าศักย์ซีต้าเป็นบวกมากขึ้นดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 4.6



ดังนั้น การลดค่า pH ส่งผลทำให้สารละลายไมโครพลาสติกมีค่าศักย์ซีต้าเป็นบวกมากขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Ofir et al (2007) ทำการศึกษาโดยใช้สารเคมี HCl ในการปรับค่า pH เพื่อศึกษาศักย์ซีต้าและขนาดของอนุภาค พบว่า ที่ pH เท่ากับ 7.5 มีค่าศักย์ซีต้าเท่ากับ -28.6 mV และเมื่อทำการปรับ pH จาก 7.5 เป็น pH 4 ด้วย HCl พบว่าค่าศักย์ซีต้ามีแนวโน้มลดลงเท่ากับ -19.34 mV เนื่องจากการเติมสารเคมีด้วย HCl เพื่อเป็นการปรับ pH ในน้ำเป็นการเพิ่ม  $\text{H}_3\text{O}^+$  ให้กับสารละลายตัวอย่างส่งผลทำให้สารละลายตัวอย่างมีค่าศักย์ซีต้าเป็นประจุบวกเพิ่มมากขึ้น

ตารางที่ 4.18 ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของสารละลายตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ก่อนกระบวนการกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

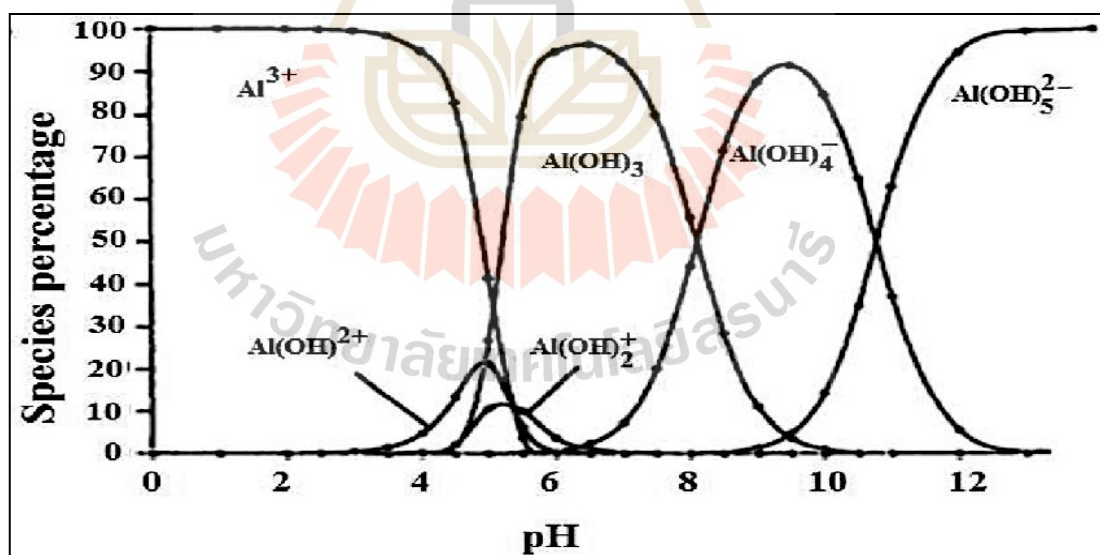
pH	Zeta potential (mV)		
	MPpp-40	MPpe-40	MPps-40
5	+2.72	+1.56	+4.00
6	+0.106	-2.17	+3.62
7	-3.57	-5.26	-6.60
8	-5.20	-6.27	-7.92
9	-6.09	-6.75	-9.35
10	-9.98	-9.19	-11.50
11	-13.70	-16.30	-12.60
12	-21.00	-23.40	-14.10



รูปที่ 4.22 ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของสารละลายตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

เมื่อเติม PAC ลงในน้ำ PAC จะแตกตัวและถูกล้อมรอบด้วยโมเลกุลของน้ำ เกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสโดยไลแกนด์ (Legends) ชนิดต่าง ๆ ที่อยู่ในน้ำ โดยเฉพาะไฮดรอกไซด์ไอออน ( $\text{OH}^-$ ) จะเข้าแทนที่โมเลกุลของน้ำเกิดสารประกอบคอมเพล็กซ์ระหว่างอลูมิเนียม ( $\text{Al}^{3+}$ ) กับไฮดรอกไซด์ไอออน ( $\text{OH}^-$ ) โดยในกรณีที่ความเข้มข้นของ PAC สูงกว่าความเข้มข้นที่จุดอิ่มตัว (Saturation Point) ไฮโดรไลซิสจะเกิดปฏิกิริยาสุดท้ายเป็นผลึกของ  $\text{Al}(\text{OH})_3$  ดังแสดงในรูปที่ 4.23 ซึ่งมีความสามารถในการทำปฏิกิริยากับคอลลอยด์ทำให้อนุภาคไม่เสถียรหรือทำให้ศักย์ซีต้าเข้าใกล้ศูนย์แสดงถึงความเป็นกลางทางไฟฟ้าจึงทำให้เกิดการรวมกลุ่มกันเป็นอนุภาคที่มีขนาดใหญ่ขึ้นส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดคอลลอยด์มีค่าสูงขึ้น โดยทั่วไป PAC สามารถใช้กำจัดอนุภาคคอลลอยด์ได้ดีในช่วง pH ที่ 5.0-9.0 แต่เมื่อค่า pH น้อยกว่า 6 การแตกตัวของ PAC จะเกิดขึ้นได้ไม่มากนัก (Wei et al., 2015) เมื่อ pH ของสารละลายต่ำอลูมิเนียมจะละลายน้ำเกิดสารคอมเพล็กซ์ประจุบวก คือ  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  และ  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  ทำให้สารประกอบคอมเพล็กซ์ประจุบวกดูดติดผิวอนุภาคมากเกินไปเกิดการสะเทินประจุที่ผิวของอนุภาคคอลลอยด์ (Kabsch-Korbutowicz et al., 2005) ส่งผลทำให้อนุภาคคอลลอยด์มีค่าศักย์ซีต้าเป็นบวกมากขึ้นและเกิดเสถียรภาพขึ้นส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดคอลลอยด์มีค่าลดลง และเมื่อ pH มีค่ามากกว่า 9 อลูมิเนียมจะละลายน้ำเกิดสารคอมเพล็กซ์ประจุลบ คือ  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  และ  $\text{Al}(\text{OH})_5^{2-}$  ซึ่งมีคุณสมบัติละลายน้ำ (Chavalparit and Ongwandee, 2009) ทำให้สารประกอบคอมเพล็กซ์ประจุลบเกิดการผลักกันระหว่างประจุลบ

ของอนุภาคคอลลอยด์และอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ส่งผลทำให้อนุภาคคอลลอยด์มีค่าศักย์ซีต้าเป็นลบ มากยิ่งขึ้นและเกิดเสถียรภาพขึ้นส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดคอลลอยด์มีค่าลดลง และเมื่อ pH เท่ากับ 9 อลูมิเนียมจะละลายน้ำเกิดสารคอมเพล็กซ์ประจุบวกและประจุลบ ได้แก่  $\text{Al}(\text{OH})_3$  และ  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  โดยสัดส่วนของ  $\text{Al}(\text{OH})_3$  และ  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  จะขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้น ของ PAC, อุณหภูมิ หรือสภาวะทางเคมีของน้ำ (Gao et al., 2005; Yan et al., 2007) โดยช่วง pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอน คือ 6.0-9.5 ซึ่งเป็นช่วงที่ทำให้เกิดกลไกการตกตะกอนจากการสะเทิน ประจุของอนุภาคคอลลอยด์ การดูดซับบนผิวคอลลอยด์และการเกิดกลไก Sweep Coagulation จึง สามารถทำให้อนุภาคคอลลอยด์ตกตะกอนได้ดียิ่งขึ้น (Wei et al., 2015; Yang, 2010) จากผล การศึกษาจะเห็นได้ว่าช่วง pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอน คือ อยู่ในช่วง 8-9 โดยพบว่าที่ pH เท่ากับ 9 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกทั้ง 3 ชนิดสูงที่สุด เนื่องจากที่ pH 9 เป็นช่วง pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอน (Wei et al., 2015; Yang, 2010) โดยไมโครพลาสติกมีประจุเป็น ลบจะเกิดการละลายเสถียรภาพจากสารประกอบเชิงซ้อนที่มีประจุบวก คือ  $\text{Al}(\text{OH})_3$  ทำให้อนุภาค ไมโครพลาสติกกลายเป็นกลางจึงส่งผลให้ไมโครพลาสติกไม่มีเสถียรภาพส่งผลทำให้ความหนาของชั้น กระจายมีค่าลดลง และทำให้ค่าศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติกลดลงมีค่าเข้าใกล้ศูนย์ส่งผล ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกมีค่าสูงขึ้น ในขณะที่ถ้า pH น้อยกว่า 6 ซึ่งเป็นช่วงที่ PAC เกิดการตกตะกอนได้ไม่ดีเกิดสารประกอบเชิงซ้อนชนิด  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$  และ  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  และช่วง pH มากกว่า 9 ซึ่งเป็นช่วงที่ PAC เกิดสารประกอบเชิงซ้อนชนิด  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  และ  $\text{Al}(\text{OH})_5^{2-}$



รูปที่ 4.23 ความสัมพันธ์ของรูปอลูมิเนียมกับค่าความเป็นกรด-ด่าง (Achak et. al., 2008)

จากผลการศึกษาค่า pH ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก พบว่าที่ pH เท่ากับ 9 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสูงสุดสามารถเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้  $\text{MPps-40} > \text{MPpe-40} > \text{MPpp-40}$  โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 28.59, 25.19 และ



24.86 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้ามีค่าศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันเท่ากับ +3.69, +6.50 และ +12.60 mV ตามลำดับ โดยเมื่อศักย์ซีต้ามีค่าเข้าใกล้ศูนย์มากจะแสดงถึงสมบัติความเป็นกลางทางไฟฟ้าหรือแสดงถึงความไม่เสถียรภาพของสารละลายไมโครพลาสติกส่งผลทำให้เกิดการตกตะกอนได้ง่ายทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงสุด ดังนั้น สภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกจึงเลือกใช้ค่า pH เท่ากับ 9 ที่ความเข้มข้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L และความเข้มข้นของ Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-40 และความเข้มข้นเท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-40 และ MPpe-40 เป็นสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติก

#### 4.5 ผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

จากผลการศึกษาสภาวะปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดไมโครพลาสติก MP-40 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันพบว่าที่ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L และความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-40 และความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-40 และ MPpe-40 และที่สภาวะความเป็นกรด-ด่างเริ่มต้นเท่ากับ 9 นำมาศึกษาผลของขนาดของไมโครพลาสติกขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 10-16; MP-16 ( $2,000 > x > 1,180 \mu\text{m}$ ), ขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 16-40; MP-40 ( $1,180 > x > 425 \mu\text{m}$ ) และขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 40-60; MP-60 ( $425 > x > 250 \mu\text{m}$ ) โดยมีรายละเอียดผลการศึกษา ดังนี้

ผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.19 พบว่าเมื่อไมโครพลาสติกมีขนาดใหญ่ขึ้นจาก MP-60, MP-40 และ MP-16 จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามขนาด เช่น MPpp มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกเท่ากับร้อยละ 21.88, 24.90 และ 26.39 ตามลำดับ และ MPpe มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกเท่ากับร้อยละ 22.59, 25.40 และ 28.73 ตามลำดับ และของ MPps มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกเท่ากับร้อยละ 23.08, 28.50 และ 30.11 ตามลำดับ

เนื่องจากไมโครพลาสติกที่มีขนาดใหญ่ขึ้นจาก MP-60, MP-40 และ MP-16 มีแนวโน้มที่จะทำลายความหนาของชั้นกระจายได้มากกว่าและส่งผลทำให้ค่าศักย์ซีต้ามีค่าเข้าใกล้ศูนย์มากยิ่งขึ้น โดยไมโครพลาสติกขนาดใหญ่จะมีความไม่เสถียรภาพมากกว่าไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็กเนื่องจากการสร้างและรวมตะกอนของอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีขนาดใหญ่จะสามารถรวมตัวกันเป็นตะกอนที่มีขนาดใหญ่และตกตะกอนได้ดีกว่าอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็กและแรงบีบอัดสองชั้นที่มากกว่าจึงส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกขนาดใหญ่มีประสิทธิภาพสูงกว่า (Zhang et al., 2021) จะเห็นได้จากผลการศึกษาในชุดทดลอง MPpp-60, MPpp-40 และ MPpp-16 มีค่าศักย์ซีต้าหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันเข้าใกล้ศูนย์ตามขนาดที่ใหญ่เพิ่มขึ้นมีค่าเท่ากับ +24.90, +12.60 และ +11.80 mV ตามลำดับ MPpe-60, MPpe-40 และ MPpe-16 มีค่าเท่ากับ +14.30, +9.46 และ +7.66 mV ตามลำดับ และ MPps-60, MPps-40 และ MPps-16 มีค่าเท่ากับ +13.40, +10.60 และ +6.50 mV ตามลำดับ ซึ่งจะสอดคล้องกับผลการศึกษา

ของ Shahi et al., 2020 พบว่า ขนาดของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนยังมีขนาดใหญ่ยังมีประสิทธิภาพการกำจัดสูง เนื่องจากมีความไม่เสถียรภาพที่มากกว่าไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็ก และสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Pivokonsky et al (2018) ระบุว่าไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนที่มีขนาดอนุภาคเล็กจะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพต่ำ เนื่องจากขนาดอนุภาคเล็กจะมีจำนวนมากทำให้ไม่สามารถทำลายเสถียรภาพได้ดีพอจึงส่งผลให้มีประสิทธิภาพการกำจัดได้ไม่เท่าที่ควร

ตารางที่ 4.19 ผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ช่วงขนาด	MPpp		MPpe		MPps	
	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)	Zeta Potential (mV)	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)	Zeta Potential (mV)	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)	Zeta Potential (mV)
MP-16	26.39	+11.80	28.73	+7.66	30.11	+6.50
MP-40	24.90	+12.60	25.40	+9.46	28.50	+10.60
MP-60	21.88	+24.90	22.59	+14.30	23.08	+13.40

ชุดทดลอง MPps มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสูงกว่า MPpe และ MPpp ตามลำดับ เนื่องจากความหนาแน่นจริงของไมโครพลาสติกที่แตกต่างกัน ซึ่งความหนาแน่นจริงส่งผลต่อประสิทธิภาพการตกตะกอน (Arvaniti et al., 2021) โดย MPps มีความหนาแน่นจริงสูงที่สุดดังแสดงในตารางที่ 4.8 ความหนาแน่นจริงของ MPps มีความหนาแน่นจริงเท่ากับ 1.04-1.07 g/cm<sup>3</sup> ซึ่งมีค่ามากกว่า MPpe และ MPpp โดยที่ MPpe มีความหนาแน่นจริงอยู่ที่ 0.94-0.98 g/cm<sup>3</sup> และ MPpp มีความหนาแน่นจริงอยู่ที่ 0.85-0.92 g/cm<sup>3</sup> ดังนั้น ความหนาแน่นจริงของไมโครพลาสติกที่มากขึ้นจะส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกมีค่าสูงขึ้นและความหนาแน่นจริงที่น้อยลงจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกมีค่าลดลง เนื่องจากความหนาแน่นจริงส่งผลต่อประสิทธิภาพการตกตะกอน (Arvaniti et al., 2021)

เมื่อพิจารณาลักษณะรูปร่างของตัวอย่างจากผลการศึกษาที่ 4.1.2 พบว่า MPps มีลักษณะสมมาตรและเมื่อพิจารณาจากค่า Elongation และค่า Straightness พบว่า ตัวอย่างมีความยาวที่เป็นเส้นตรงและมีความกว้างที่มาก ในขณะที่ MPpe และ MPpp มีลักษณะที่ไม่สมมาตรและเมื่อพิจารณาจากค่า Elongation และค่า Straightness พบว่า MPpe ตัวอย่างมีความยาวเป็นเส้นตรงมากกว่าความกว้าง และ MPpp ตัวอย่างมีความยาวเป็นเส้นตรงและมีความกว้างค่อนข้างแคบ และเมื่อพิจารณาลักษณะรูปร่างอัสถฐานวิทยาของตัวอย่างจากผลการศึกษาที่ 4.5.3 พบว่า MPps มีลักษณะพื้นผิวที่มีความหยาบหรือรูพรุนจำนวนมาก MPpe ตัวอย่างมีลักษณะพื้นผิวไม่เรียบคล้ายคลื่นทะเลตลอดทั่วพื้นผิว และ MPpp ตัวอย่างมีลักษณะเป็นแผ่นเรียบและมีความเป็นเส้นตรงซึ่งพื้นผิวของไมโครพลาสติกที่มีลักษณะหยาบจะส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกที่สูง



มากกว่าไมโครพลาสติกที่มีผิวเรียบ (Shahi et al., 2020; Jiang et al., 2006) ซึ่งผลการศึกษาสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Hassan et al., 2016 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดของไมโครพลาสติกที่มีพื้นผิวหยาบจะสูงกว่าไมโครพลาสติกที่มีพื้นผิวเรียบ เนื่องจากอนุภาคที่มีความหยาบกว่าจะมีพื้นที่ผิวมากกว่ามีโอกาสนในการสัมผัสและการยึดเกาะที่แข็งแรงมากกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับอนุภาคที่เรียบ ในทางกลับกันไมโครพลาสติกที่มีพื้นผิวหยาบจะมีความไม่สมดุลหรือเรียกว่าไม่เสถียรภาพมากกว่าไมโครพลาสติกที่มีพื้นผิวเรียบ (Shahi et al., 2020) เนื่องจากพื้นที่ผิวมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก โดยไมโครพลาสติกที่ไม่สมดุลหรือไม่เสถียรภาพเหล่านี้สามารถรวมตัวกันและตกตะกอนได้ดีมากกว่าเช่นเดียวกัน (Jiang et al., 2006)

#### 4.6 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

จากผลการศึกษาสภาวะปัจจัยที่มีต่อการกำจัดไมโครพลาสติก (MP-40) ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน พบว่า ที่ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L และความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp และ MPpe และความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps และที่สภาวะความเป็นกรด-ด่าง เริ่มต้นเท่ากับ 9 นำมาศึกษาผลของน้ำหนักที่แตกต่างกันของไมโครพลาสติก ได้แก่ 0.025, 0.050, 0.075, 0.100, 0.125, และ 0.150 g/L ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกมีรายละเอียดผลการศึกษาดังนี้

ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติก ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.20 และรูปที่ 4.24 พบว่าเมื่อไมโครพลาสติกมีน้ำหนักลดลงจาก 0.150 เป็น 0.025 g/L จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น เช่น MPpp-16 มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจากร้อยละ 21.85 เป็นร้อยละ 32.56 ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.21 และรูปที่ 4.25 ชุดทดลอง MPpe-16 มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจากร้อยละ 22.73 เป็นร้อยละ 34.12 และชุดทดลอง MPps-16 ในตารางที่ 4.22 และรูปที่ 4.26 มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจากร้อยละ 24.84 เป็นร้อยละ 35.63 จะเห็นได้ว่าผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสอดคล้องกับผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติก โดยพบว่าเมื่อไมโครพลาสติกมีขนาดเล็กลงจาก MP-16 เป็น MP-60 จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมีแนวโน้มลดลงตามขนาดที่เล็กลง เช่น ที่น้ำหนักไมโครพลาสติกเท่ากับ 0.025 g/L ชุดทดลอง MPpp-16 มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกสูงกว่า MPpp-60 มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกลดลงจากร้อยละ 32.56 เป็นร้อยละ 27.64 ชุดทดลอง MPpe-16 มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจากร้อยละ 34.12 เป็นร้อยละ 26.94 และชุดทดลอง MPps-16 มีประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจากร้อยละ 35.63 เป็นร้อยละ 28.35 จากผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกพบว่าประสิทธิภาพสูงสุดที่น้ำหนัก 0.025 g/L และขนาดของไมโครพลาสติกเท่ากับ MP-16 พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด MPpp-16, MPpe-16 และ MPps-16 เท่ากับร้อยละ 32.56, 34.12 และ 35.63 ตามลำดับ

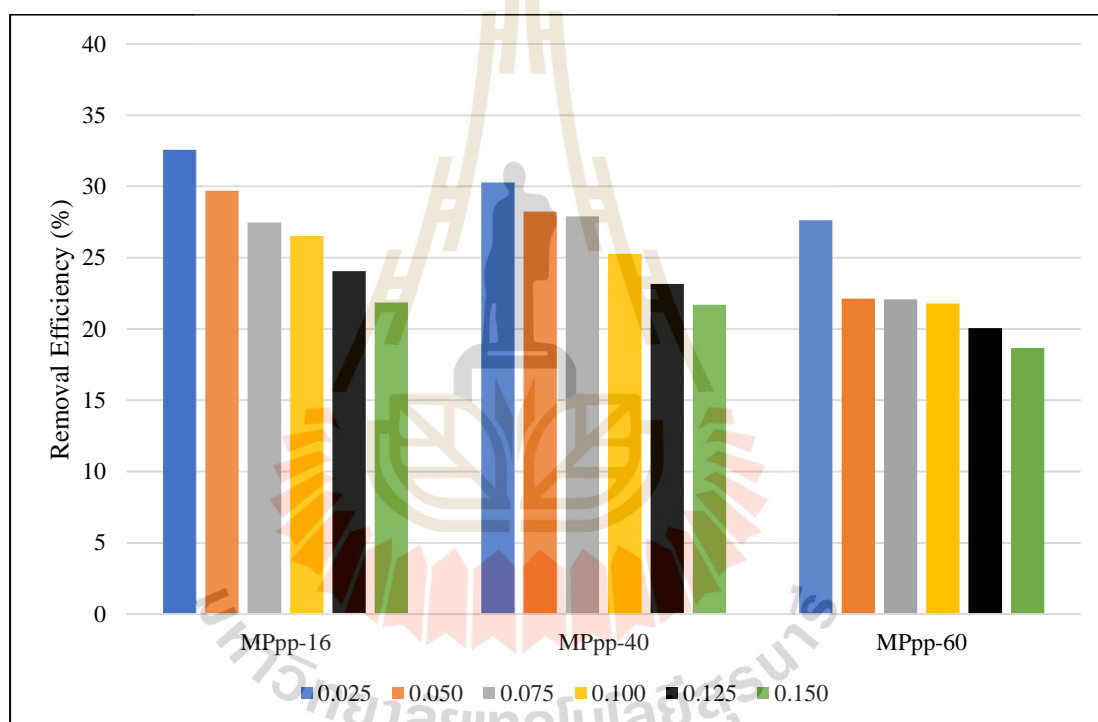
เนื่องจากปริมาณโคแอกกูแลนท์ที่เหมาะสม (Optimum dosage) แปรผกผันกับความเข้มข้นของคอลลอยด์ กล่าวคือ น้ำที่มีความขุ่นน้อยต้องใช้สารโคแอกกูแลนท์จำนวนมากจึงจะเกิด

โคแอกกูเลชันได้ดี ในทางตรงกันข้ามน้ำที่มีความขุ่นสูงอาจใช้สารโคแอกกูเลชันที่น้อยกว่า เนื่องจากน้ำที่มีความขุ่นน้อยจะมีโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคน้อย ดังนั้น แม้ว่าการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์จะเกิดขึ้นแล้วก็ตาม กระบวนการโคแอกกูเลชันอาจเกิดได้ไม่ดีเท่าที่ควร การใช้โคแอกกูเลชันปริมาณสูงเพื่อสร้างฟล็อกจำนวนมากสำหรับเป็นสารเป่าสัมผัสให้กับอนุภาคคอลลอยด์ แต่ในกรณีน้ำตัวอย่างที่มีความขุ่นสูงโอกาสสัมผัสย่อมมีมาก จึงไม่จำเป็นต้องใช้สารเท่ากับกรณีแรก (มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542) จากผลการศึกษาพบว่า น้ำหนักของไมโครพลาสติกที่ลดลงจาก 0.150 เป็น 0.025 g/L แสดงถึงจำนวนชิ้นของไมโครพลาสติกที่มีจำนวนชิ้นน้อยลง จากผลการศึกษาสถานะที่เหมาะสมใช้น้ำหนักไมโครพลาสติกเท่ากับ 0.100 g/L ดังนั้น เมื่อน้ำหนักของไมโครพลาสติกลดลงจะแสดงถึงจำนวนชิ้นของไมโครพลาสติกที่มีจำนวนชิ้นลดลงจึงส่งผลทำให้มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกมีค่าสูงขึ้น เนื่องจากน้ำตัวอย่างที่มีจำนวนชิ้นของไมโครพลาสติกน้อยต้องใช้สารโคแอกกูเลชันจำนวนมากจึงจะเกิดการโคแอกกูเลชันได้ดี ในขณะที่เมื่อน้ำหนักของไมโครพลาสติกเพิ่มขึ้นแสดงถึงจำนวนชิ้นของไมโครพลาสติกที่มีจำนวนชิ้นมากขึ้นจะส่งผลทำให้มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกมีค่าลดลง เนื่องจากน้ำตัวอย่างที่มีจำนวนชิ้นของไมโครพลาสติกที่มากขึ้นจำเป็นต้องใช้สารโคแอกกูเลชันที่น้อยลงจึงส่งผลทำให้เกิดการโคแอกกูเลชันได้ไม่ดีเท่าที่ควร ซึ่งผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกจะสอดคล้องกับผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติก เช่น ไมโครพลาสติกที่มีขนาดใหญ่ขึ้นจาก MP-16 เป็น MP-40 และ MP-60 ตามลำดับ จะแสดงถึงจำนวนไมโครพลาสติกที่มีจำนวนชิ้นเพิ่มมากขึ้นตามขนาดไมโครพลาสติกที่เล็กลง โดย MP-16 มีจำนวนชิ้นน้อยที่สุดเนื่องจากขนาดอนุภาคไมโครพลาสติกมีขนาดใหญ่กว่า MP-40 และ MP-60 ตามลำดับ ซึ่งผลการศึกษาจะสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกโดย MP-16 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกที่มีค่ามากกว่า MP-40 และ MP-60 ตามลำดับ

สำหรับน้ำหนักของไมโครพลาสติกเท่ากับ 0.025 กรัมต่อลิตร ทุกขนาดและทุกชนิดพลาสติกพบว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสูงที่สุด เนื่องจากปริมาณโคแอกกูเลชันที่เหมาะสมแปรผกผันกับความเข้มข้นของอนุภาคไมโครพลาสติก กล่าวคือ น้ำที่มีความเข้มข้นของไมโครพลาสติกหรืออนุภาคคอลลอยด์จำนวนน้อยจึงจะเกิดการโคแอกกูเลชันได้ดีกว่า และเมื่อพิจารณาถึงขนาดของไมโครพลาสติกที่แตกต่างกัน พบว่า ไมโครพลาสติกขนาดอยู่ในช่วงตะแกรงเบอร์ 10-16; MP-16ทุกชนิดพลาสติกมีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสูงที่สุด เนื่องจากการสร้างและรวมตะกอนของอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีขนาดใหญ่จะสามารถรวมตัวกันเป็นตะกอน ขนาดใหญ่และตกตะกอนได้ดีกว่าอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็ก และเมื่อพิจารณาถึงชนิดของไมโครพลาสติกที่แตกต่างกัน พบว่า MPps ทุกขนาดมีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสูงที่สุด เนื่องมาจากความหนาแน่นของไมโครพลาสติกที่แตกต่างกัน ซึ่งความหนาแน่นส่งผลต่อประสิทธิภาพการตกตะกอน

ตารางที่ 4.20 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

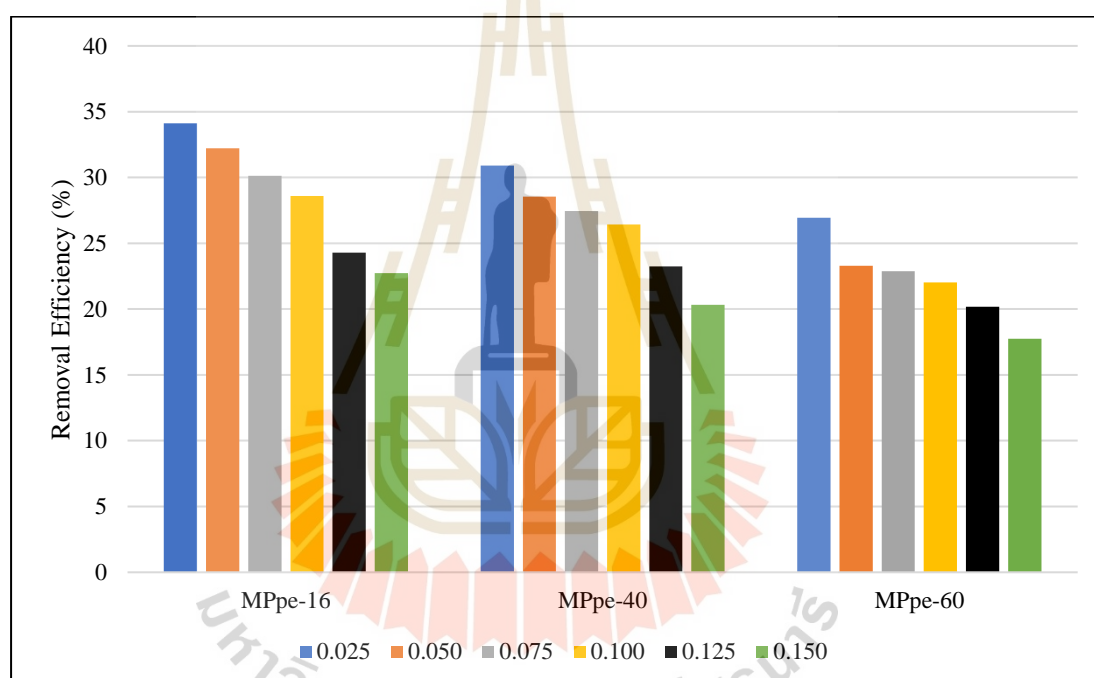
น้ำหนักของ ไมโครพลาสติก (g)	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)		
	MPpp-16	MPpp-40	MPpp-60
0.025	32.56	30.29	27.64
0.050	29.70	28.23	22.13
0.075	27.48	27.90	22.09
0.100	26.52	25.27	21.79
0.125	24.06	23.15	20.06
0.150	21.85	21.71	18.67



รูปที่ 4.24 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ตารางที่ 4.21 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

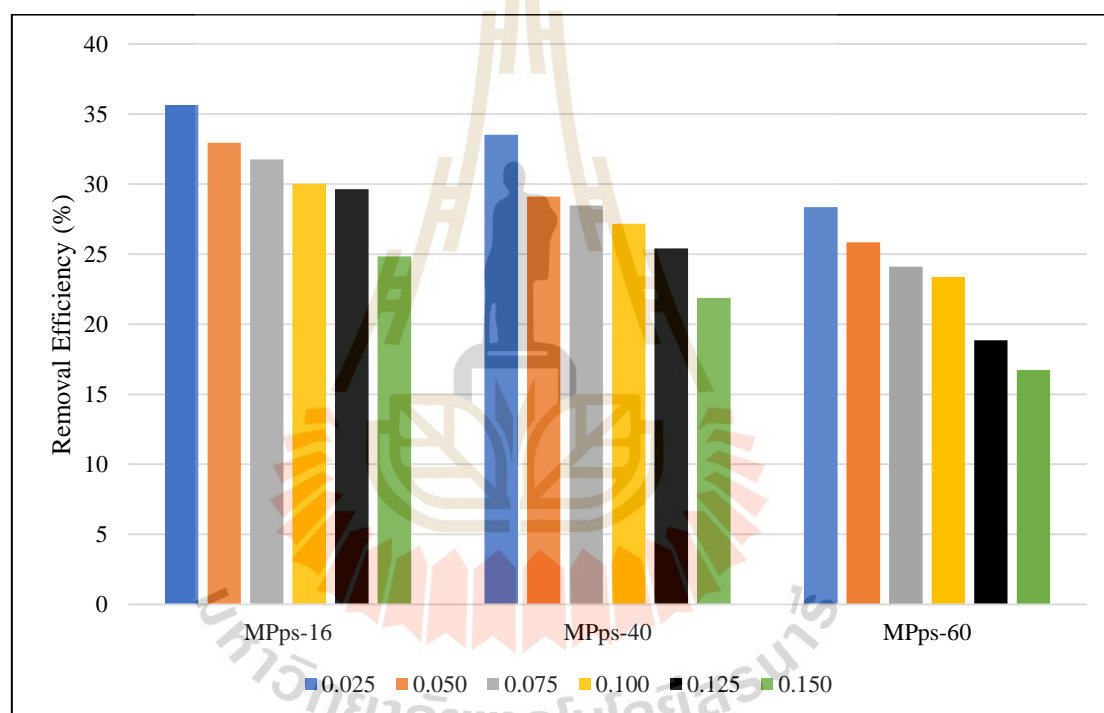
น้ำหนักของ ไมโครพลาสติก (g)	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)		
	MPpe-16	MPpe-40	MPpe-60
0.025	34.12	30.90	26.94
0.050	32.21	28.54	23.29
0.075	30.12	27.46	22.87
0.100	28.59	26.42	22.02
0.125	24.30	23.24	20.19
0.150	22.73	20.33	17.75



รูปที่ 4.25 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ตารางที่ 4.22 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

น้ำหนักของ ไมโครพลาสติก (g)	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)		
	MPps-16	MPps-40	MPps-60
0.025	35.63	33.52	28.35
0.050	32.95	29.10	25.83
0.075	31.76	28.47	24.11
0.100	30.01	27.16	23.37
0.125	29.64	25.41	18.86
0.150	24.84	21.87	16.72



รูปที่ 4.26 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

#### 4.7 ผลการศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

จากผลการศึกษาสภาวะปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดไมโครพลาสติก MP-40 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันพบว่าที่ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L และความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-40 และความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-40 และ MPpe-40 และที่สภาวะความเป็นกรด-ด่างเริ่มต้นเท่ากับ 9 นำตะกอนที่เกิดขึ้นไปตรวจวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างทางกายภาพการเกิดตะกอน



ได้แก่ ค่าศักย์ซีต้าด้วยเครื่องมือ Nano particle, FT-IR และ SEM โดยมีรายละเอียดผลการศึกษาดังนี้

#### 4.7.1 ผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติก

จากผลการศึกษาค่าศักย์ซีต้าหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันของชุดการทดลอง MP-40 ทั้ง 3 ชนิดไปตรวจค่าศักย์ซีต้า ดังแสดงในตารางที่ 4.17 พบว่า ค่าประสิทธิผลการกำจัดไมโครพลาสติกมีความสอดคล้องกับค่าศักย์ซีต้าหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน โดยพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกจะแปรผันตามค่าศักย์ซีต้าที่มีแนวโน้มเข้าใกล้ศูนย์หรือเข้าสู่ภาวะ Neutralization จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าค่าศักย์ซีต้าส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน

ค่าศักย์ซีต้าไม่ใช่ค่าประจุที่แท้จริงของอนุภาคแต่เป็นค่าศักย์ไฟฟ้าที่ชั้น Slipping plane ดังแสดงในรูปที่ 4.27 ที่ผิวนอกสุดของน้ำที่เคลื่อนที่ไปพร้อม ๆ กับอนุภาคคอลลอยด์ซึ่งบ่งบอกถึงค่าประจุโดยรวมที่พื้นผิวของอนุภาคและค่าที่วัดได้นี้จะสามารถนำไปพิจารณาสมบัติการกระจายตัวในระบบคอลลอยด์ของอนุภาค (ชนะชล แก้วถิ่น, 2562) จากภาพแสดงให้เห็นว่าค่าศักย์ซีต้าประกอบไปด้วย

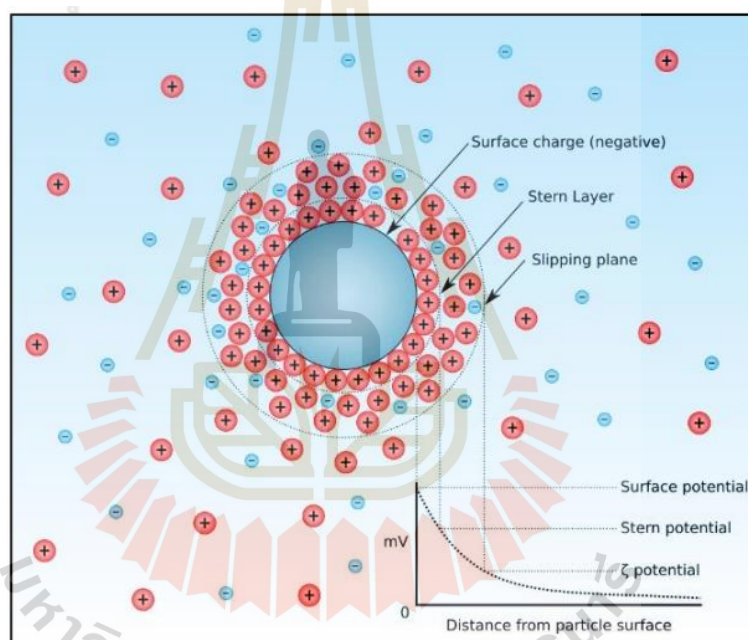
1) Stern layer คือ ชั้นของประจุบริเวณใกล้ ๆ กับผิวของอนุภาค ประจุบริเวณนี้ประกอบไปด้วยไอออนที่ผิวของอนุภาครวมทั้งไอออนอื่น ๆ ที่อยู่ห่างจากผิวของอนุภาคเท่ากับรัศมีของไอออนที่มีน้ำล้อมรอบ ซึ่งมีระยะห่างประมาณ 0.5 nm จากผิวของอนุภาคคอลลอยด์

2) Slipping plane คือ ชั้นด้านนอกสุดของประจุที่มีการอยู่อย่างหนาแน่น เมื่อประจุของอนุภาคคอลลอยด์และประจุที่อยู่ในชั้น Stern layer เกิดการเคลื่อนที่ การเคลื่อนที่ดังกล่าวทำให้เกิดระนาบของการแยก เรียกว่า Shear plane คือ ค่าความแตกต่างระหว่างศักย์ของสารละลายและศักย์ของ Shear plane เรียกว่า ค่าศักย์ไฟฟ้าซึ่งเป็นค่าที่สามารถวัดได้และจะใช้แทนค่า Stern potential ที่ไม่สามารถวัดได้โดยตรงจากการทดลอง

กลไกการลดความหนาของชั้นกระจายและการทำลายเสถียรภาพโดยกลไกการดูดติดผิวและทำลายประจุไฟฟ้าของอนุภาคคอลลอยด์ (มันคง ตันจุลเวศน์, 2542) ซึ่งจะมีผลในการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์ที่มักมีประจุเป็นลบให้กลายเป็นกลางส่งผลทำให้ค่าศักย์ซีต้าของอนุภาคคอลลอยด์ลดลงและทำให้ตกตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพมากขึ้น

ในกรณีที่ค่าศักย์ซีต้ามีแนวโน้มเป็นประจุบวกเพิ่มมากขึ้นจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกมีแนวโน้มลดลง เนื่องจากอลูมิเนียมส่วนใหญ่อยู่ในรูปสารประกอบเชิงซ้อนชนิด  $Al(OH)_2^{2+}$  และ  $Al(OH)_2^+$  ทำให้สารประกอบเชิงซ้อนประจุบวกดูดติดผิวอนุภาคมากขึ้นไปเกิดการสะเทินประจุที่ผิวของอนุภาคส่งผลทำให้ค่าศักย์ซีต้ามีค่าเป็นบวกเพิ่มขึ้นจึงส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกมีแนวโน้มลดลง ในกรณีที่ค่าศักย์ซีต้ามีแนวโน้มเป็นประจุลบมากขึ้นจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกลดลง เนื่องจากอลูมิเนียมส่วนใหญ่อยู่ในรูปสารประกอบเชิงซ้อนชนิด  $Al(OH)_4^-$  และ  $Al(OH)_5^{2-}$  ซึ่งมีประจุลบสูงมากแสดงถึงความมีเสถียรภาพจึงเกิดการผลักกันระหว่างประจุของอนุภาคไมโครพลาสติกที่มีประจุลบและอลูมิเนียมที่เป็นสารประกอบเชิงซ้อนจึงส่งผลทำให้ค่าศักย์ซีต้ามีค่าเป็นลบมากขึ้นจึงส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกมีแนวโน้มลดลง จากผลการศึกษา พบว่า ที่ pH เท่ากับ 9 มี

ค่าศักย์ซีต้าหลังการเกิดกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันที่เข้าใกล้ศูนย์มากที่สุดเรียงจากน้อยไปมากดังนี้ MPps-40 < MPpe-40 < MPpp-40 มีค่าศักย์ซีต้าเท่ากับ +3.69, +6.50 และ +12.60 mV ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่มีค่าสูงสุดเรียงลำดับจากมากไปน้อย คือ MPps-40 > MPpe-40 > MPpp-40 มีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 28.59, 25.19 และ 24.86 ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่าค่าศักย์ซีต้าหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันจะสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกยิ่งศักย์ซีต้าเข้าใกล้ศูนย์มากแสดงถึงสมบัติที่เป็นกลางทางไฟฟ้าจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกมีค่ามากขึ้น เนื่องจาก  $Al^{3+}$  จะรวมตัวกับ  $OH^-$  จะได้เป็นผลึกของ  $Al(OH)_3$  ส่งผลทำให้ความหนาของชั้นกระจายและค่าศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติกมีค่าลดลงส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกสูงขึ้น



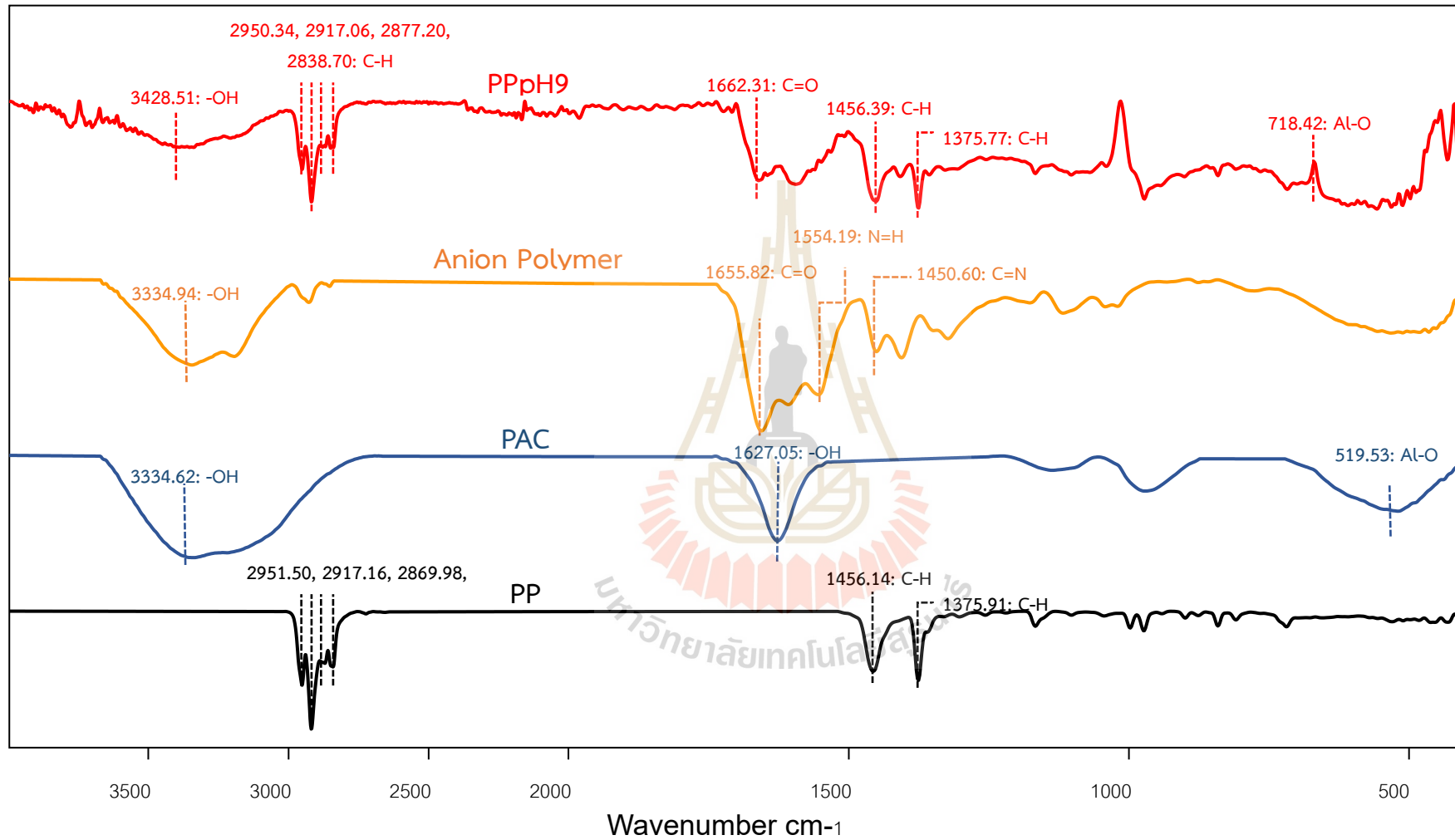
รูปที่ 4.27 แผนภาพปริมาณประจุและค่าศักย์ไฟฟ้าเทียบกับระยะทางจากพื้นผิวอนุภาค (Clogston et al., 2011)

#### 4.7.2 ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิด นำไมโครพลาสติกที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันไปตรวจวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Fourier transform Infrared Spectroscopy (FTIR) มีรายละเอียดผลการศึกษาดังนี้

#### 4.7.2.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40)

จากผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของตัวอย่าง MPpp-40 ก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชัน พบหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นสารประกอบ Alkane เป็นส่วนใหญ่ และหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่มีการเสีรูปของ  $\text{CH}_2$  และการเสีรูปของ  $\text{CH}_3$  ซึ่งหมู่ฟังก์ชันเหล่านี้เป็นหมู่ฟังก์ชันหลักของพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน โดยจากผลการศึกษาค่า pH ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจึงได้นำตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชันไปวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติกด้วยเทคนิค FT-IR ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.28 และตารางที่ 4.23 พบหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน ก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชันที่เป็นพิคหลัก เช่น หมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นสารประกอบ Alkane และหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่มีการเสีรูปของ  $\text{CH}_2$  และการเสีรูปของ  $\text{CH}_3$  ของพลาสติกที่มีความไม่แตกต่างกัน แต่เมื่อทำการพิจารณาค่า %Transmittance ซึ่งเป็นสัดส่วนปริมาณแสงที่ผ่านออกมาต่อปริมาณแสงที่ผ่านเข้าไปได้ในตัวอย่าง พบว่า ที่ pH มากกว่า 6 (ภาคผนวก ค.1) พบหมู่ฟังก์ชันที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $3300\text{-}3500\text{ cm}^{-1}$  เป็นสเปกตรัมของไฮดรอกไซด์ (OH) ที่มีค่าสูงขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับ pH น้อยกว่า 6 โดยหมู่ฟังก์ชันนี้จะแสดงถึงการมีอยู่ของไฮดรอกไซด์ (OH) ซึ่งเกิดจากการเติมสารเคมี NaOH เพื่อปรับค่า pH สอดคล้องกับผลการศึกษาค่า pH ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก และที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $1600\text{-}1700\text{ cm}^{-1}$  เป็นสเปกตรัมของเอไมด์ ซึ่งเกิดจากการเติมสาร Anion Polymer ซึ่งจับตัวกับ PAC เกิดการโคโรเลชันกับอนุภาคไมโครพลาสติก (Luo et al., 2021; Chon et al., 1999) และแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $600\text{-}700\text{ cm}^{-1}$  สิ่งนี้บ่งชี้ว่ามีพันธะใหม่เกิดขึ้นระหว่างอันตรกิริยาระหว่างไมโครพลาสติกและสารตกตะกอน PAC ที่มีลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบ โดยเกี่ยวข้องกับการสั่นองและการยืดออกของพันธะ Al-O (Zhou et al., 2021; McYotto et al., 2021; Wang et al., 2020; Maria Del Carman Prieto, 1994) สามารถยืนยันได้ว่าไมโครพลาสติกเกิดกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชันที่ผิวของไมโครพลาสติก เนื่องจากไม่พบแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $1600\text{-}1700\text{ cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นสเปกตรัมของเอไมด์และแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $600\text{-}700\text{ cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นสเปกตรัมของพันธะ Al-O ที่ผิวของไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลอคคูเลชัน



รูปที่ 4.28 ผลการศึกษา FT-IR spectrum ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิพรพิลีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน

ตารางที่ 4.23 ผลการศึกษา FT-IR ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH 5-12

หมู่ฟังก์ชัน	ประเภทของสารประกอบ	*สเปกตรัมก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (cm <sup>-1</sup> )	สเปกตรัมที่พบของไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (cm <sup>-1</sup> )							
			pH5	pH6	pH7	pH8	pH9	pH10	pH11	pH12
C-H Stretching (CH <sub>3</sub> )	Alkane	2951.50	2950.28	2950.33	2950.01	2950.47	2950.34	2950.48	2950.24	2950.08
C-H Stretching (CH <sub>3</sub> )	Alkane	2917.16	2917.43	2917.13	2917.10	2914.03	2917.04	2917.06	2917.06	2917.33
C-H Stretching (CH <sub>3</sub> )	Alkane	2869.98	2878.22	2868.12	2877.79	2877.18	2868.01	2877.20	2877.44	2867.67
C-H Stretching (CH <sub>3</sub> )	Alkane	2839.55	2849.38	2838.88	2849.09	2838.63	2839.82	2838.70	2838.74	2838.72
C=O Stretching	Amide	-	1663.27	1660.51	1662.24	1662.30	1662.31	1661.23	1662.16	1663.65
C-H Bending (CH <sub>2</sub> )	Alkane	1456.14	1456.62	1456.31	1456.19	1455.23	1456.39	1455.66	1455.46	1455.48
C-H Bending (CH <sub>3</sub> )	Alkane	1375.91	1375.71	1375.76	1375.73	1375.77	1375.77	1358.74	1375.71	1358.91
-OH Stretching	Hydroxyl	-	3431.87	3411.34	3397.92	3408.81	3428.51	3428.65	3374.60	3374.67
Al-O	Aluminum oxide	-	718.39	718.04	718.65	717.76	718.42	718.19	718.13	717.95

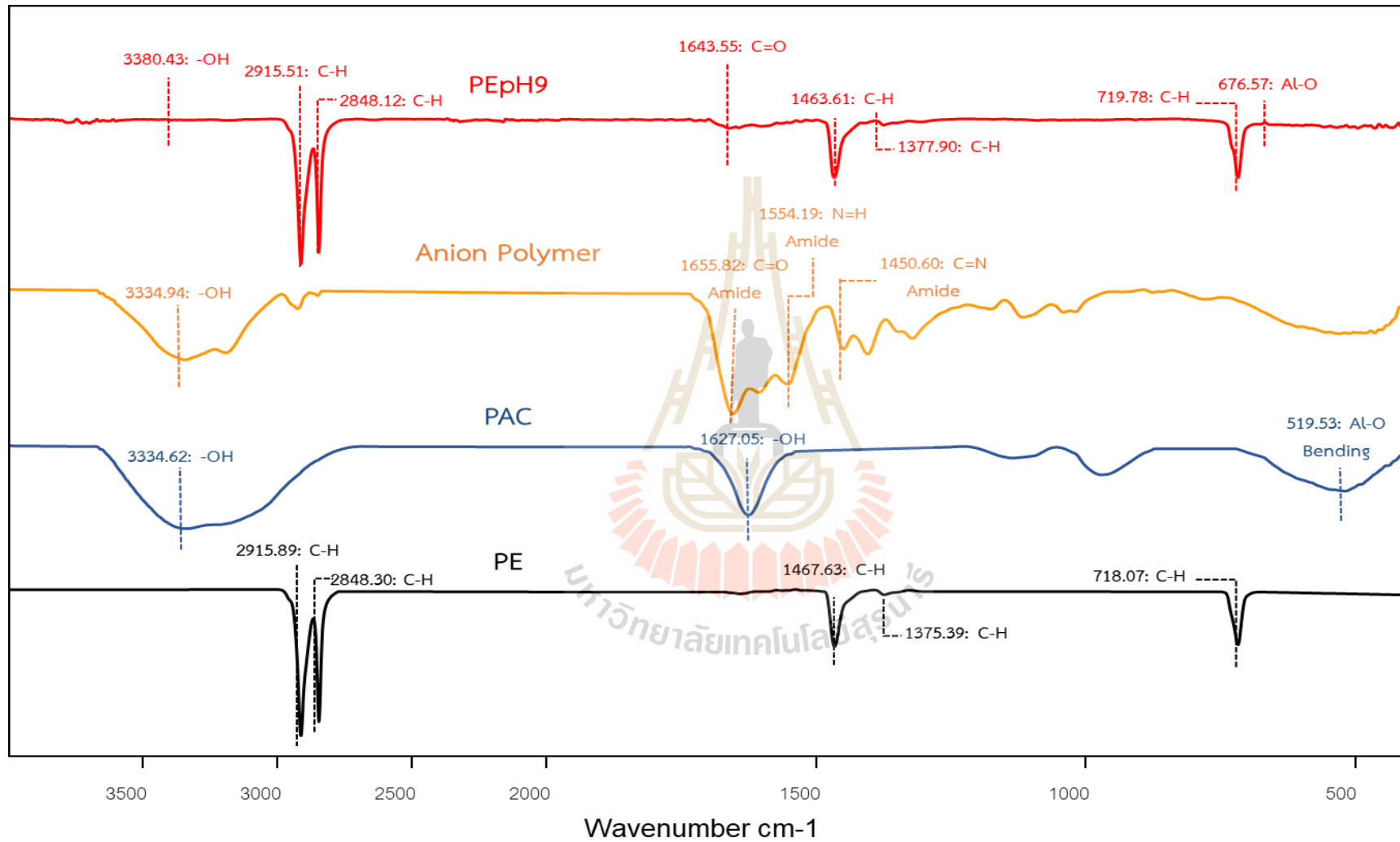
\* สเปกตรัมก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน คือ ไมโครพลาสติกตัวตั้งต้นที่ไม่ได้ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน



#### 4.7.2.2 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40)

จากผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของตัวอย่าง MPpe-40 ก่อนกระบวนการโคแออกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน พบหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) เป็นสารประกอบ Alkane โดยพิกนึ่งบ่งบอกถึงคุณสมบัติที่ชัดเจนของ MPpe (Tabatabaei et al., 2023; Gulmine et al., 2002) และไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นสารประกอบ Alkane ที่เป็นการสันสะเทือนที่เสีรูปร่างและโค้งงอที่แข็งแรง ซึ่งพบหมู่ฟังก์ชันไฮโดรคาร์บอน (C-H) เป็นสารประกอบ Alkane เหมือนกันกับ MPpp แต่ช่วงการสันสะเทือนของหมู่ฟังก์ชันที่พบแตกต่างกันโดย MPpe จะพบหมู่ฟังก์ชันที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $2800 - 2900 \text{ cm}^{-1}$  แต่ MPpp จะพบหมู่ฟังก์ชันที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $2800 - 3000 \text{ cm}^{-1}$  โดยจากผลการศึกษาค่า pH ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจึงได้นำตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแออกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชันไปวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติกด้วยเทคนิค FT-IR ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.29 และตารางที่ 4.24 พบหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนก่อนและหลังกระบวนการโคแออกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชันที่เป็นพิกหลัก เช่น หมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) เป็นสารประกอบ Alkane และไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นการสันสะเทือนที่เสีรูปร่างและโค้งงอของพลาสติกที่มีความไม่แตกต่างกัน แต่เมื่อทำการพิจารณาค่า %Transmittance ซึ่งเป็นสัดส่วนปริมาณแสงที่ผ่านออกมาต่อปริมาณแสงที่ผ่านเข้าไปได้ในตัวอย่าง พบว่า ที่ pH มากกว่า 6 พบหมู่ฟังก์ชันที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $3300-3500 \text{ cm}^{-1}$  เป็นสเปกตรัมของไฮดรอกไซด์ (OH) ที่มีค่าสูงขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับ pH น้อยกว่า 6 (ภาคผนวก ค.2) โดยหมู่ฟังก์ชันนี้จะแสดงถึงการมีอยู่ของไฮดรอกไซด์ (OH) ซึ่งเกิดจากการเติมสารเคมี NaOH เพื่อปรับค่า pH สอดคล้องกับผลการศึกษาค่า pH ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกและที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $1600 - 1700 \text{ cm}^{-1}$  เป็นสเปกตรัมของเอไมด์ ซึ่งเกิดจากการเติมสาร Anion Polymer ซึ่งจับตัวกับ PAC เกิดการไฮโดรไลเซตกับอนุภาคไมโครพลาสติก (Luo et al., 2021; Chon et al., 1999) และแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $600 - 700 \text{ cm}^{-1}$  สิ่งนี้บ่งชี้ว่ามีพันธะใหม่เกิดขึ้นระหว่างอันตรกิริยาระหว่างไมโครพลาสติกและสารตกตะกอน PAC ที่มีอลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบ โดยเกี่ยวข้องกับการสันงอและการยึดออกของพันธะ Al-O (Zhou et al., 2021; McYotto et al., 2021; Wang et al., 2020; Maria Del Carman Prieto, 1994) สามารถยืนยันได้ว่าไมโครพลาสติกเกิดกระบวนการโคแออกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชันที่ผิวของไมโครพลาสติก เนื่องจากไม่พบแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $1600 - 1700 \text{ cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นสเปกตรัมของเอไมด์และแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่  $600-700 \text{ cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นสเปกตรัมของพันธะ Al-O ที่ผิวของไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแออกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน





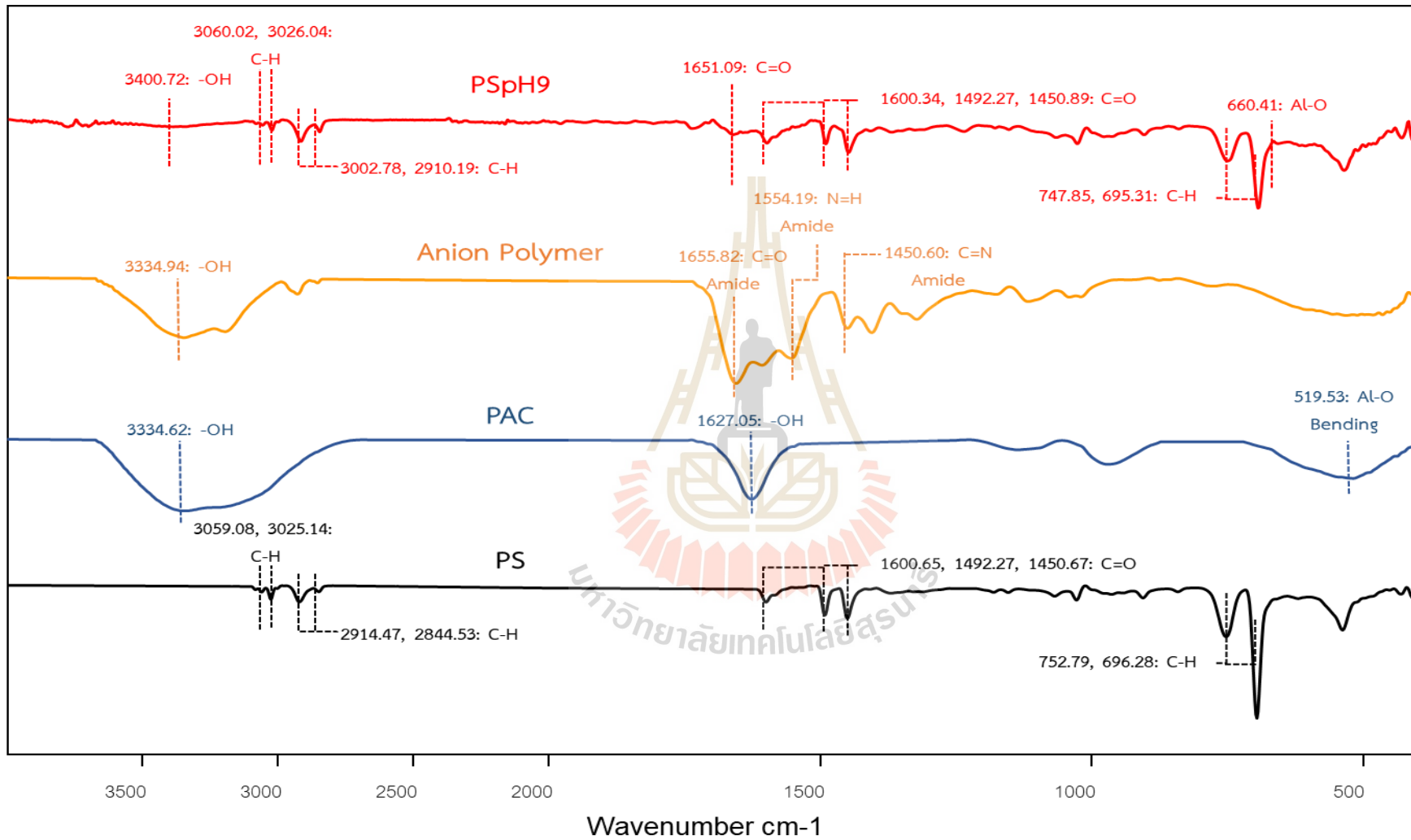
รูปที่ 4.29 ผลการศึกษา FT-IR spectrum ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน

ตารางที่ 4.24 ผลการศึกษา FT-IR ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH 5-12

หมู่ฟังก์ชัน	ประเภทของสารประกอบ	*สเปกตรัมก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (cm <sup>-1</sup> )	สเปกตรัมที่พบของไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (cm <sup>-1</sup> )							
			pH5	pH6	pH7	pH8	pH9	pH10	pH11	pH12
C-H Stretching (CH <sub>2</sub> )	Alkane	2914.88	2915.89	2914.93	2914.87	2915.13	2915.51	2914.88	2916.38	2914.92
C-H Stretching (CH <sub>2</sub> )	Alkane	2848.28	2848.48	2848.30	2848.28	2848.29	2848.11	2848.12	2848.04	2847.98
C=O Stretching	Amide	-	1644.03	1660.59	1661.45	1662.74	1643.55	1659.31	1659.08	1655.28
C-H Bending	Alkane	1467.63	1464.03	1468.22	1468.22	1467.97	1463.61	1466.56	1452.92	1464.17
C-H Deformation (CH <sub>3</sub> )	Alkane	1375.39	1376.13	1376.36	1376.33	1376.24	1377.90	1411.97	1406.24	1412.14
C-H rocking (CH <sub>2</sub> )	Alkane	718.07	717.20	718.07	717.99	718.14	717.78	718.05	716.87	718.05
-OH Stretching	Hydroxyl	-	3356.62	3400.14	3431.23	3397.03	3380.43	3373.93	3356.44	3373.81
Al-O	Aluminum oxide	-	675.29	658.98	660.64	677.65	675.57	628.69	677.74	675.48

#### 4.7.2.3 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40)

จากผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของตัวอย่าง MPps-40 ก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน พบหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นสารประกอบ Aromatics และไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นสารประกอบ Alkane พบหมู่อะโรมาติก (C=C) ที่เป็นสารประกอบ Aromatics ที่แตกต่างจาก MPpp และ MPpe และยังมีโครงสร้างที่เป็นลักษณะเฉพาะของ MPps-40 คือ วงแหวนเบนซีนที่มาจากการสั่นสะเทือนจากการดัดงอนออร์บิทัลของหมู่ C-H out-of-plane bending (Zhou et al., 2021; Fang et al., 2010) โดยจากผลการศึกษาค่า pH ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจึงได้นำตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันไปวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติกด้วยเทคนิค FT-IR ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.30 และตารางที่ 4.25 พบหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันที่เป็นพิคหลัก เช่น หมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นสารประกอบ Aromatics และ Alkane หมู่อะโรมาติก (C=C) ที่เป็นสารประกอบ Aromatics และหมู่ไฮโดรคาร์บอน out-of-plane bending ของพลาสติกที่มีความไม่แตกต่างกัน แต่เมื่อทำการพิจารณาค่า %Transmittance ซึ่งเป็นสัดส่วนปริมาณแสงที่ผ่านออกมาต่อปริมาณแสงที่ผ่านเข้าไปได้ในตัวอย่าง พบว่า ที่ pH มากกว่า 6 พบหมู่ฟังก์ชันที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 3300 - 3500  $\text{cm}^{-1}$  เป็นสเปกตรัมของไฮดรอกไซด์ (OH<sup>-</sup>) ที่มีค่าสูงขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับ pH น้อยกว่า 6 (ภาคผนวก ค.3) โดยหมู่ฟังก์ชันนี้จะแสดงถึงการมีอยู่ของไฮดรอกไซด์ (OH<sup>-</sup>) ซึ่งเกิดจากการเติมสารเคมี NaOH เพื่อปรับค่า pH สอดคล้องกับผลการศึกษาค่า pH ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกและที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 1600 - 1700  $\text{cm}^{-1}$  เป็นสเปกตรัมของเอไมด์ ซึ่งเกิดจากการเติมสาร Anion Polymer ซึ่งจับตัวกับ PAC เกิดการไฮโดรไลเซตกับอนุภาคไมโครพลาสติก (Luo et al., 2021; Chon et al., 1999) และแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 600 - 700  $\text{cm}^{-1}$  สิ่งนี้บ่งชี้ว่ามีพันธะใหม่เกิดขึ้นระหว่างอันตรกิริยาระหว่างไมโครพลาสติกและสารตกตะกอน PAC ที่มีลูมินีเยียมเป็นองค์ประกอบ โดยเกี่ยวข้องกับการสั่นงอและการยืดออกของพันธะ Al-O (Zhou et al., 2021; McYotto et al., 2021; Wang et al., 2020; Maria Del Carman Prieto, 1994) สามารถยืนยันได้ว่าไมโครพลาสติกเกิดกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันที่ผิวของไมโครพลาสติก เนื่องจากไม่พบแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 1600 - 1700  $\text{cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นสเปกตรัมของเอไมด์และแถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 600 - 700  $\text{cm}^{-1}$  ซึ่งเป็นสเปกตรัมของพันธะ Al-O ที่ผิวของไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน



รูปที่ 4.30 ผลการศึกษา FT-IR spectrum ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน

ตารางที่ 4.25 ผลการศึกษา FT-IR ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH 5-12

หมู่ฟังก์ชัน	ประเภทของสารประกอบ	*สเปกตรัมก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคูลชัน (cm <sup>-1</sup> )	สเปกตรัมที่พบของไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคูลชัน (cm <sup>-1</sup> )							
			pH5	pH6	pH7	pH8	pH9	pH10	pH11	pH12
C-H Stretching	Aromatics	3059.08	3059.72	3059.57	3059.26	3059.95	3060.02	3061.01	3059.47	3059.52
C-H Stretching	Aromatics	3025.14	3025.05	3025.33	3025.10	3025.19	3025.23	3026.04	3025.22	3025.25
C-H Stretching (CH <sub>2</sub> )	Alkane	2914.47	2921.33	2920.06	2919.46	2921.76	3002.78	2938.49	2919.63	2919.20
C-H Stretching (CH <sub>2</sub> )	Alkane	2844.53	2850.34	2848.04	2846.47	2848.12	2910.19	2908.68	2845.38	2846.54
C=O Stretching	Amide	-	1655.02	1658.39	1660.64	1647.92	1651.09	1652.18	1651.28	1665.20
C=O Stretching	Aromatics	1600.65	1600.63	1600.66	1600.63	1599.62	1600.34	1600.88	1600.32	1600.64
C=O Stretching	Aromatics	1492.27	1492.31	1492.41	1491.27	1492.11	1492.27	1492.90	1492.27	1492.29
C=O Stretching	Aromatics	1450.67	1450.88	1451.03	1450.86	1450.94	1450.89	1451.49	1450.85	1450.83
C-H “oop”	Aromatics	752.79	751.98	752.23	752.51	750.74	750.76	747.85	751.27	751.44
C-H “oop”	Aromatics	696.28	695.40	695.59	695.59	695.50	695.44	695.31	695.54	694.94
-OH stretch	Hydroxyl	-	3377.60	3390.12	3399.60	3399.35	3400.72	3335.78	3375.07	3400.04
Al-O	Aluminum oxide	-	660.65	662.36	662.24	661.20	660.41	658.48	660.68	663.41

### 4.7.3 ผลการศึกษาสัณฐานวิทยาของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาสัณฐานวิทยาของไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิด นำตะกอนของไมโครพลาสติกที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันไปตรวจวิเคราะห์รูปร่างอสัณฐานวิทยาของตัวอย่างไมโครพลาสติกด้วยเครื่องมือ Scanning Electron Microscope (SEM) มีรายละเอียดผลการศึกษาดังนี้

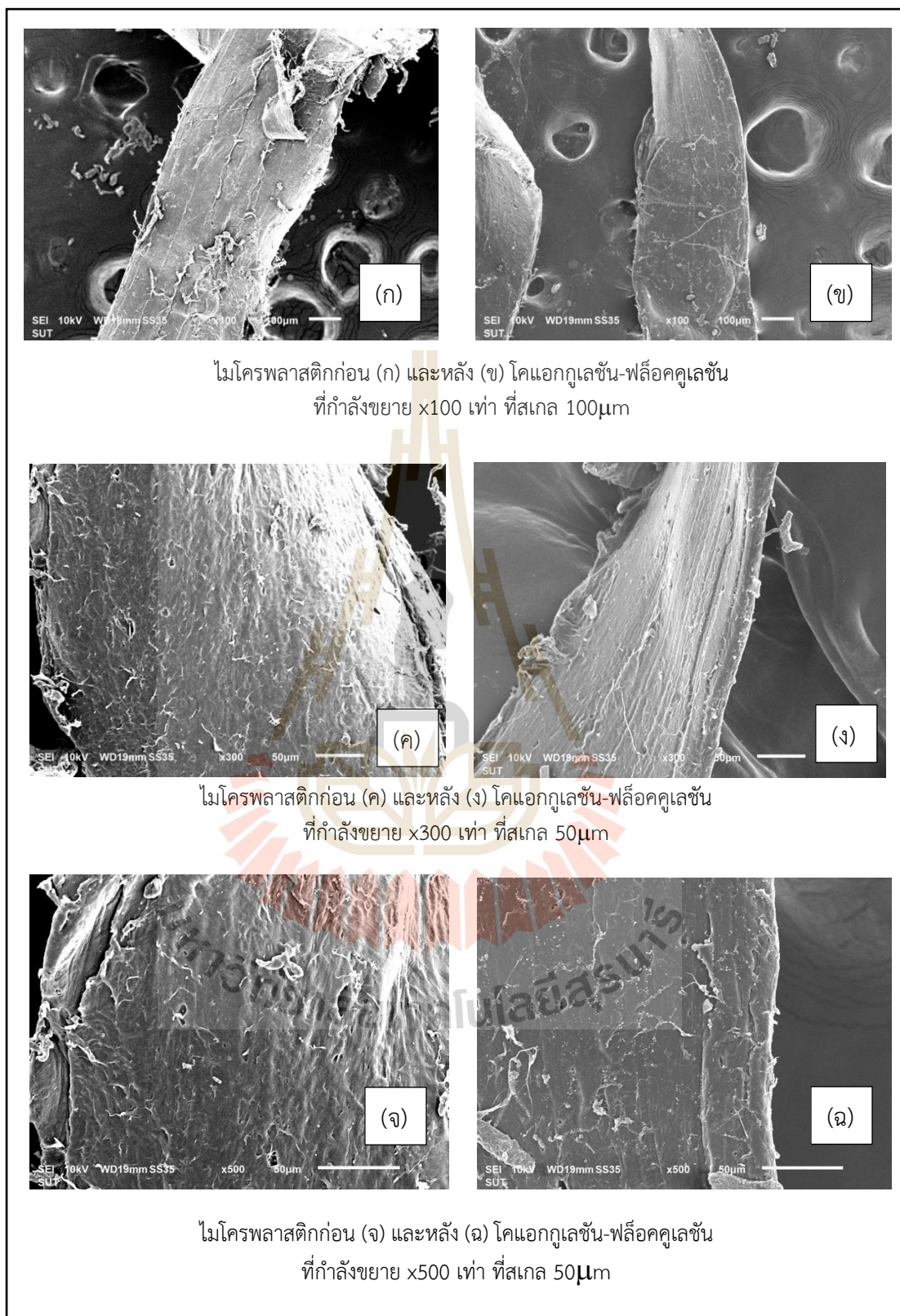
#### 4.7.3.1 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีน (MPpp-40)

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPpp-40 ด้วย SEM แสดงในรูปที่ 4.31 พบว่า ตัวอย่างไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน (รูปที่ 4.31 ก, ค และ จ) มีลักษณะเป็นแผ่นเรียบและมีความเป็นเส้นตรง พื้นผิวมีความแข็ง แห้ง กร้าน บริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะเป็นเส้นตรง พื้นผิวขรุขระไม่สม่ำเสมอทั่วบริเวณพื้นผิวพบมีรอยขีดข่วนจำนวนมาก และเมื่อเปรียบเทียบกับตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH เท่ากับ 9 แสดงในรูปที่ 4.31 (ข, ง และ ฉ) พบว่า ตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน มีลักษณะเรียบมากยิ่งขึ้น โดยมีเส้นใยที่มีความยาวเกิดขึ้น และมีอนุภาคเล็กจำนวนมากเกิดขึ้นที่ผิวของไมโครพลาสติก ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Adib et al (2022) ทำการศึกษาการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PAC เป็นสารตกตะกอนและ Polyacrylamide (PAM) เป็นสารช่วยตกตะกอน โดยใช้เครื่องมือ SEM ที่กำลังขยาย 50-710 เท่า พบว่า ตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันมีลักษณะที่เหนียวแน่นมากยิ่งขึ้น

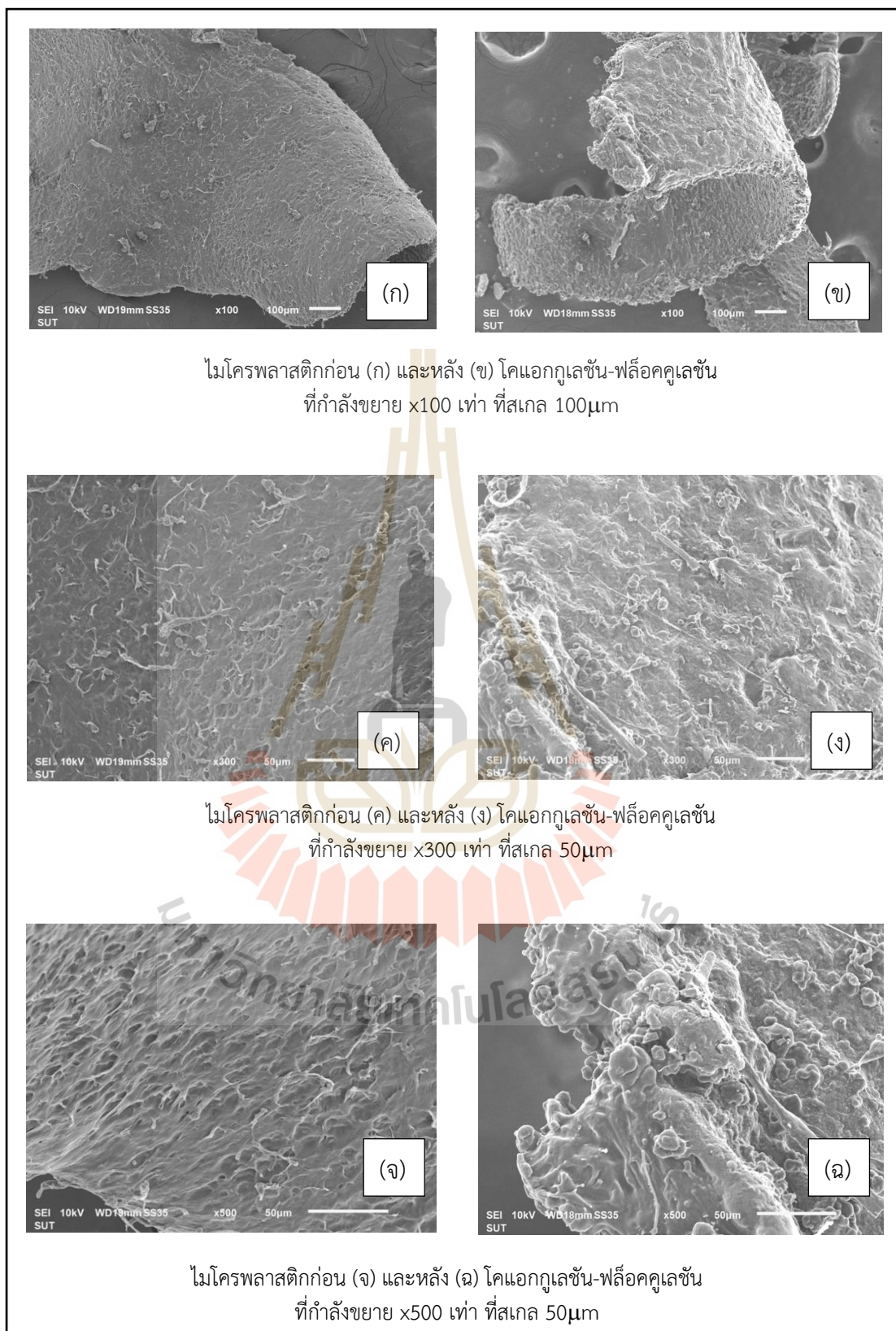
#### 4.7.3.2 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน (MPpe-40)

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPpe-40 ด้วย SEM แสดงในรูปที่ 4.32 พบว่า ตัวอย่างไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน (รูปที่ 4.32 ก, ค และ จ) มีลักษณะพื้นผิวไม่เรียบ บริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะเป็นเส้นที่โค้งงอ พื้นผิวมีลักษณะที่ขรุขระไม่สม่ำเสมอ มีรอยขีดข่วนคล้ายรอยแตกร้าวจำนวนมาก พื้นผิวโค้งงอคล้ายคลื่นทะเลตลอดทั่วพื้นผิว และเมื่อเปรียบเทียบกับตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH เท่ากับ 9 แสดงในรูปที่ 4.32 (ข, ง และ ฉ) พบว่า ตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน มีลักษณะเรียบ มีเส้นใยปกคลุมบริเวณทั่วพื้นผิวตัวอย่าง และมีอนุภาคเล็กจำนวนมากเกิดขึ้นที่ผิวของไมโครพลาสติก ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Zhou et al (2021) ทำการศึกษาการกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PAC และ  $FeCl_3$  เป็นสารตกตะกอนหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันพบอนุภาคนาโนขนาดเล็กจำนวนมากถูกกระจายบนพื้นผิวตัวอย่างไมโครพลาสติกที่ใช้ PAC และ  $FeCl_3$  เป็นสารตกตะกอน





รูปที่ 4.31 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน



รูปที่ 4.32 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน

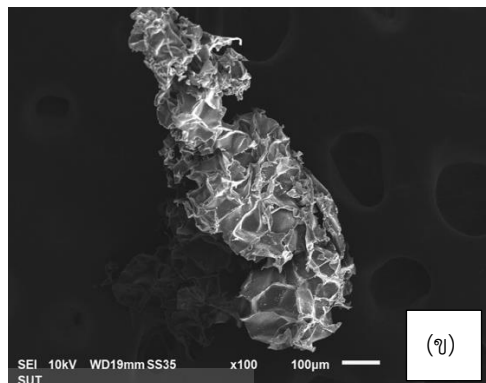
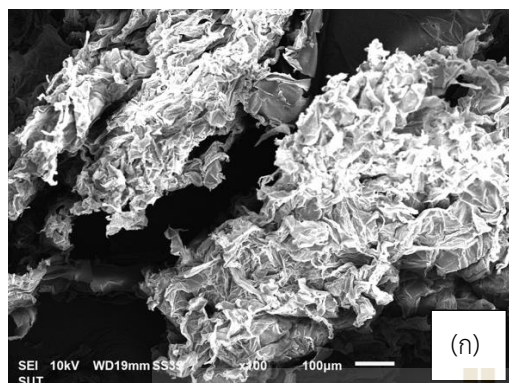


#### 4.7.3.3 ตัวอย่างไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีน (MPps-40)

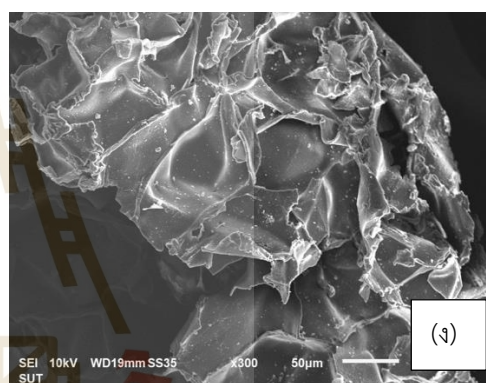
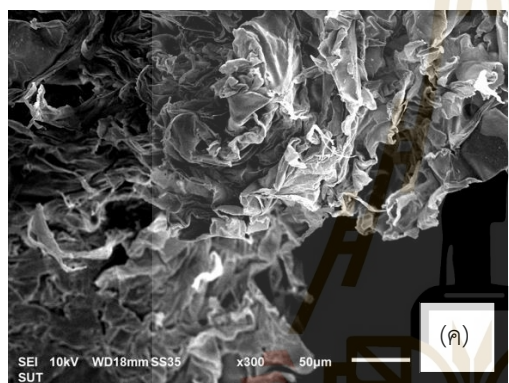
ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างของตัวอย่าง MPps-40 ด้วย SEM แสดงในรูปที่ 4.33 พบว่า ตัวอย่างไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน (รูปที่ 4.33 ก, ค และ จ) มีลักษณะไม่เรียบเนียนเป็นรอยหยักขนาดใหญ่ บริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะที่โค้ง งอ ทรงมน และเมื่อเปรียบเทียบกับตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH เท่ากับ 9 แสดงในรูปที่ 4.33 (ข, ง และ ฉ) พบว่า ตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันมีลักษณะที่โค้ง งอ ทรงมน ลดลงและมีอนุภาคเล็กจำนวนมากเกิดขึ้นที่ผิวของไมโครพลาสติก ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Zhou et al (2021) ทำการศึกษาโดยใช้เครื่องมือ SEM ที่กำลังขยาย 100 เท่า ไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนโดยใช้ PAC เป็นสารตกตะกอนตรวจพบอนุภาคขนาดเล็กจำนวนมาก ถูกกระจายบนพื้นผิวตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันและลักษณะของไมโครพลาสติกพอลิสไตรีนตะกอนจะมีพื้นผิวเรียบและมีความโค้งมนของผิวตัวอย่างมากยิ่งขึ้น

#### 4.7.3.4 เปรียบเทียบลักษณะรูปร่างอสังฐานวิทยาตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ทั้ง 3 ชนิด

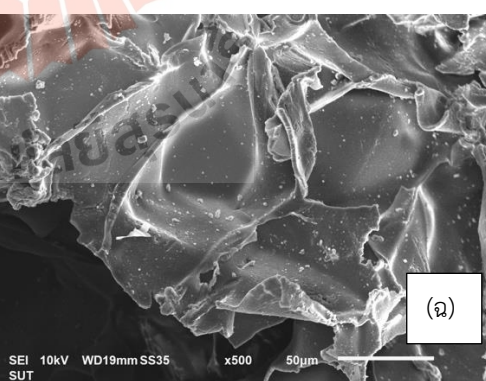
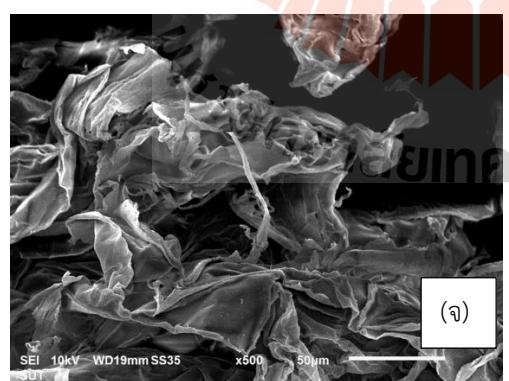
ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างอสังฐานวิทยาตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ทั้ง 3 ชนิด ตัวอย่างไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า พื้นผิวของไมโครพลาสติกที่มีความเรียบ และพบเส้นใยที่มีความยาวเกิดขึ้นบริเวณพื้นผิวของไมโครพลาสติกมากกว่าตัวอย่างไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน และพบอนุภาคขนาดเล็กจำนวนมาก ถูกกระจายบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Zhou et al (2021), Zhang et al (2021), Gandurina&Gervits, (1987) โดยอนุภาคขนาดเล็กที่เกิดขึ้นอาจเป็นโครงสร้างของฟองที่เกิดจากการชนกันระหว่างสารตกตะกอนและสารช่วยตกตะกอนกับอนุภาคในน้ำ ซึ่งทำให้ก่อตัวเป็นก้อนปึกคลุมที่พื้นผิวของอนุภาคอย่างสม่ำเสมอและหนาแน่น (Zhang et al., 2021)



ไมโครพลาสติกก่อน (ก) และหลัง (ข) โคแอกกูเลชัน-ฟลิวคูลูเลชัน  
ที่กำลังขยาย x100 เท่า ที่สเกล 100µm



ไมโครพลาสติกก่อน (ค) และหลัง (ง) โคแอกกูเลชัน-ฟลิวคูลูเลชัน  
ที่กำลังขยาย x300 เท่า ที่สเกล 50µm



ไมโครพลาสติกก่อน (จ) และหลัง (ฉ) โคแอกกูเลชัน-ฟลิวคูลูเลชัน  
ที่กำลังขยาย x500 เท่า ที่สเกล 50µm

รูปที่ 4.33 ภาพถ่ายไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน

#### 4.8 การประยุกต์ใช้ในงานด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

กระบวนการผลิตน้ำประปาเพื่อใช้ในการอุปโภคหรือบริโภคมีขั้นตอนและเทคนิคที่ต่างกักันขึ้นอยู่กับแหล่งน้ำดิบในแต่ละพื้นที่ โดยทั่วไปแล้วค่า pH ของน้ำดิบก่อนเข้ากระบวนการผลิตน้ำประปามักจะอยู่ในช่วง 6.5 - 8.5 (Fadzil et al., 2017; Obafemi et al., 2022) โดยกระบวนการผลิตน้ำในประเทศไทยส่วนใหญ่ใช้วิธีการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันเพื่อรวมสารแขวนลอยให้เป็นตะกอนขนาดใหญ่หรือฟล็อกโดยทั่วไปแล้ว ค่า pH ที่เหมาะสมสำหรับการใช้ PAC เป็นสารตกตะกอนจะควบคุมค่า pH อยู่ในช่วง 5.0 - 9.0 ซึ่งเป็นช่วงที่ PAC แยกตัวได้ดีที่สุด (Wei et al., 2015) โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดจะถูกกรองผ่านการกรองทราย (Sand Filtration) ซึ่งเป็นกระบวนการพื้นฐานของการผลิตน้ำประปาแล้วเข้าสู่ระบบทำลายเชื้อโรคด้วยคลอรีนก่อนจ่ายสู่ผู้บริโภค จากการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในระบบผลิตน้ำประปาหากน้ำผิวดินมีไมโครพลาสติกที่มีขนาดอยู่ในช่วง 1,180 - 425  $\mu\text{m}$  และน้ำหนกอยู่ในช่วง 0.010 กรัมต่อลิตร จะสามารถกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนได้ร้อยละ 24.86 ไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนร้อยละ 25.19 และไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนร้อยละ 28.59 ในสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L และความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนและไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนเท่ากับ 12 mg/L สำหรับไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนและที่สภาวะความเป็นกรด - ต่าง เริ่มต้นเท่ากับ 9 ที่สภาวะค่าความเป็นกรด-ต่างเท่ากับ 9 แต่จะส่งผลกระทบต่อระบบผลิตน้ำประปาเนื่องจากมาตรฐานน้ำประปาคควบคุมสภาวะค่าความเป็นกรด - ต่างเท่ากับ 6.5 - 8.5 (World Health Organization : WHO) ดังนั้น สภาวะที่เหมาะสมในการผลิตน้ำประปาที่ค่าความเป็นกรด-ต่างเท่ากับ 7 จะสามารถกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนได้ร้อยละ 20.59 ไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนร้อยละ 19.75 และไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนร้อยละ 22.45 เมื่อผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันจะยังหลงเหลือไมโครพลาสติกที่ยังไม่ถูกกำจัดในระบบผลิตน้ำประปา ไมโครพลาสติกจะเข้าสู่ระบบกรองที่มีชั้นกรวด ทราย ถ่านกัมมันต์หรือเมมเบรนและระบบฆ่าเชื้อเช่น คลอรีน ทั้งสองระบบนี้สามารถกำจัดไมโครพลาสติกได้อย่างต่อเนื่อง (Schurer et al., 2020; Kok et al., 2019) เพื่อผลิตเป็นน้ำประปาสำหรับอุปโภคหรือบริโภคได้ต่อไป

จากผลการศึกษาสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียได้โดยพบว่าสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียก่อนทิ้งลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะจะสามารถกำจัดไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนได้ร้อยละ 27.64 ไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนร้อยละ 26.94 และไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนร้อยละ 28.35 ในสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L และความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L สำหรับไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนและไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนเท่ากับ 12 mg/L สำหรับไมโครพลาสติกชนิดพอลิสไตรีนและที่สภาวะความเป็นกรด - ต่าง เท่ากับ 9 เมื่อไมโครพลาสติกถูกกำจัดโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชันก่อนทิ้งลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะต่อไปเพื่อใช้เป็นแหล่งน้ำดิบผลิตน้ำประปา

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพและปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน และการศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติกสามารถนำไปประยุกต์ใช้กับไมโครพลาสติกที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติได้ แต่ผลลัพธ์และประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกจะแตกต่างกัน เนื่องจากไมโครพลาสติกที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติเกิดจากการแตกหักและสึกกร่อนจากแสงแดดหรือคลื่นอีกทั้งไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำธรรมชาติจะดูดซับน้ำหรือสารเคมีจากสิ่งแวดล้อมเข้าไปในเนื้อพลาสติกได้โดยโมเลกุลของน้ำสามารถทำการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) บนผิวของไมโครพลาสติกเป็นระยะเวลาอันยาวนานส่งผลต่อกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันซึ่งเป็นปรากฏการณ์ที่สามารถเกิดขึ้นได้บนผิวของไมโครพลาสติก (Andrady et al., 2011; Eitzen et al., 2018) และไมโครพลาสติกที่สังเคราะห์ขึ้นเองอาจมีการคงเหลืออยู่ของสารเติมแต่ง (Additives) ที่มาจากการขึ้นรูปของพลาสติกตั้งต้นต่าง ๆ จึงทำให้มีความแตกต่างของน้ำหนักไมโครพลาสติกที่เกิดขึ้นในแหล่งน้ำตามธรรมชาติและไมโครพลาสติกที่สังเคราะห์ขึ้นเอง แต่หลักการและวิธีการศึกษาของกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันสามารถนำไปปรับใช้ให้เหมาะสมต่อสภาพแหล่งน้ำดิบหรือแหล่งน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติได้ต่อไป จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็กจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันที่ต่ำกว่าไมโครพลาสติกที่มีขนาดใหญ่ ดังนั้นหากในระบบผลิตน้ำประปามีไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็กจำนวนมากจึงจำเป็นต้องใช้ระบบอื่นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็ก เช่น กระบวนการกรองด้วยเมมเบรน กระบวนการฆ่าเชื้อด้วยคลอรีนหรือโอโซน เป็นต้น เพื่อกำจัดไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็กออกจากระบบผลิตน้ำประปาและระบบบำบัดน้ำเสียก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมซึ่งมีผลต่อระบบนิเวศและสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ และลดความเสี่ยงทางสุขภาพจากการบริโภคหรืออุปโภคอาหารและน้ำดื่มที่ปนเปื้อนไมโครพลาสติก



## บทที่ 5

### สรุปผลการศึกษา

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน ทำการศึกษาผลของปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน รวมถึงศึกษาโครงสร้างกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติก เพื่อนำไปใช้ประโยชน์ในการปรับปรุงระบบตกตะกอนทางเคมีเพื่อผลิตน้ำประปาและระบบบำบัดน้ำเสีย สรุปผลการศึกษาดังต่อไปนี้

#### 5.1 ผลการศึกษาไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูชัน

##### 5.1.1 การศึกษาขนาดและรูปร่างของตัวอย่างไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิดด้วยเครื่องมือ Laser Particle Size, RODOS และ SEM พบว่า ตัวอย่าง MPpp-40 มีค่าเฉลี่ยขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเท่ากับ 954.70892  $\mu\text{m}$  มีค่า Elongation อยู่ในช่วง 0.02-0.09 ตัวอย่างมีรูปร่างไม่สมมาตร โดยมีความเป็นเส้นตรงมากและมีความกว้างน้อยมาก พื้นผิวขรุขระไม่สม่ำเสมอทั่วบริเวณ แห่ง กร้านบริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะเป็นเส้นตรง ตัวอย่าง MPpe-40 มีค่าเฉลี่ยขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเท่ากับ 911.2334  $\mu\text{m}$  มีค่า Elongation อยู่ในช่วง 0.12 - 0.37 ตัวอย่างมีรูปร่างสมมาตร โดยมีความเป็นเส้นตรงมากและมีความกว้างมากกว่า MPpp พื้นผิวมีลักษณะที่ขรุขระไม่สม่ำเสมอ ไม่เรียบ บริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะเป็นเส้นที่โค้งงอ มีรอยขีดข่วนคล้ายรอยแตกจำนวนมาก และตัวอย่าง MPps-40 มีค่าเฉลี่ยขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเท่ากับ 673.19434  $\mu\text{m}$  มีค่า Elongation อยู่ในช่วง 0.11 - 0.31 ตัวอย่างมีรูปร่างสมมาตรโดยที่ตัวอย่างมีความยาวใกล้เคียงกับความกว้าง พื้นผิวเรียบเนียนเป็นรอยหยักขนาดใหญ่ บริเวณขอบของตัวอย่างมีลักษณะที่โค้ง งอ ทรงมน

##### 5.1.2 การศึกษาลักษณะสมบัติทางเคมีของตัวอย่างไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาตัวอย่างไมโครพลาสติก MP-40 ทั้ง 3 ชนิดด้วยเครื่องมือ Nano Particle และ FT-IR พบว่า ที่ pH เท่ากับ 7 ตัวอย่าง MPpp-40 MPpe-40 และ MPps-40 มีค่าศักย์ซีต้าที่ผิวของไมโครพลาสติกเป็นลบมีค่าเท่ากับ -6.60, -5.16 และ -3.57 mV ตามลำดับ และหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของ MPpp-40 MPpe-40 มีแถบการดูดกลืนแสงซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นสารประกอบ Alkane ที่ใกล้เคียงกัน ซึ่งจะแตกต่างกับ MPps-40 เนื่องจาก MPps-40 มีแถบการดูดกลืนแสงซึ่งเป็นการสั่นสะเทือนของโมเลกุลแบบยืดหดตามแนวแกนของหมู่ไฮโดรคาร์บอน (C-H) ที่เป็นสารประกอบ Aromatics และยังมีโครงสร้างวงแหวนเบนซีนจากการสั่นสะเทือนการดัดงอนอกระนาบของหมู่ C-H out-of-plane bending

## 5.2 ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูชัน

ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูชัน ได้แก่ ความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสม ความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่เหมาะสม และความเป็นกรด - ต่างที่เหมาะสมมีรายละเอียดผลการศึกษาดังนี้

### 5.2.1 ผลการศึกษาของ MPpp-40

ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูชัน พบว่า ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L และความเป็นกรด-ต่างเท่ากับ 9 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกร้อยละ 24.86

### 5.2.2 ผลการศึกษาของ MPpe-40

ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูชัน พบว่า ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer เท่ากับ 14 mg/L และความเป็นกรด-ต่างเท่ากับ 9 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกร้อยละ 25.19

### 5.2.3 ผลการศึกษาของ MPps-40

ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูชัน พบว่า ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L และความเป็นกรด-ต่างเท่ากับ 9 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกร้อยละ 28.59

### 5.2.4 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อการกำจัดไมโครพลาสติก พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกเรียงลำดับจากสูงไปต่ำดังนี้ MP-16>MP-40>MP-60 ตามลำดับ โดยชุดทดลอง MPpp-16, MPpe-16 และ MPps-16 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงสุดเท่ากับร้อยละ 26.39, 28.73 และ 30.11 ตามลำดับ ในสภาวะความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L ความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-16 และเท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-16 และ MPpe-16 และที่สภาวะความเป็นกรด - ต่าง เริ่มต้นเท่ากับ 9

### 5.2.5 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกที่มีผลต่อการกำจัดไมโครพลาสติก พบว่า ที่น้ำหนัก 0.025 g/L ของ MP-16 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกเรียงลำดับจากสูงไปต่ำดังนี้ MPps-16>MPpe-16>MPpp-16 มีประสิทธิภาพในการกำจัดเท่ากับร้อยละ 35.63, 34.12 และ 32.56 ตามลำดับ ในสภาวะความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC เท่ากับ 100 mg/L ความเข้มข้นเริ่มต้น Anion Polymer เท่ากับ 12 mg/L สำหรับ MPps-16 และเท่ากับ 14 mg/L สำหรับ MPpp-16 และ MPpe-16 และที่สภาวะความเป็นกรด - ต่าง เริ่มต้นเท่ากับ 9

### 5.3 ผลการศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติก ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน

ผลการศึกษาโครงสร้างทางกายภาพและเคมีของการเกิดตะกอนไมโครพลาสติก ได้แก่ ค่าศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติก ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก และผลการศึกษาออสันฐานวิทยาของไมโครพลาสติกมีรายละเอียดผลการศึกษา ดังนี้

#### 5.3.1 ผลการศึกษาศักย์ซีต้าของไมโครพลาสติก

จากผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไมโครพลาสติก MP-40 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน พบว่า ค่าศักย์ซีต้าของสารละลายไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันที่มีค่าเข้าใกล้ศูนย์มากที่สุดของชุดทดลอง MPpp-40, MPpp-40 และ MPps-40 มีค่าเท่ากับ +12.60, +6.50 และ +3.69 mV ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกที่มีค่าสูงสุดเท่ากับร้อยละ 24.86, 25.19 และ 28.59 ตามลำดับ

#### 5.3.2 ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก (MP-40) ทั้ง 3 ชนิด หลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน พบว่า MPpp-40, MPpe-40 และ MPps-40 พบหมู่ไฮดรอกไซด์ (OH) ที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 3,300 - 3,500  $\text{cm}^{-1}$  ซึ่งบ่งบอกถึงการมีอยู่ของไฮดรอกไซด์จากการปรับค่ากรด - ด่าง และพบหมู่ Amide ที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 1,600 - 1,700  $\text{cm}^{-1}$  ซึ่งบ่งบอกถึงการมีอยู่ของ Anion Polymer และหมู่ Aluminum oxide ที่แถบการดูดกลืนแสงที่ความถี่ 600 -700  $\text{cm}^{-1}$  ซึ่งบ่งบอกถึงการมีอยู่ของพันธะ Al-O ที่มาจาก PAC ที่มีอลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบ และสามารถยืนยันได้ว่าเกิดกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชันที่ผิวของไมโครพลาสติก

#### 5.3.3 ผลการศึกษาออสันฐานวิทยาของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาลักษณะรูปร่างออสันฐานวิทยาตัวอย่างไมโครพลาสติก (MP-40) ทั้ง 3 ชนิดหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน พบว่า MPpp-40 มีลักษณะเรียบเนียนโดยมีเส้นใยที่มีความยาวเกิดขึ้น MPpe-40 มีลักษณะเรียบเนียนและมีเส้นใยปกคลุมบริเวณทั่วพื้นผิวตัวอย่าง และพบอนุภาคขนาดเล็กจำนวนมากที่บริเวณพื้นผิวตัวอย่าง และ MPps-40 มีลักษณะที่โค้ง งอ ทรงมน และมีอนุภาคขนาดเล็กจำนวนมากที่พบบริเวณพื้นผิวตัวอย่างแตกต่างจากก่อนเกิดกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน

### 5.4 ข้อเสนอแนะ

5.4.1 ควรทำการศึกษาไมโครพลาสติกแหล่งน้ำผิวดินในประเทศไทยเพื่อศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกที่เกิดขึ้นเพื่อเป็นตัวแทนของการกำจัดไมโครพลาสติกโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน

5.4.2 ควรทำการศึกษาไมโครพลาสติกแหล่งน้ำเสียเพื่อทราบถึงกลไกและปฏิกิริยาของไมโครพลาสติกที่เปลี่ยนแปลง

## เอกสารอ้างอิง

- ชนะชล แก้วลีน. (2562). การควบคุมพฤติกรรมการเปลี่ยนสีของวัสดุเชิงประกอบระดับนาโนเมตร พอลิไดแอเซทิลีน/ซิงก์(II)ไอออน/ซิลิกา โดยการปรับเปลี่ยนค่าพีเอช. สาขาวิชาเทคโนโลยี เซรามิก ภาควิชาวัสดุศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ชนสินทร์ ่องอาจ และวัชรภรณ์ ตันติพนาทิพย์. (2021). การปนเปื้อนของไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำ ผิวดินกรณีศึกษา คลองท่อ จังหวัดพระนครศรีอยุธยา. วารสารวิทยาศาสตร์บูรพา ปี ที่ 27 (ฉบับที่ 2).
- มันสิน ตันทุลเวศม์. (2542). วิศวกรรมประปา. เล่ม 2. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์ มหาวิทยาลัย.
- มัลลิกา ปัญญาคะโป. (2556). การบำบัดน้ำและน้ำเสียด้วยวิธีการทางกายภาพและเคมี. พิมพ์ครั้งที่ 1. นครปฐม: มหาวิทยาลัยศิลปากร.
- มัลลิกา ปัญญาคะโป และผ่องศรี เผ่าภูรี. (2550). การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติซึ่งเป็นสารตั้งต้น ในการเกิดสารประกอบไตรฮาโลมีเทนในระบบประปาด้วยกระบวนการสร้างและรวมตะกอน กรณีตัวอย่างแม่น้ำแม่กลอง ในแบบเสนอโครงการวิจัยทุนอุดหนุนการวิจัยของคณะ วิทยาศาสตร์ มหาลัยศิลปากร. นครปฐม.
- วาฬิกา ภาณุพินทุ. (2557). การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานข้าวแควด้วยกระบวนการสร้างตะกอน ร่วมกับระบบห้ำกรองน้ำเสียและพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมของโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนา สิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- เอกรัตน์ วงษ์แก้ว. (2557). การสังเคราะห์ออกไซด์ผสมคอปเปอร์ออกไซด์นาโน และศึกษา การกระจายตัวของอนุภาคในน้ำ. ภาควิชาวิศวกรรมเคมีคณะวิศวกรรมศาสตร์. มหาวิทยาลัย บูรพา.
- Aboulhassan, M., Souabi, S., Yaacoubi, A., Baudu, M. (2006). Improvement of paint effluents coagulation using natural and synthetic coagulant aids. Journal of Hazardous Materials. Vol. 138, Issue 1, Pages 40-45.
- Adib, D., Mafifholami, R., Tabeshkia, H., Walker, T. (2022). Optimization of polypropylene microplastics removal using conventional coagulants in drinking water treatment plants via response surface methodology. Journal of Environmental Health Science and Engineering. 20:565–577.
- Alam, F., Sembiring, E., Muntalif, B., Suendo, V. (2019). Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). Chemosphere. Vol. 224, Pages 637-645.

- Amundsen, T.D., Zastrow, D.J., and Wagner, A.L. (2013). Coagulation and ultrafiltration of high-alkalinity graywater [On-line]. Available: <https://www.aiche.org>.
- Andena, L., Caimmi, F., Leonardi, L., Nacucchi, M., Pascalis, F. (2018). Compression of polystyrene and polypropylene foams for energy absorption applications: A combined mechanical and microstructural study. Volume 55, Issue 1. <https://doi.org/10.1177/0021955X18806794>
- Andrady, A. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. Volume 62, Issue 8, Pages 1596-1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 364(1526), 1977–1984.
- Arvaniti, O., Antonopoulou, G., Tsagkogianni, D., Stasinakis, A. (2021). Screening on the sorption of emerging contaminants to polystyrene and polyethylene and use of coagulation –flocculation process for microplastics removal. *Global NEST Journal*, Vol 23, pp 1-6.
- Azizi, N., Pirsaeheb, M., Jaafarzedeh, N. (2023). Microplastics removal from aquatic environment by coagulation: Selecting the best coagulant based on variables determined from a systematic review. *Heliyon* 9, e15664. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15664>.
- Barbes, L., Radulescu, C., Stihl, C. (2014). ATR-FTIR SPECTROMETRY CHARACTERISATION OF POLYMERIC MATERIALS. *Romanian Reports in Physics*, Vol. 66, No. 3, P. 765–777.
- Barker, G. (2000). Pressure-feedforward and piezoelectric amplification models for the cochlea. PhD thesis, Department of Mechanical Engineering, Stanford University.
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B*, 364, 1985–1998.
- Baztan, J., Cordier, M., Huctin, J., Zhu, Z., Vanderlinden, J. (2017). Life on thin ice: Insights from Uummannaq, Greenland for connecting climate science with Arctic communities. *Polar Science*. Vol. 13, Pages 100-108
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O.T., and Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*. 37: 117-125.



- Bi, M., Liu, W., Luan, X., Li, M., Liu, M., Liu, W., Cui, Z. (2021). Production, Use, and Fate of Phthalic Acid Esters for Polyvinyl Chloride Products in China. *Environ. Sci. Technol.* 2021, 55, 20, 13980–13989.
- Billamboz, N., Grivet, M., Foley, S., Baldacchino, G., Hubinois, J. (2010). Radiolysis of the polyethylene/water system: Studies on the role of hydroxyl radical. *Radiation Physics and Chemistry*. Vol. 79, Issue 1, Pages 36-40.
- Blight, L., Burger, A. (1997). Occurrence of plastic particles in seabirds from the eastern North Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 34, 323–325.
- Boag, A., Thomas, V., Armando, E., Kuhn, C., Victor, L., William, D., Vallyathan, V. (1999). The Pathology of Interstitial Lung Disease in Nylon Flock Workers. *The American Journal of Surgical Pathology* 23(12).
- Boerger, C., Lattin, G., Moore, S., Moore, C. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 2275–2278.
- Boucher, J. and Friot D. (2017). Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. Gland, Switzerland: IUCN. 43pp.
- Bouyakoub, A.Z., Lartiges, B.S., Ouhib, R., Kacha, S., El Samrani, A.G., Ghanbaja, J. (2011).  $MnCl_2$  and  $MgCl_2$  for the removal of reactive dye levafix brilliant blue EBRA from synthetic textile wastewaters: an adsorption/aggregation mechanism. *J. Hazard. Mater.* 187, 264–273. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.008>.
- Bravo Rebolledo, E., Van Franeker, J., Jansen, O., Brasseur, S. (2013). Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in the Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*, 67, 200–202.
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology*, 42, 5026–5031.
- Carr, S., Liu, J., Tesoro, A. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*. Vol. 91, Pages 174-182.
- Campbell, L., Fisk, A., Wang, X., Kock, G., Muir, D. (2005). Evidence for biomagnification of rubidium in freshwater and marine food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. <https://doi.org/10.1139/f05-027>.
- Campanale, C., Savino, I., Pojar, I., Massarelli, C., Uricchio, V. (2020). A Practical Overview of Methodologies for Sampling and Analysis of Microplastics in Riverine Environments. *Sustainability* 2020, 12, 6755; doi:10.3390/su12176755

- Chaouch, N., Ouahrani, M. R., and Laouini, S. E. (2014). Adsorption of lead(II) from aqueous solutions onto activated carbon prepared from algerian dates stones of *Phoenix dactylifera* L. (Ghars variety) by  $H_3PO_4$  activation. *Oriental Journal of Chemistry* Vol. 30, No. 3, pp. 1317–1322.
- Chavalparit, O. and Ongwandee, M., (2009) Optimizing electrocoagulation process for the treatment of biodiesel wastewater using response surface methodology. *Journal of Environmental Sciences*. 21 : 1491– 1496.
- Chang, J. (2017). *Climate and Agriculture*. *Social Sciences*. pages 320, <https://doi.org/10.4324/9781315081069>.
- Chang, I., Kim, S. (2005). Wastewater treatment using membrane filtration effect of biosolids concentration on cake resistance. *Process Biochemistry*. Vol. 40, Issues 3–4, Pages 1307-1314.
- Cheung, P., Hung, P., Fok, L. (2019). River Microplastic Contamination and Dynamics upon a Rainfall Event in Hong Kong, China. *Environmental Processes*. Vol. 6, pages 253–264.
- Chon, J., (1999). Mediation of vascular smooth muscle cell adhesion and migration by cell surface heparan sulfate glycosaminoglycans. Georgia Institute of Technology ProQuest Dissertations Publishing, 9966944.
- Chtourou, H., Riedl, B., Kokta, B., Adnot, A., Kaliaguine, S. (1993). Synthetic pulp fiber ozonation: An ESCA and FTIR study. Vol. 49, Issue2, Pages 361-373.
- Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K., Janssen, C.R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2199-2204.
- Clogston, J., Patri, A. (2011). Zeta potential measurement. In *Characterization of nanoparticles intended for drug delivery*, Springer. pp 63-70.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597.
- Collard, F., Gasperi, J., Gabrielsen, G.W., Tassin, B. (2019). Plastic particle ingestion by wild freshwater fish: a critical review. *Environ. Sci. Technol.* 53, 12974–12988.
- Colombi, C., Liebal, K., Tomasello, M., Young, G., Warneken, F., Rogers, S. (2009). Examining correlates of cooperation in autism: Imitation, joint attention, and understanding intentions. Volume. 13, Issue 2.
- Convention of Biological Diversity. (2012). Impacts of marine debris on biodiversity: Current status and potential solutions. CBD Technical Series No. 67. Montreal: Secretariat of the CBD/the Scientific and Technical Advisory Panel—GEF.

- Coppock, R.L., Galloway, T.S., Cole, M., Fileman, E.S., Queirós, A.M., Lindeque, P.K. (2019). Microplastics alter feeding selectivity and faecal density in the copepod, *Calanus helgolandicus*. *Sci. Total Environ.* 687, 780–789.
- Derfrance, L., Jaffrin, M. (1999). Comparison between filtrations at fixed transmembrane pressure and fixed permeate flux: application to a membrane bioreactor used for wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*. Vol. 152, Issue 2, Pages 203-210.
- Derraik, J. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 842–852.
- Demirkan, E., Enes, B., Sevgi, T and Enes, B. (2020). Analysis by Scanning Electron Microscopy of Polyethylene Terephthalate and Nylon Biodegradation Abilities of *Bacillus* sp. Strains Isolated From Soil. *ENVIRON. SCI.*, 2020, 14(42), 107-114.
- Ding, Y., Liu, H., Yang, W. (2019). Numerical Prediction of the Short-Term Trajectory of Microplastic Particles in Laizhou Ba. Beijing Normal University, Beijing. 100875.
- Dos Santos, J., & Jobling, M. (1992). A model to describe gastric evacuation in cod (*Gadus morhua* L.) fed natural prey. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 49(2), 145–154.
- Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q., Shi, H. (2020). Microplastics in take-out food containers. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 399, 122969.
- Duan, J., & Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100-102, 475-502.
- Duis, K., Coor, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Eni Sci*. Vol. 28, article number 2.
- Dyachenko, A., Mitchella, J., Arsem, N. (2017). Extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluent. *Anal. Methods*, 2017,9, 1412-1418.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R., Aldridge, D. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*. Volume 75, Pages 63-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>.

- El-Shahawi, M., Hamza, A., Bashammakh, A., Al-Saggaf, W. (2010). An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants. *Talanta*. Vol. 80, Issue 5, Pages 1587-1597.
- Emmerik, T., Tramoy, R., Calcer, C., Alligant, S., Treilles, R., Tassin, B., Gasperi, J. (2019). Seine Plastic Debris Transport Tenfolded During Increased River Discharge. *Sec. Marine Pollution*. Vol. 6.
- Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S. (2013). Plastic marine pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 68, 71–76.
- Estahbanati, S., Fahrenfeld, N. (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*. Vol. 162, Pages 277-284.
- Fang, J., Xuan, Y., Li, Q. (2010). Preparation of polystyrene spheres in different particle sizes and assembly of the PS colloidal crystals. *Science china*. Vol.53, No.11: 3088-3093.
- Falco, F., Cocca, M., Avella, M., Thompson, R. (2020). Microfiber Release to Water, Via Laundering, and to Air, via Everyday Use: A Comparison between Polyester Clothing with Differing Textile Parameters. *Environ. Sci. Technol.* 2020, 54, 6, 3288–3296.
- Fathy, N. A., Sayed, S. A., and El-enin, R. M. M. A. (2012). Effect of activation temperature on textural and adsorptive properties for activated carbon derived from local reed biomass: Removal of p-Nitro-phenol. *Environmental Research, Engineering and Management*. Vol.59, No. 1, pp.10–22.
- Fendall, L., and Sewell, M. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1225–1228.
- Fitzpatrick, C. S., Fradin, E., Gregory, J. (2004). Temperature effects on flocculation, using different coagulants. *Water Science Technology*. 50 (12): 171-175.
- Fossi, M., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 64(11), 2374–2379.
- Free, C., Jensen, O., Mason, S., Eriksen, M., Williamson, N., Boldgiv, B. (2014). High- levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 156- 163.

- Fu, D., Chen, C.M., Qi, H., Fan, Z., Wang, Z., Peng, L., et al., 2020. Occurrences and distribution of microplastic pollution and the control measures in China. *Mar. Pollut. Bull.* 153, 110963.
- Gandurina, L.V., Gervits, É.I. (1987). Treatment of oil-containing wastewater using activated silicic acid as a flocculant. *Chem. Technol. Fuels Oils* 23, 449–450. <https://doi.org/10.1007/BF00725114>.
- Gao, S., Zhu, Y., Gong, Y., Wang, Z., Fang, W., Jin, J. (2019). Ultrathin Polyamide Nanofiltration Membrane Fabricated on Brush-Painted Single-Walled Carbon Nanotube Network Support for Ion Sieving. *ACS Nano*. 13, 5, 5278–5290.
- Ghernaout, D. (2014). The hydrophilic/ hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation – A review. *Journal of King Saud University – Science*. 26 (3): 169-180.
- Gkotsis, P., Zouboulis, A. (2019). Biomass Characteristics and Their Effect on Membrane Bioreactor Fouling. *Molecules* 2019, 24(16), 2867. <https://doi.org/10.3390/molecules24162867>.
- Gouin, T., (2015). Use of microplastic beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment Safety Assessment of Cosmetics View project. <https://www.researchgate.net/publication/291326701>.
- Gregory, M. R. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364, 2013–2025.
- Gulmine, J., Janissek, P., Heise, H., Akcelrud, L. (2002). Polyethylene characterization by FTIR, *Polym. Test.* 21, 557–563.
- Guo, T., Englehardt, J., Wu, T. (2014). Review of cost versus scale: water and wastewater treatment and reuse processes. *Water Science & Technology*. 223-234.
- Hammer, J., Kraak, M., Parsons, J. (2012). *Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern*. pp 1–44.
- Hassan, M., Nour, M., Abdelmonem, Y., Makhlof, G., Abdelkhalik, A. (2016). Synergistic effect of chitosan-based flame retardant and modified clay on the flammability properties of LLDPE, *Polymer Degradation and Stability*. Vol. 133, Pages 8-15.
- He, P., Chen, L., Shao, L., Zhang, H., Lu, F. (2019). Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Research*. Vol. 159, Pages 38-45.
- Heek, K., Muhlen, H. (1991). *Chemical Kinetics of Carbon and Char Gasification*. Springer. pp 1-34.



- Hidayaturrahman, H., Lee, T. (2019). A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 146, Pages 696-702.
- Hoigne, J., Bader, H., Haag, W., Staehelin, J. (1985). Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water—III. Inorganic compounds and radicals. *Water Research*. Vol. 19, Issue 8, Pages 993-1004.
- Huang, C., Wang, S. (2007). Assessment of Blood Coagulation Under Various Flow Conditions With Ultrasound Backscattering. *IEEE Transactions on Biomedical Engineering*. Vol. 54, Issue 12.
- Hundt, T., and O' Melia, C. (1988). Aluminum- fulvic acid interaction: mechanisms and applications. *Journal-American Water Works Association*. 80 (4): 176-186.
- Hurley, R., Woodward, J., Rothwell, J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience* volume 11, pages 251–257.
- Imhof, H., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N., Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *ASLO*. Vol. 10, Pages 524-537.
- Iorhemen, O., Hamza, R., Tay, J. (2016). Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment and Reclamation: Membrane Fouling. *Membranes* 2016, 6(2), 33. <https://doi.org/10.3390/membranes6020033>.
- Jarusutthirak, C., Amy, G., Croue, J. (2002). Fouling characteristics of wastewater effluent organic matter (EfOM) isolates on NF and UF membranes. *Desalination*. Vol. 145, Issues 1–3, Pages 247-255.
- Jambeck J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., et al. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347, 6223, 768–771.
- Jeyavani, J., Sibiya, A., Stalin, T., Vigneshkumar, G., Al-Ghanim, K., Riaz, M., Govindarajan, M., Vaseeharan, B. (2023). Biochemical, Genotoxic and Histological Implications of Polypropylene Microplastics on Freshwater Fish *Oreochromis mossambicus*: An Aquatic Eco-Toxicological Assessment. *Toxics* 2023, 11(3), 282; <https://doi.org/10.3390/toxics11030282>.
- Jeong, J., Choi, J. (2020). Development of AOP relevant to microplastics based on toxicity mechanisms of chemical additives using ToxCast™ and deep learning models combined approach. *Environment International*. Vol. 137, 105557.
- Jiang, J., Panagouloupoulos, A., Bauer, M., Pearce, P. (2006) The application of potassium ferrate for sewage treatment. *J Environ. Management*. Vol. 79, pages 215–220.

- Ji, L. (2013). Study on Preparation Process and Properties of Polyethylene Terephthalate (PET). *Applied Mechanics and Materials*. Vol. 312, 406-410.
- Jinming D. and John G. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science* 100-102: 475-502.
- Kang, H., Byeon, E., Jeong, H., Kim, M., Chen, Q., Lee, J. (2021) Different Effects of Nano- and Microplastics on Oxidative Status and Gut Microbiota in the Marine Medaka *Oryzias Melastigma*. *J. Hazard. Mater.* 405, 124207.
- Karian, H. (2003). Glass Fiber-Reinforced Polypropylene. *Polymer Science*. 68.
- Kefeli, A., Razamovkii, S., Zaikov, G. (1971). Interaction of polyethylene with ozone. *Polymer Science U.S.S.R.* Vol. 13, Issue 4, Pages 904-911.
- Kelly, M., Lant, N., Kurr, M., Burgess, J. (2019). Importance of Water-Volume on the Release of Microplastic Fibers from Laundry. *Environ. Sci. Technol.* 2019, 53, 20, 11735–11744.
- Khan, F., Syberg, K., Shashoua, Y., Bury, N. (2016). Influence of polyethylene microplastic beads on the uptake and localization of silver in zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Pollution*. Vol. 206, Pages 73-79.
- Kida, M., Ziembowicz, S., Koszelnik, P. (2019). Impact of a Modified Fenton Process on the Degradation of a Component Leached from Microplastics in Bottom Sediments. 9(11), 932; <https://doi.org/10.3390/catal9110932>
- Kiendrebeogo, M., Estahbanati, M., Mostafazadah, A., Drogui, P., Tyagi, R. (2021). Treatment of microplastics in water by anodic oxidation: A case study for polystyrene. *Environmental Pollution*. Vol. 269, 116168.
- Kim, S.W., Kim, D., Chae, Y., An, Y. (2018). Dietary uptake, biodistribution, and depuration of microplastics in the freshwater diving beetle *Cybister japonicus*: effects on predacious behavior. *Environ. Pollut.* 242, 839–844.
- Kobyas, M., and Gengec, E. R. H. A. N. (2012). Decolourization of melanoidins by an electrocoagulation process using aluminium electrodes. *Environmental technology*.
- Kobyas, M., Can, O., Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*. Vol100. Issues1-3, Pages163-178. 33(21), 2429-2438.
- Kosuth, M., Mason, S.A., Wattenberg, E.V. (2018). Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS One* 13, e0194970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>.

- Koelmans, A. A., Besseling, E., & Shim, W. J. (2015). Nanoplastics in the aquatic environment. In M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.) *Marine anthropogenic litter* (pp. 329–344). Berlin: Springer.
- Krause, J., Nordheim, H., Bräger, S. (Eds.), *Marine nature conservation in Europe* (pp. 107–115). Stralsund, Germany: Bundesamt für Naturschutz.
- Langlais, B., Reckhow, D., Brink, D. (1991). *Ozone in water treatment*. Taylor&Francis Group, LLC.
- Lapointe, M., Farnier, J., Hernandez, L., Tufenkji, N., (2020). Understanding and improving microplastic removal during water treatment: impact of coagulation and flocculation. *Environ Sci Technol* 54, 8719–8727. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00712>.
- Lares, M., Ncibi, M., Sillanpaa, M., Sillanpaa, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*. Volume 133, Pages 236-246.
- Lattin, G., Moore, C., Zellers, A., Moore, S., Weisberg, S. (2004). A comparison of neustonic plastic and zooplankton at different depths near the southern California shore. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 291-294.
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger, F., Zen, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188, 177-181.
- Lee, K., Morad, N., Teng, T., Poh, B. (2012). Development, characterization and the application of hybrid materials in coagulation/flocculation of wastewater: A review. *Chemical Engineering Journal*. Vol. 203, Pages 370-386.
- Lessen, C., Hansen, S., Magnusson, K., Hartmann, N., Jensen, P., Nielsen, T., Brinch, A. (2015). Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. *Danish Environmental Protection Agency*. 978-87-93352-80-3.
- Leslie, H., Brandsma, S., Velzen, M., Vethaak, A. (2017). Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*. Vol. 101, Pages 133-142.
- Li, R., Yu, L., Chai, M., Wu, H., Zhu, X. (2020). The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. *Sci. Technol.* 708, 135025.

- Lin, L., Zuo, L., Peng, J., Cai, L., Fok, L., Yan, Y., Li, H., Xu, X. (2018). Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *Science of The Total Environment*. Vol. 644, Pages 375-381.
- Lin, S., Yeh, K. (1993). Looking to treat wastewater? Try ozone. *Chemical Engineering*. New York, 5, 112.
- Lin, J., Pan, Y., Liu, C., Huang, C., Hsieh, C., Chen, C., Lin, Z., Lou, C. (2015). Preparation and Compatibility Evaluation of Polypropylene/High Density Polyethylene Polyblends. *Materials* 2015, 8(12), 8850-8859; <https://doi.org/10.3390/ma8125496>
- Lindborg, V., Ledbetter, J., Walat, J., Moffett, C. (2012). Plastic consumption and diet of Glaucous winged gulls (*Larus glaucescens*). *Marine Pollution Bulletin*, 64(11), 2351–2356.
- Listiarini, K., Sun, D., Leckie, J. (2009). Organic fouling of nanofiltration membranes: Evaluating the effects of humic acid, calcium, alum coagulant and their combinations on the specific cake resistance. *Journal of Membrane Science*. Vol. 332, Issues 1–2, Pages 56-62.
- Liu, X., Shi, H., Xie, B., Dionysiou, D.D., Zhao, Y. (2019). Microplastics as both a sink and a source of bisphenol A in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.* 53, 10188–10196.
- Liu, J., Zhang, Y., Fan, Z., Sun, H., Shan, F. (2020). Low-temperature deposition of large-grain polycrystalline Si thin films on polyethylene terephthalate. *Thin Solid Films*, 707 <https://doi.org/10.1016/j.tsf.2020.138065>.
- Lozano, Y., Lehnert, T., T.Linck, L., Lehman, A., C.Rillig, M. (2021). Microplastic Shape, Polymer Type, and Concentration Affect Soil Properties and Plant Biomass. *Sec. Functional Plant Ecology* Volume. 12 – 2021.
- Lu, J., Zhang, Y., Wu, J., Luo, Y. (2019). Effects of microplastics on distribution of antibiotic resistance genes in recirculating aquaculture system. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 184, 109631.
- Luo, H., Liu, C., He, D., Sun, D., Zhang, A., Li, J., Pan, X. (2021). Interactions between polypropylene microplastics (PP-MPs) and humic acid influenced by aging of MPs. *Water research*. Vol. 222, 1189221.
- Lusher, A., McHugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67, 94–99.

- Ma, B., Xue, W., Ding, Y., Hu, C., Liu, H., Qu, J. (2019). Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *J. Environ. Sci.* 78, 267–275.
- Magnusson, K., Noren, F. (2014). Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. National screening programme. C 55.
- Maharana, T., Negi, Y., Mohanty, B. (2007). Review Article: Recycling of Polystyrene. *Polymer-Plastics Technology and Engineering*, 46(7), 729-736. <https://doi.org/10.1080/03602550701273963>.
- Mahon, A., Connell, O., Healy, M., Connort, I., Officert, R., Nasht, R., Morrison, L. (2017). Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 51, 2, 810–818.
- Maria Del Carmen Prieto, J.M.G.A. (1994). Characterization of coprecipitated Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> powders. *J. Mater. Chem.* 1123–1130.
- Mackay, T. (2014). Epistasis and quantitative traits: using model organisms to study gene–gene interactions. *Nature Reviews Genetics*. vol. 15, pages 22–33.
- Malankowska, M., Echaide, C., Coronas, J. (2021). Microplastics in marine environment: a review on sources, classification, and potential remediation by membrane technology. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 2021,7, 243-258.
- Matsushita, T., Matsui, Y., Shirasaki, N., Kato, Y. (2005). Effect of membrane pore size, coagulation time, and coagulant dose on virus removal by a coagulation-ceramic microfiltration hybrid system. *Desalination*. 178: 21-26.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318–324.
- Mason, S., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*. Vol. 218, Pages 1045-1054.
- Malvern Instruments. (2015). Zeta potential - An introduction in 30 minutes. Malvern Instruments Worldwide. [www.malvern.com/contact](http://www.malvern.com/contact).
- McCormick, A., Hoellein, T., Mason, S., Schlupe, J., Kelly, J. (2014). Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48, 20, 11863–11871.
- McYotto, F., Wei, Q., Macharia, D.K., Huang, M., Shen, C., Chow, C.W.K. (2021). Effect of dye structure on color removal efficiency by coagulation. *Chem. Eng. J.*, 405 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126674>.



- Miao, F., Liu, Y., Gao, M., Yu, X., Xiao, P., Wang, M., Wang, S., Wang, X. (2020). Degradation of polyvinyl chloride microplastics via an electro-Fenton-like system with a TiO<sub>2</sub>/graphite cathode. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 399, 123023.
- Michielssen, M., Michielssen, E., Ni, J., Duhaime, M. Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 2, 1064-1073.
- Mitroka, S., Smiley, T., Tanko, J., Dietrich, A. (2013). Reaction mechanism for oxidation and degradation of high density polyethylene in chlorinated water. *Polymer Degradation and Stability*. Vol. 98, Issue 7, Pages 1369-1377.
- Mintenig, S. (2014). Microplastic in plankton of the North and Baltic Sea. 10013/epic.44757.
- Mintenig, S., Loder, M., Primpke, S., Gerdts, G. (2019). Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of The Total Environment*. Vol. 648, Pages 631-635.
- Mintenig, S., Veen, I., Loder, I., Primpke, S., Gerdts, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*. Vol. 108, Pages 365-372.
- Moore, C., Moore, S., Leecaster, M., Weisberg, S., (2001). A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 1297-1300.
- Moura, D., Pestana, C., Moffat, C., Hui, J., T.S. Irvine, J., A. Lawton, L. (2023). Characterisation of microplastics is key for reliable data interpretation. *C hemosphere*. Volume 331, 138691. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138691>
- Murray, F., Cowie, P. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1207–1217.
- Nan, B., Su, L., Kellar, C., Craig, N., Keough, M., Pettigrove, V. (2020). Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia. *Environmental Pollution*. Vol. 259, 113865.
- Napper, I., Bakir, A., Rowland, S., Thompson, R. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 99, Issues 1–2, Pages 178-185.

- Napper, I., Baroth, A., Barrett, A., Bhola, S., Chowdhury, G., Davies, B., Duncan, E., Kumar, S., Nelms, S., Niloy, M., Nishat, B., Maddalene, T., Thompson, R., Koldewey, H. (2021). The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River. *Environmental Pollution*. Vol. 274, 116348.
- Napper, I., and Thompson, R. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 112, Issues 1–2, Pages 39-45.
- Nerland, I., Halsband, C., Allanm I., Thomas, K. (2014). Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects. *Environmental Research Alliance of Norway*. 6754-2014.
- Noren, F. (2007). Small Plastic Particles in Coastal Swedish Waters. KIMO Report; 2007.
- Pauly, D., Trites, A., Capuli, E., Christensen, V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55(3), 467–481.
- Ofira, E., Orenb, Y., Adina, A. (2007). Electroflocculation: the effect of zeta-potential on particle size. *Desalination* 204, 33–38.
- Oladoja, N.A. (2016). Advances in the quest for substitute for synthetic organic polyelectrolytes as coagulant aid in water and wastewater treatment operations. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*. 3: 47-58.
- Oron, G., Gillerman, L., Bick, A., Manor, Y., Buriakovsky, N., Hagin, J. (2008). Membrane technology for sustainable treated wastewater reuse: agricultural, environmental and hydrological considerations. *Water Sci Technol*. 57 (9): 1383–1388.
- Pawar, E. (2016). A Review Article on Acrylic PMMA. *Journal of Mechanical and Civil Engineering (IOSR-JMCE)* e-ISSN: 2278-1684, p-ISSN: 2320-334X, Volume 13, Issue 2 Ver. 1, PP 01-04.
- Peets, P., Kaupmees, K., Vahur, S., Leito, I. (2019). Reflectance FT-IR spectroscopy as a viable option for textile fiber identification. *Mater*. Volume 7, article number 93.
- Perschbacher, E. (2016). Microbeads - legislative update. [http://www.ijc.org/en/blog/2016/03/01/microbeads\\_legislative\\_update\\_story4/](http://www.ijc.org/en/blog/2016/03/01/microbeads_legislative_update_story4/).
- Peller, J., P.Mezyk, S., Shidler, S., Castleman, J., Kaiser, S., F.Faulkner, R., Pilgrim, C., Wilson, A., Martens, S., P.Horne, G. (2022). Facile nanoplastics formation from macro and microplastics in aqueous media. *Environmental Pollution*. Vol. 313, 120171. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120171>.

- Phan, S., Padilla-Gamino, J., K. Luscombe, C. (2022). The effect of weathering environments on microplastic chemical identification with Raman and IR spectroscopy: Part I. polyethylene and polypropylene. *Polymer testing*. Vol.116, 107752.
- Pimentel, J., Avila, R., Lourenco, A. (1975). Respiratory disease caused by synthetic fibres: a new occupational disease. *BMJ*. Vol. 30, Issue 2.
- Pivokonsky, M., Cermakova, L., Novotna, K., Peer, P., Cajthaml, T., Janda, V. (2018). Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Environ. Sci. Technol.* Vol.643, Pages10188–10196.
- Possatto, F., Barletta, M, Costa, M., Sul, J., Dantas, D. (2011). Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1098–1102.
- Prabowo, I., Pratama, J., Chalid, M. (2016). The effect of modified ijuk fibers to crystallinity of polypropylene composite. *Sci. Eng.* 223 012020. DOI 10.1088/1757-899X/223/1/012020
- Radityaningrum. A., Trihadiningrum, Y., Atusholihah, M., Soedjono, E., Herumurti, W. (2021). Microplastic contamination in water supply and the removal efficiencies of the treatment plants: A case of Surabaya City, Indonesia. *Journal of Water Process Engineering*. Vol. 43, 102195.
- Ramos, S., Amorim, E., Elliott, M., Cabral, H., Bordalo, A. (2012). Early life stages of fishes as indicators of estuarine ecosystem health. *Ecological Indicators*. Vol. 19, Pages 172-183.
- Rautenbach, R., Vobenkau, K. (2003). Pressure driven membrane processes the answer to the need of a growing world population for quality water supply and waste water disposal. *Separation and Purification Technology*. Vol. 22–23, Pages 193-208.
- Rizzo, L., Gallo, M., Meriç, S., and Belgiorno, V. (2005). Removal of THM precursors from a high-alkaline surface water by enhanced coagulation and behavior of THMFP toxicity on *D. magna*. *Desalination*. 176: 177-188.
- Robinson, S., Abdullah, S., Berube, P., Le-Clech, P. (2016). Ageing of membranes for water treatment: Linking changes to performance. *Journal of Membrane Science*. Vol. 503, Pages 177-187.
- Rossa, V., Ferreira, L., Vasconcelos, S., Shimabukuro, E. (2022). Nanocomposites based on the graphene family for food packaging: historical perspective, preparation methods, and properties. *RSC Advances* 12(22):14084-14111, DOI:10.1039/D2RA00912A.

- Ryan, P. (2008). Seabirds indicate decreases in plastic pellet litter in the Atlantic and south-western Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1406–1409.
- Sadri, S., & Thompson, R. (2014). On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 55–60.
- Selvam, S., Manisha, A., Roy, A., Venkatramanan, S., Chung, S., Muthukuma, P., Jesuraja, K., a, Elgorban, A., Ahmed, B., Elzain, B. (2021). Microplastics and trace metals in fish species of the Gulf of Mannar (Indian Ocean) and evaluation of human health. *Environmental Pollution*. Vol. 291, 118089.
- Shah, A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*. Vol. 26, Issue 3, Pages 246-265.
- Shahi, N., Maeng, M., Kim, D., Dockko, S. (2021). Removal behavior of microplastics using alum coagulant and its enhancement using polyamine-coated sand. *Process Safety and Environmental Protection*. Vol. 141, pages 9-17.
- Shivasharana, C., Sheetal, S. (2019). PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERIZATION OF LOW DENSITY POLYETHYLENE AND HIGH DENSITY POLYETHYLENE. *Journal of Advanced Scientific Research*. 10 (3): 30-34.
- Shruti, V., Jonathan, M., Espinosa, P., Gonzalez, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *Environ. Sci. Technol.* 654, 154-163.
- Shu, X., Liu, Y., Palumbo, F., Luo, Y., Prestwich, G. (2004). In situ crosslinkable hyaluronan hydrogels for tissue engineering. *Biomaterials*. Vol. 25, Issues 7–8, Pages 1339-1348.
- Sillanpaa, M., Ncibi, M.C., Matilainen, A., Vepsalainen, M. (2018). Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: a comprehensive review. *Chemosphere* 190, 54–71. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.113>.
- Skaf, D., Punzi, V., Rolle, J., Kleinberg, K. (2020). Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation. *Chemical Engineering Journal*. Vol. 386, 123807.
- Smith, B. (2021). The Infrared Spectra of Polymer III: Hydrocarbon Polymer. *Spectroscopy*. Vol.36 Issue11, Pages 22-25.

- Strand, J., Feld, L., Murphy, F., Mackevica, A., Hartmann, N, (2018). Analysis of microplastic particles in Danish drinking water. Aarhus University, Number. 291.
- Summers, S., Henry, T., Gutierrez, T., 2018. Agglomeration of nano- and microplastic particles in seawater by autochthonous and de novo-produced sources of exopolymeric substances. *Mar. Pollut. Bull.* 130, 258–267.
- Tabatabaei, F., Mafigholami, R., Moghimi, H., Khoramipoor, S. (2023). Effect of Fe and Al based coagulants and disinfectants on polyethylene microplastics removal in coagulation process through response surface methodology. *Water Science & Technology* Vol 87 No 1, 99 doi: 10.2166/wst.2022.393.
- Talano, K., Talano, A. (1993). *Foundations in microbiology*. W.C. Brown, Dubuque, Iowa.
- Talvitie, J., Heinonen, M., Paakkonen, J., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., Vahala, R. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Sci Technol.* 72 (9): 1495–1504.
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O. (2017). Solutions to microplastic pollution Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research.* Vol. 123, Pages 401-407.
- Thompson, B., Adelsbach, T., Brown, C., Hunt, J., Kuwabara, J., Neale, J., Ohlendof, H., Schwarzbach, S., Spies, R., Taberski, K (2007). Biological effects of anthropogenic contaminants in the San Francisco Estuary. *Environmental Research.* Vol. 105, Issue 1, Pages 156-174.
- Thompson, R. (2006). *Plastic debris in the marine environment: Consequences and solutions*.
- Thompson, R. (2015). Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. In M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 185–200). Berlin: Springer
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304, 838.
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364, 1973–1976.
- Tidjani, A. (2000). Comparison of formation of oxidation products during photo-oxidation of linear low density polyethylene under different natural and accelerated weathering conditions. *Polymer Degradation and Stability.* Vol.68, Issue 3, Pages 465-469.



- UNEP (United Nations Environment Programme. (2015). Plastic in Cosmetics: Are We Polluting the Environment through our Personal Care? - Plastic ingredients that contribute to marine microplastic litter. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/9664>.
- USEPA. (2007). Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2006. EPA-530-F-07-030.
- Van Cauwenberghe, L., & Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65–70.
- Virarahavan, T., and Wimmer, C. (1988). Polyaluminium Chloride as an Alternative to Alum Coagulation a Case Study. *J. Agua*. 6: 316-321.
- Vlietstra, L., Parga, J. (2002). Long-term changes in the type, but not amount, of ingested plastic particles in short-tailed shearwaters in the Southeastern Bering Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 945–955.
- Wagner, H., Finkenzeller, T., Wurth, S., Duvillard, S. (2014). Individual and Team Performance in TeamHandball: A Review. *J Sports Sci Med*. 2014 Dec; 13(4): 808–816.
- Wang, F., Wong, C., Chen, D., Lu, X., Wang, F., Zeng, E. (2018). Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research*. Vol. 139, Pages 208-219.
- Wang, L., Li, X., Lv, J., Fu, T., Ma, Q., Song, W., Wang, Y., Li, F. (2017). Continuous plastic film mulching increases soil aggregation but decreases soil pH in semiarid areas of China. *Soil and Tillage Research*. Vol.167, Pages 46-53.
- Wang, N., Li, X., Yang, Y., Shang, Y., Zhuang, X., Li, H., (2019). Combined process of visible light irradiation photocatalysis-coagulation enhances natural organic matter removal: optimization of influencing factors and mechanism. *Chem. Eng. J*. 374, 748–759.
- Wang, S., Li, E., Li, J., Du, Z., Cheng, F. (2020). Preparation and coagulation-flocculation performance of covalently bound organic hybrid coagulant with excellent stability. *Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp.*, 600 <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.124966>.
- Wang, W., Ndungu, A., Lim Z., Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment*. Vol. 575, Pages 1369-1374.

- Warheit, D., Hart, G., Hesterberg, T., Collins, J., Dyer, W., Swaen, G., Castranova, V., Soiefer, A., Kennedy, G. (2001). Potential Pulmonary Effects of Man-Made Organic Fiber (MMOF) Dusts. Pages 687-736. <https://doi.org/10.1080/20014091111965>.
- Wattanasirikoson, R., Juisakul, H., Dangudom, K. (2017). The Analysis of Time Correlation Function of Light Scattering Intensity and Evaluate the Diffusion Coefficient of Colloid Particle. *Burapha Science Journal (Special Volume 2017)*.
- Wei, N., Zhang, Z., Liu, D., Wu, Y., Wang, J., Wang, Q. (2015). Coagulation behavior of polyaluminum chloride: Effects of pH and coagulant dosage. *Chinese Journal of Chemical Engineering*. Vol23. Issue6, Pages 1041-1046.
- Weinstein, J., Crocker, B., Gray, A. (2016). From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. *Environmental Toxicology and chemistry*. <https://doi.org/10.1002/etc.3422>.
- Wen, W., Huang, X., Yang, S., Lu, K., Sheng, P. (2003). The giant electrorheological effect in suspensions of nanoparticles. *Nature Materials*. vol. 2, pages 727–730.
- Wright, S., Kelly, F. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue?. *Environ. Sci. Technol.* 51, 12, 6634–6647.
- Wright, S., Thompson, R., Galloway, T. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492.
- Wu, X., Ge, X., Wang, D., Tang, H. (2007). Distinct coagulation mechanism and model between alum and high Al13-PACl. *Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp.* 305, 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2007.04.046>.
- Xue, Y., Liu, Z., Li, A., Yang, H. (2019). Application of a green coagulant with PACl in efficient purification of turbid water and its mechanism study. *Journal of Environmental Sciences*. Vol. 81, Pages 168-180.
- Yan, M., Nie, H., Xu, K., He, Y., Hu, Y., Huang, Y., Wang, J. (2019). Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere*. Vol. 217, Pages 879-886. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.093>.
- Yan, M., Wang, D., Qu, J., He, W., Chow, C. (2007). Relative importance of hydrolyzed Al(III) species ( $Al_a$ ,  $Al_b$ , and  $Al_c$ ) during coagulation with polyaluminum chloride: A case study with the typical micro-polluted source waters. *Journal of colloid and interface science*. Vol316, Issue2, Pages 482-489.

- Yang, J., Cang, L., Sun, Q., Dong, G., Ata-Ul-Karim, S., Zhou, D. (2019). Effects of soil environmental factors and UV aging on Cu<sup>2+</sup> adsorption on microplastics. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 23027–23036.
- Yang, Z., Gao, B., Yue, Q., Wang, Y. (2010). Effect of pH on the coagulation performance of Al-based coagulants and residual aluminum speciation during the treatment of humic acid–kaolin synthetic water. *Journal of Hazardous Materials.* 178: 596-603.
- Yang, Y., Zeng, Z., Zhang, C., Huang, D., Zeng, G., Xiao, R., Lai, C., Zhou, C., Guo, H., Xue, W., Cheng, M., Wang, W., Wang, J. (2018). Construction of iodine vacancy-rich BiOI/Ag@AgI Z-scheme heterojunction photocatalysts for visible-light-driven tetracycline degradation: Transformation pathways and mechanism insight. *Chemical Engineering Journal.* Vol. 349, Pages 808-821.
- Yin, L., Wen, X., Huang, D., Zeng, G., Zeng, G., Deng, R., Liu, R., Zhou, Z., Tao, J., Xiao, R., Pan, H. (2021). Microplastics retention by reeds in freshwater environment. *Sci. Total Environ.* 790, 148200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148200>
- Yu, W., Graham, N., Fowler, G. (2016). Coagulation and oxidation for controlling ultrafiltration membrane fouling in drinking water treatment: Application of ozone at low dose in submerged membrane tank. *Water Research.* Vol. 95, Pages 1-10.
- Zambrano, M., Pawlak, J., Daystar, J., Ankeny, M., Cheng, J., Venditti, R. (2019). Microfibers generated from the laundering of cotton, rayon and polyester based fabrics and their aquatic biodegradation. *Marine Pollution Bulletin.* Vol. 142, Pages 394-407.
- Zhang, C., Zhou, H., Cui, Y., Wang, C., Li, Y., Zhang, D. (2019). Microplastics in offshore sediment in the Yellow Sea and East China Sea, China. *Environmental Pollution.* Vol. 244, Pages 827-833.
- Zhang, K., Xiong, X., Hu, H., Wu, C., Bi, Y., Wu, Y. (2017). Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. *Environ. Sci. Technol.* 51, 3794–3801.
- Zhang, Y., Zhou, G., Yue, J., Xing, X., Yang, Z., Wang, X., Wang, Q., Zhang, J. (2021). Enhanced removal of polyethylene terephthalate microplastics through polyaluminum chloride coagulation with three typical coagulant aids. *Sci. Total Environ.* 800, 149589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149589>
- Zhang, Z., Chen, Y. (2020). Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: a review. *Chem. Eng. J.* 382, 122955.

- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 86, Issues 1–2, Pages 562-568.
- Zhao, Z., Sun, W., Ray, A., Mao, T., Ray, M. (2020). Coagulation and disinfection by-products formation potential of extracellular and intracellular matter of algae and cyanobacteria. *Chemosphere* Vol. 245, 125669.
- Zhou, G., Wang, Q., Li, J., Li, Q., Xu, H., Ye, Q. (2021). Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl<sub>3</sub> coagulation: performance and mechanism. *Sci. Total Environ.* 752, 141837. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837>.
- Ziajahromi, S., Neale, P., Rintoul, L., Leusch, F. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research*. Vol. 112, Pages 93-99.
- Zitko, V., & Hanlon, M. (1991). Another source of pollution by plastics: Skin cleaners with plastic scrubbers. *Marine Pollution Bulletin*, 22, 41–42.
- Zocchi, M., Sommaruga, R. (2019). Microplastics modify the toxicity of glyphosate on *Daphnia magna*. *Sci. Total Environ.* 697, 134194. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134194>.
- Zuccarello, P., Ferrante, M., Cristaldi, A., Copat, C., Grasso, A., Sangregorio, D., Fiore, M., Conti, G. (2019). Exposure to microplastics (<10 μm) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study. *Water Research*. Vol. 157, Pages 365-371.



ภาคผนวก ก

การคำนวณประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก



ก.1 การคำนวณหาค่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্ল็อกคูเลชัน

คำนวณหาค่าประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্ল็อกคูเลชัน โดยใช้สมการดังนี้

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (\%)} = \left( \frac{C_0 - C_1}{C_0} \right) \times 100$$

กำหนดให้  $C_0$  = น้ำหนักของไมโครพลาสติกเริ่มต้น (g)

$C_1$  = น้ำหนักของไมโครพลาสติกที่ไม่ตกตะกอน (g)



ภาคผนวก ข  
ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก



ตารางที่ ข.1 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีโพรพิลีน (MPpp-40)

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
20	10	7.18	0.10029	0.09468	5.59
40	10	7.33	0.10021	0.09354	6.65
60	10	7.20	0.10008	0.09075	9.32
80	10	7.20	0.10082	0.08913	11.59
100	10	7.20	0.10100	0.08663	14.23
120	10	7.50	0.10124	0.08891	12.18
140	10	7.22	0.10037	0.09009	10.24
160	10	7.21	0.10062	0.09164	8.92



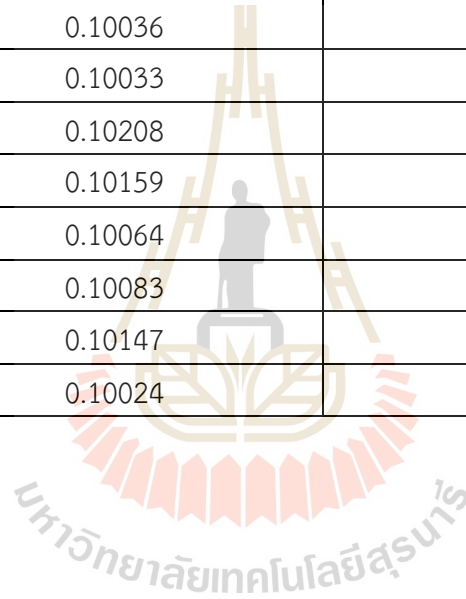
ตารางที่ ข.2 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีเอทิลีน (MPpe-40)

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
20	10	7.20	0.10178	0.10178	6.49
40	10	7.45	0.10331	0.09648	6.61
60	10	7.76	0.10129	0.09201	9.16
80	10	7.46	0.10055	0.09010	10.39
100	10	7.24	0.10088	0.08420	16.54
120	10	7.46	0.10111	0.08660	14.34
140	10	7.59	0.10014	0.08663	13.49
160	10	7.35	0.10068	0.09084	9.77



ตารางที่ ข.3 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ PAC ที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีสไตรีน (MPps-40)

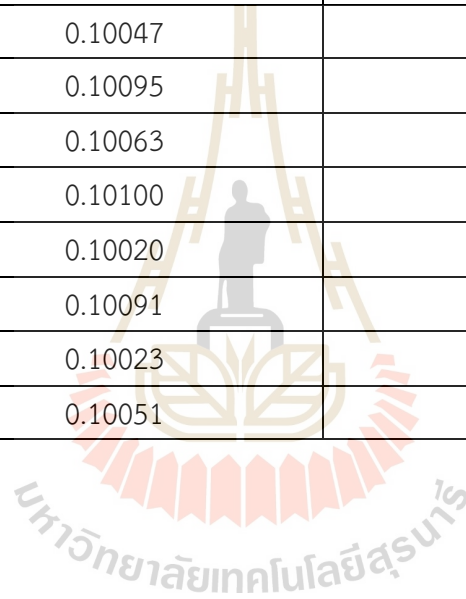
ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
20	10	7.41	0.10036	0.09334	7.00
40	10	7.36	0.10033	0.09160	8.70
60	10	7.42	0.10208	0.08936	12.45
80	10	7.19	0.10159	0.08872	12.65
100	10	7.37	0.10064	0.08229	18.23
120	10	7.21	0.10083	0.08534	15.36
140	10	7.24	0.10147	0.08894	12.35
160	10	7.25	0.10024	0.09077	9.45





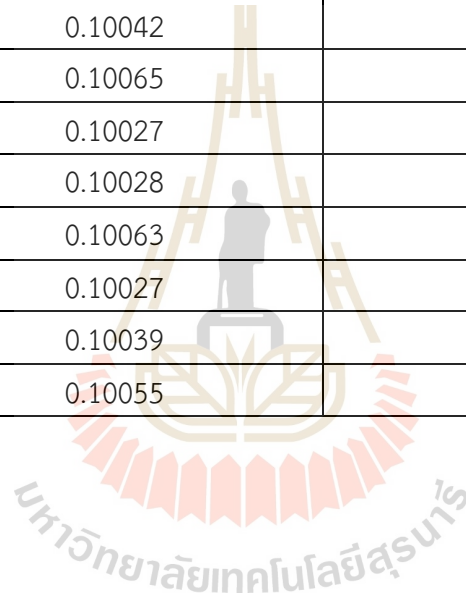
ตารางที่ ข.4 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีโพรพิลีน (MPpp-40)

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	2	7.20	0.10047	0.09372	6.72
100	4	7.12	0.10095	0.09231	8.55
100	6	7.13	0.10063	0.09134	9.23
100	8	7.09	0.10100	0.08921	11.67
100	10	7.19	0.10020	0.08703	13.14
100	12	7.25	0.10091	0.08270	18.05
100	14	7.13	0.10023	0.07959	20.59
100	16	7.11	0.10051	0.08191	18.51



ตารางที่ ข.5 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีเอทิลีน (MPpe-40)

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	2	7.22	0.10042	0.09415	6.24
100	4	7.28	0.10065	0.09240	8.20
100	6	7.25	0.10027	0.09027	9.97
100	8	7.28	0.10028	0.08847	11.78
100	10	7.23	0.10063	0.08477	15.76
100	12	7.27	0.10027	0.08155	18.67
100	14	7.26	0.10039	0.07867	21.63
100	16	7.25	0.10055	0.08074	19.70

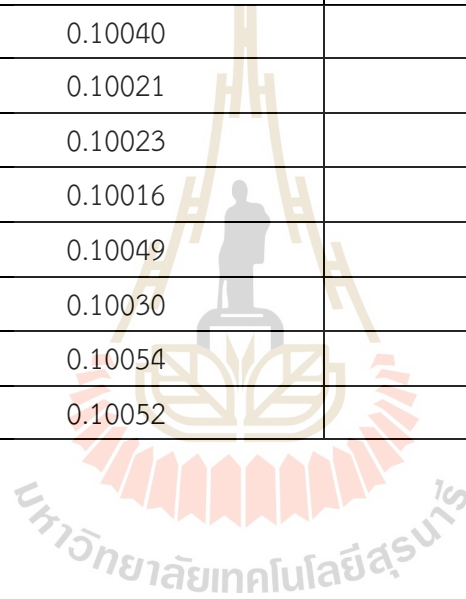


ตารางที่ ข.6 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Anion Polymer ที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีสไตรีน (MPps-40)

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	2	7.33	0.10038	0.09382	6.54
100	4	7.26	0.10023	0.09124	8.97
100	6	7.23	0.10065	0.08988	10.70
100	8	7.31	0.10034	0.08528	15.01
100	10	7.29	0.10062	0.08284	17.67
100	12	7.27	0.10072	0.07792	22.63
100	14	7.29	0.10034	0.08077	19.50
100	16	7.28	0.10048	0.08192	18.47

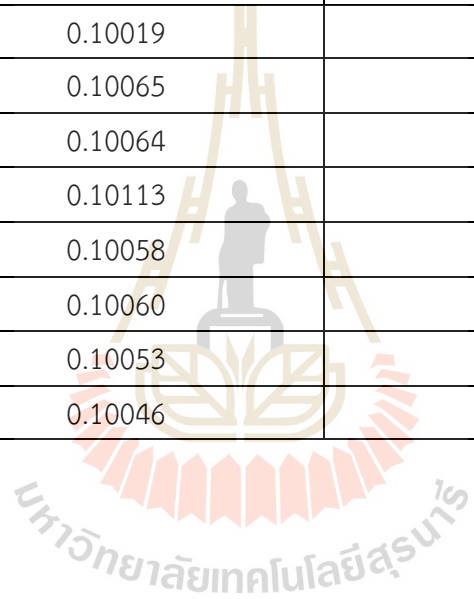
ตารางที่ ข.7 ผลการศึกษาความเข้มข้นของกรด-ด่างที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีโพรพิลีน (MPpp-40)

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	5.42	0.10040	0.08665	11.69
100	14	6.65	0.10021	0.08558	14.59
100	14	7.13	0.10023	0.07959	20.59
100	14	8.51	0.10016	0.07810	22.02
100	14	9.20	0.10049	0.07551	24.86
100	14	10.09	0.10030	0.07874	21.49
100	14	11.14	0.10054	0.07987	20.59
100	14	12.03	0.10052	0.08319	17.24



ตารางที่ ข.8 ผลการศึกษาความเข้มข้นของกรด-ด่างที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีเอทิลีน (MPpe-40)

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	5.36	0.10019	0.08776	12.40
100	14	6.37	0.10065	0.08524	15.31
100	14	7.33	0.10064	0.08076	19.75
100	14	8.23	0.10113	0.07878	22.10
100	14	9.23	0.10058	0.07524	25.19
100	14	10.29	0.10060	0.07877	21.70
100	14	11.16	0.10053	0.08074	19.69
100	14	12.04	0.10046	0.08327	17.11



ตารางที่ ข.9 ผลการศึกษาความเข้มข้นของกรด-ด่างที่เหมาะสมของไมโครพลาสติกชนิดโพลีสไตรีน (MPps-40)

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	5.20	0.10018	0.08420	15.96
100	14	6.19	0.10041	0.08288	17.46
100	14	7.30	0.10031	0.07779	22.45
100	14	8.34	0.10056	0.07405	26.36
100	14	9.20	0.10033	0.07165	28.59
100	14	10.04	0.10019	0.07672	23.43
100	14	11.11	0.10078	0.07974	20.88
100	14	12.03	0.10031	0.08065	19.60

ตารางที่ ข.10 ผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกชนิดโพลีโพรพิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ขนาดของไมโครพลาสติก	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
2,000 > x > 1,180 μm	100	14	9.21	0.10027	0.07381	26.39
1,180 > x > 425 μm	100	14	9.21	0.10061	0.07556	24.90
425 > x > 250 μm	100	14	9.14	0.10022	0.07829	21.88



ตารางที่ ข.11 ผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกชนิดโพลีเอทิลีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ขนาดของไมโครพลาสติก	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
2,000 > x > 1,180 μm	100	14	9.25	0.10050	0.07163	28.73
1,180 > x > 425 μm	100	14	9.17	0.10050	0.07497	25.40
425 > x > 250 μm	100	14	9.21	0.10095	0.07815	22.59

ตารางที่ ข.12 ผลการศึกษาขนาดของไมโครพลาสติกชนิดโพลีสไตรีนที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ขนาดของไมโครพลาสติก	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟลื้อคคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
2,000 > x > 1,180 μm	100	12	9.20	0.10046	0.07021	30.11
1,180 > x > 425 μm	100	12	9.18	0.10063	0.07195	28.50
425 > x > 250 μm	100	12	9.14	0.10047	0.07728	23.08

ตารางที่ ข.13 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีโพรพิลีน (MP-16) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	9.09	0.02506	0.01690	32.56
100	14	9.15	0.05013	0.03524	29.70
100	14	9.17	0.07521	0.05454	27.48
100	14	9.36	0.10016	0.07359	26.52
100	14	9.22	0.12509	0.09500	24.06
100	14	9.21	0.15012	0.11731	21.85

ตารางที่ ข.14 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีเอทิลีน (MP-16) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	9.23	0.02520	0.01660	34.13
100	14	9.20	0.05036	0.03414	32.21
100	14	9.14	0.07509	0.05247	30.12
100	14	9.19	0.10031	0.07163	28.59
100	14	9.22	0.12527	0.09482	24.30
100	14	9.19	0.15054	0.11633	22.73

ตารางที่ ข.15 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีสไตรีน (MP-16) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	12	9.25	0.02514	0.01618	35.63
100	12	9.25	0.05198	0.03480	32.95
100	12	9.07	0.07506	0.05122	31.76
100	12	9.07	0.10015	0.07009	30.01
100	12	9.25	0.12515	0.08806	29.64
100	12	9.22	0.15031	0.11297	24.84

ตารางที่ ข.16 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีโพรพิลีน (MP-40) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	9.21	0.02514	0.01753	30.29
100	14	9.25	0.05029	0.03610	28.23
100	14	9.17	0.07527	0.05427	27.90
100	14	9.12	0.10010	0.07481	25.27
100	14	9.10	0.12508	0.09612	23.15
100	14	9.19	0.15020	0.11760	21.71

ตารางที่ ข.17 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีเอทิลีน (MP-40) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	9.18	0.02511	0.01735	30.90
100	14	9.17	0.05036	0.03599	28.54
100	14	9.24	0.07526	0.05460	27.46
100	14	9.17	0.10080	0.07417	26.42
100	14	9.15	0.12527	0.09615	23.24
100	14	9.10	0.15054	0.11994	20.33

ตารางที่ ข.18 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีสไตรีน (MP-40) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	9.20	0.02521	0.01676	33.52
100	14	9.24	0.05069	0.03594	29.10
100	14	9.11	0.07529	0.05385	28.47
100	14	9.11	0.10052	0.07322	27.16
100	14	9.22	0.12534	0.09349	25.41
100	14	9.27	0.15064	0.11770	21.87

ตารางที่ ข.19 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีโพรพิลีน (MP-60) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	9.19	0.02508	0.01815	27.64
100	14	9.17	0.05019	0.03908	22.13
100	14	9.22	0.07512	0.05852	22.09
100	14	9.05	0.10010	0.07829	21.79
100	14	9.18	0.12512	0.10002	20.06
100	14	9.13	0.15013	0.12210	18.67

ตารางที่ ข.20 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีเอทิลีน (MP-60) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>0</sub>	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน (g); C <sub>1</sub>	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	9.26	0.02523	0.01843	26.94
100	14	9.22	0.05002	0.03990	23.29
100	14	9.15	0.07507	0.05790	22.87
100	14	9.24	0.10021	0.07815	22.02
100	14	9.20	0.12536	0.10005	20.19
100	14	9.30	0.15083	0.12405	17.75

ตารางที่ ข.21 ผลการศึกษาน้ำหนักของไมโครพลาสติกชนิดโพลีสไตรีน (MP-60) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพ

ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAC (mg/L)	ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Anion Polymer (mg/L)	pH	น้ำหนักไมโครพลาสติกก่อนกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_0$	น้ำหนักไมโครพลาสติกหลังกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟ্লอคคูเลชัน (g); $C_1$	ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติก (%)
100	14	9.24	0.02520	0.01806	28.35
100	14	9.24	0.05161	0.03828	25.83
100	14	9.11	0.07518	0.05705	24.11
100	14	9.17	0.10030	0.07687	23.37
100	14	9.20	0.12531	0.10168	18.86
100	14	9.19	0.15017	0.12506	16.72

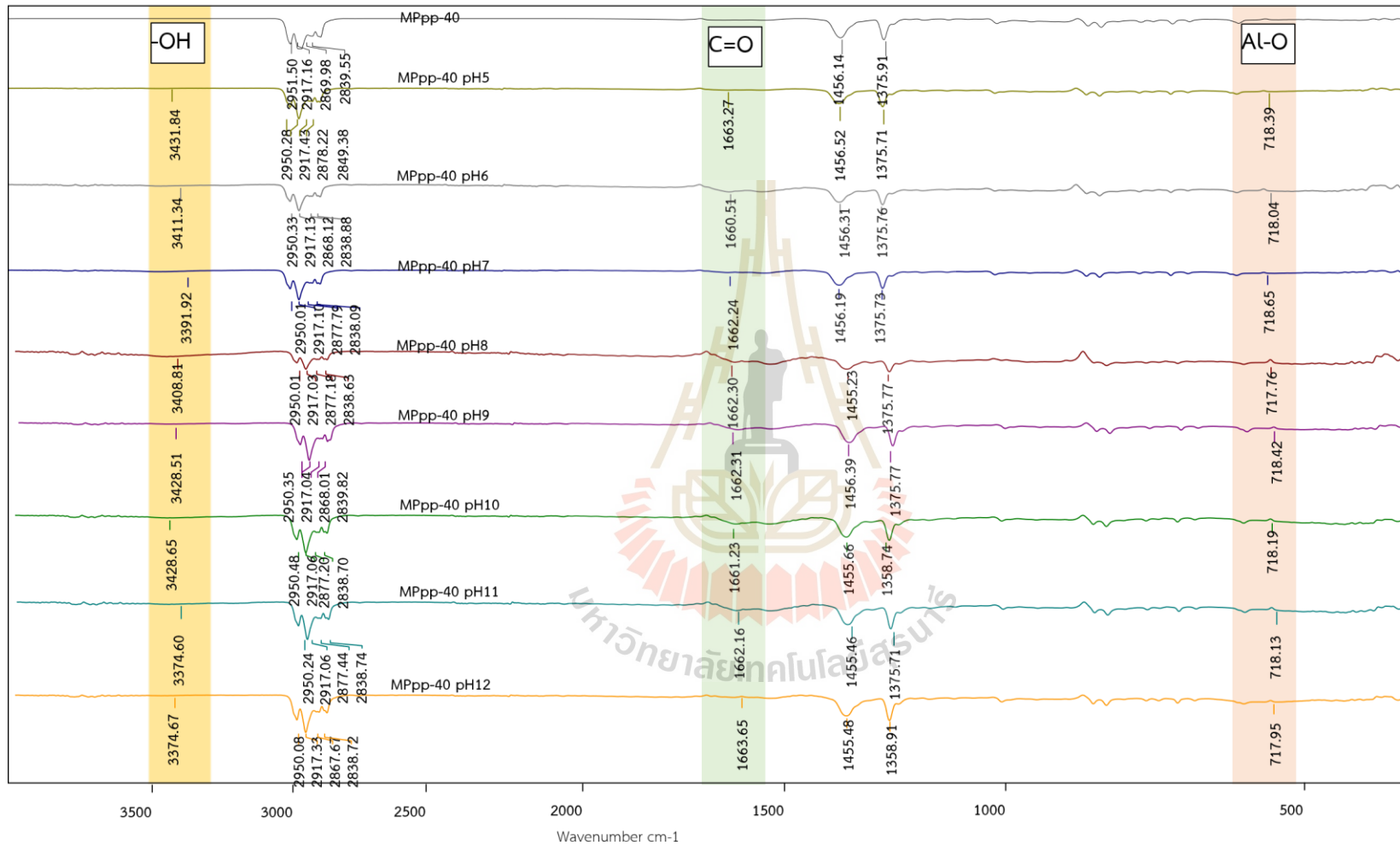




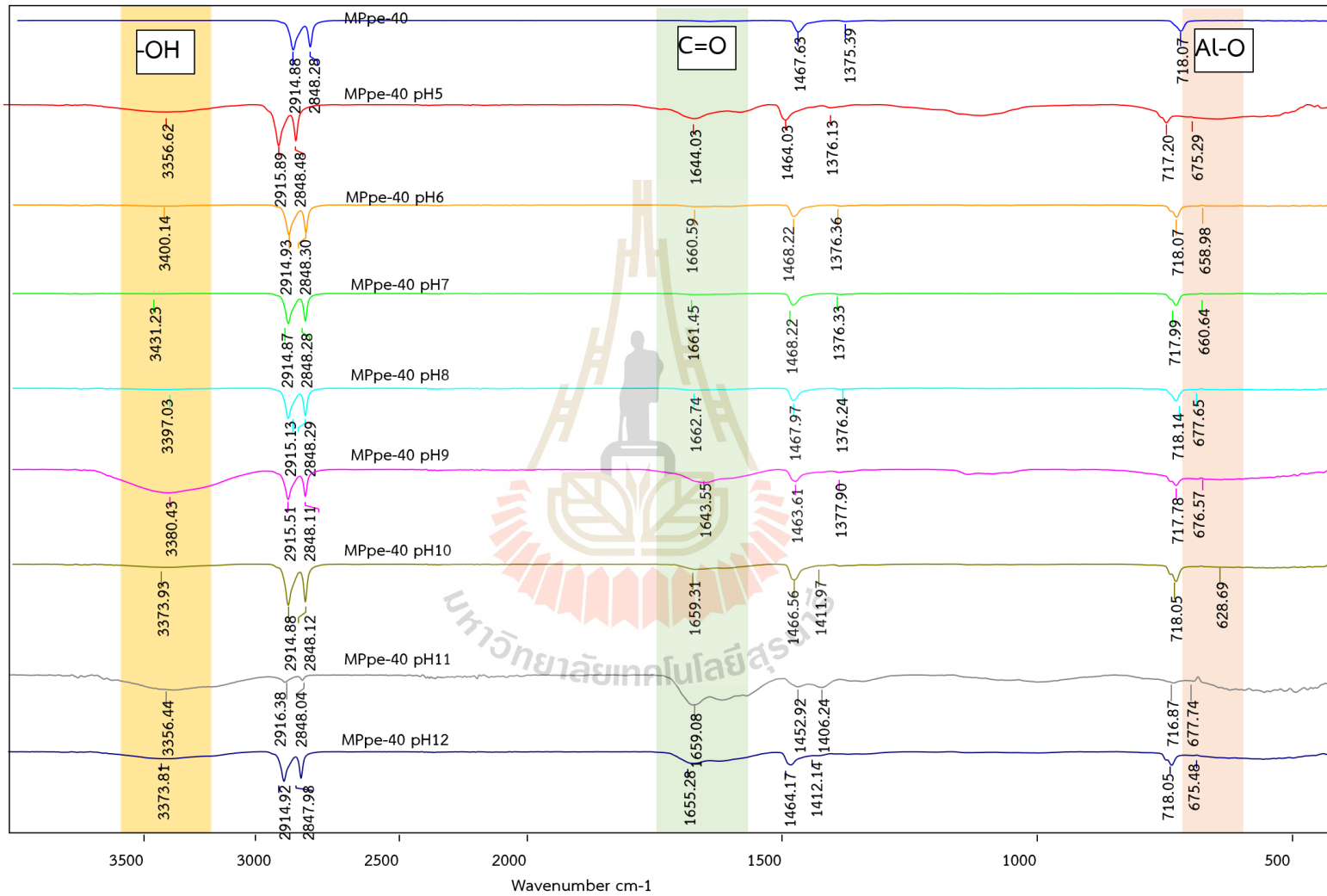


ภาคผนวก ค

ผลการศึกษาหุ้ฟังก์ชันของไมโครพลาสติก



รูปที่ ค.1 ผลการศึกษา FT-IR spectrum ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH 5-12



รูปที่ ค.2 ผลการศึกษา FT-IR spectrum ของไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนก่อนและหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH 5-12



ภาคผนวก ง  
บทความทางวิชาการที่ได้รับการเผยแพร่ในระหว่างการศึกษา



## รายชื่อบทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างการศึกษา

### รายชื่อบทความวิชาการวารสารระดับชาติ

Kanjanapruthipong, K., Yimrattanabovorn, J., Wichitsathian, B., Wonglertarak, W. (2023).  
Efficiency of Microplastics Removal using Coagulation-Flocculation Process.  
ISER-ICES-23, Nagoya, Japan, 58-63.





## Efficiency of Microplastics Removal using Coagulation-Flocculation Process

<sup>[1]</sup> Kan Kanjanapruthipong, <sup>[2]</sup> Jareeya Yimrattanabovorn, <sup>[3]</sup> Boonchai Wichitsathian,  
<sup>[4]</sup> Watcharapol Wonglertarak

<sup>[1][2][3]</sup> School of Environmental Engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology,  
Nakhon Ratchasima, Thailand.

<sup>[4]</sup> School of Environmental Engineering and Disaster Management, Mahidol University, Kanchanaburi Campus, Thailand.

**Abstract** — Microplastic pollution is a significant environmental concern, and there has been a growing interest in developing methods for removing microplastics from water to mitigate their impact on the environment and human health. Several studies suggest that coagulation can be an effective method of removing microplastics from wastewater. The objective of this study is to investigate the removal efficiency of PS and PE using coagulation processes and to identify the factors that affect the efficiency of PS and PE removal. The results found that, the optimum conditions for the coagulation process to achieve maximum removal efficiency were found to be a PAC concentration of 100 mg/L, a polyacrylamide concentration of 10 mg/L, and an initial pH of 9 for both PE and PS microplastic samples. And the removal efficiency of PS microplastic samples was found to be higher than that of PE microplastic samples. This study offers theoretical support for future research on microplastic and nano plastic removal. It also provides a potential avenue for further studies on emerging pollutants or water purification in real-world bodies of water.

**Index Terms**—Microplastics, Removal efficiency, Coagulation, Polystyrene, Polyethylene.

### I. INTRODUCTION

Microplastic pollution is a significant environmental concern, and there has been a growing interest in developing methods for removing microplastics from water to mitigate their impact on the environment and human health. Several research studies have investigated different methods for microplastic removal in water treatment. The plastics particles with size less than 5 mm are defined as microplastics (MPs) [1,2]. Microplastics can be derived from the decomposition of large plastics in light, heat and biology [3]. In recent years, microplastics have been found in oceans [4], rivers [5], groundwater [6,7], and even tap water [8]. Several research studies have investigated different methods for microplastic removal in water treatment. There have been several studies on the use of coagulation as a method of microplastic removal. Overall, these studies suggest that coagulation can be an effective method of removing microplastics from wastewater. The efficiency of this process depends on several factors,

including the type and dosage of the coagulant and flocculant [9, 10], the characteristics of the microplastics, and the water quality parameters.

The characteristics of microplastics, such as size, shape, surface charge, and composition, can have a significant effect on the efficiency of coagulation removal. Understanding the characteristics of microplastics is important for optimizing coagulation removal efficiency and developing effective microplastic removal strategies. There have been several studies on the use of coagulation as a method of microplastic removal. Several researchers investigated the use of two coagulants, polyaluminum chloride (PAC) and ferric chloride ( $\text{FeCl}_3$ ), to remove microplastics from water [11]. They found that both coagulants were effective at removing microplastics, with PAC showing slightly better performance. Polystyrene (PS) and polyethylene (PE) are two of the most commonly found microplastics in the environment. PS and PE microplastics are persistent pollutants in water resources and can have negative impacts on aquatic ecosystems and

## Efficiency of Microplastics Removal using Coagulation-Flocculation Process

human health. Coagulation-flocculation is a promising method for the removal of microplastics from water resources, but further research is needed to optimize the process and determine the most effective coagulant and flocculant types and dosages for different water types and conditions.

The objective of this study is to investigate the removal efficiency of PS and PE using coagulation processes and to identify the factors that affect the efficiency of PS and PE removal. The results of this study can be applied to improve water treatment processes.

### II. MATERIALS AND METHODS

#### 2.1 Materials

Polystyrene (PS) samples were obtained from Somboon Packaging (888) Company, Thailand, and polyethylene (PE) samples were obtained from Thantawan Industry, Thailand. The samples were crushed to less than 5 mm using a blender (Phillip blender 3000 series (HR2041, China), as shown in Figure 1, and then subjected to sieve analysis to ensure that the particle size was within the range of  $425 \mu\text{m} < x < 850 \mu\text{m}$ .

#### 2.2 Coagulation experiments

Polyaluminium chloride (PAC) coagulant was obtained from Dragonal company, Thailand, and polyacrylamide anionic polymer was obtained from the Welkin Enterprise company, Thailand. Stock solutions of PAC and polymer were prepared at a concentration of 1,000 mg/L and stored in the dark at 4°C.



**Figure 1** Use of PS and PE as Microplastic Samples.

The coagulation experiment was conducted using the Jar Tester (ZR4-6, Zhongrun, China) with a water sample volume of 1 L. The microplastic sample was weighed using a 5-position scale balance (Mettler Toledo ML-series, Switzerland), and the mass was recorded as  $M_1$  (g). The concentration of microplastics was prepared at 0.1 g/L. The rapid mixing speed was set initially at 300 rpm for 1 min, followed by slow mixing at 100 rpm for 15 min, and a subsequent sedimentation time of approximately 30 min, as indicated in Table 1. Three experimental series were

conducted, varying the factors of PAC concentration (coagulant), polymer concentration (coagulant aid), and initial pH, as shown in Table 2.

**Table 1** Conditions for controlling coagulation factors

Condition	Unit	rapid mixing	Slow mixing	Sedimentation
Speed	rpm	300	100	-
Time	min	1	15	30
Volume	mL	1,000	1,000	1,000

**Table 2** Variations in Factors of Coagulation Experimental Series

Series	Factors	Unit	PS	PE
1	Coagulant	mg/L	20-160	20-16
2	Coagulant aid	mg/L	2-10	2-10
3	Initial pH	-	5-9	5-9

#### 2.3 Measurement of microplastics

After sedimentation for 30 minutes, the microplastics in the upper layer were extracted. Then, 5 mL of 1 M HCl was added to the extracted microplastics and left for 30 minutes to remove impurities [12]. The microplastics were then filtered using suction filtration through a  $0.45 \mu\text{m}$  glass microfiber filter paper Whatman (GF/F, 47 mm  $\varnothing$ ), followed by drying in an oven at 105 °C and weighed. The mass of the dried microplastics was recorded as  $M_2$  (g). The Efficiency Removal percentages were calculated using Eq (1).

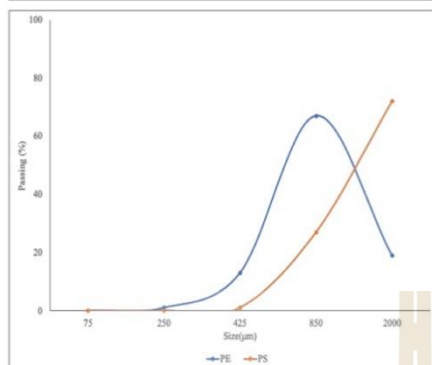
$$\text{Efficiency Removal (\%)} = \left( \frac{M_1 - M_2}{M_1} \right) * 100 \quad (1)$$

### III. RESULTS AND DISCUSSION

#### 3.1 Particle size of Microplastics

The PS and PE microplastic samples were sieved for distribution analysis, as shown in Figure 2. It was found that the PE microplastic sample was in the range of  $425 \mu\text{m} < x < 850 \mu\text{m}$ , accounting for about 67%, while the PS microplastic sample was in the range of  $850 \mu\text{m} < x < 2000 \mu\text{m}$ , accounting for about 72%. Both the PE and PS microplastic samples were found to be in the range of  $425 \mu\text{m} < x < 850 \mu\text{m}$ , accounting for about 91% and 99%, respectively. Several studies have reported widely varying particle sizes of microplastics in natural water resources [13], with the majority of particles being below 500  $\mu\text{m}$  [6].

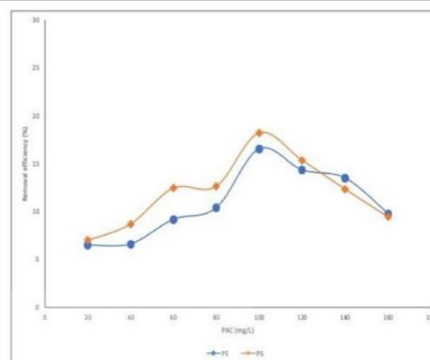
## Efficiency of Microplastics Removal using Coagulation-Flocculation Process



**Figure 2** Particle Size distribution analysis of PE and PS microplastic samples through sieve Analysis.

### 3.2 Effects of coagulant concentration on the removal efficiency of PE and PS.

Previous studies have shown that the concentrations of Al-based coagulants used in actual drinking water treatment are typically below 20 mg/L [14, 15]. During the first coagulation experiments, PAC was used as the coagulant, and different concentrations were applied to investigate the behavior of PE and PS removal. The results of these experiments are shown in Figure 3. The removal performance of PE and PS microplastic samples was investigated using various concentrations of PAC ranging from 20 to 160 mg/L, a polyacrylamide concentration of 10 mg/L, and an initial pH of 7.0. It was found that the removal efficiency increased with an increasing concentration of PAC due to the different densities. With the concentration of PAC elevated, it was easier for PS to sink because of the higher density, and the overall removal efficiency of PS and PE also increased. This trend is similar to what was observed in a previous study [11]. At a PAC concentration of 100 mg/L, the removal efficiencies of PE and PS were 16.54% and 18.23%, respectively. However, when the PAC concentration exceeded 100 mg/L, the removal efficiency of PS and PE remained stable or even slightly decreased. This may be because when the coagulant concentration is too high, the flocs tend to become loose and easily break, leading to a decline in coagulation performance [16]. Another report published at the same time [17] showed that the removal efficiency of PAC for PE was only 3.19%, while the removal efficiency for PS was 50.78%.



**Figure 3** Removal efficiency of PE and PS at various concentrations of PAC

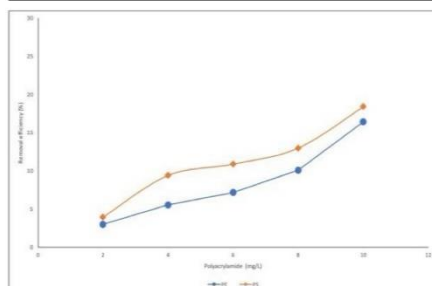
### 3.3 Effects of coagulant aid concentrations on the removal efficiency of PE and PS.

Polyacrylamide is commonly used to enhance coagulation during water treatment due to its excellent performance [18]. In the second experiment, conducted at pH 7.0, polyacrylamide was used as a coagulant aid to further improve the removal efficiency of PS and PE. Concentrations of polyacrylamide ranging from 2 to 10 mg/L, with a fixed PAC concentration of 100 mg/L and initial pH of 7, were applied. The results, shown in Figure 4, indicate that the removal efficiencies of PE and PS microplastic samples increased with increasing polyacrylamide concentration. The highest removal efficiencies of 10.00% and 18.40% were achieved at a polyacrylamide concentration of 10 mg/L. However, it is worth noting that when the concentration of polyacrylamide is too high, the flocs may float up in some cases, which will lead to a reduction in removal efficiency during actual water treatment. Therefore, it is necessary to select the appropriate concentration of polyacrylamide to avoid this problem.

Additionally, PAC performed better when removing microplastics with a size range of 100–400 µm than those <100 µm. This result may be explained by the fact that larger microplastics are more likely to be destabilized than smaller ones once the double layer is compressed. However, in other systems where coagulant aids are present, no significant decrease in removal efficiency was observed when facing different particle sizes, indicating that coagulant aids can improve the performance of coagulation in removing both large and small particles [12]



### Efficiency of Microplastics Removal using Coagulation-Flocculation Process

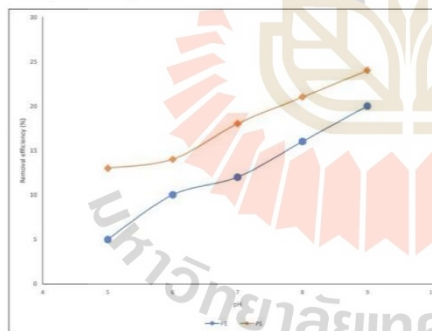


**Figure 4** Removal efficiency of PE and PS at various concentrations of Polyacrylamide.

#### 3.4 Effects of solution pH on PE and PS removal efficiency

The quality of water plays an important role in coagulation behavior. However, it is also known that the solution pH plays a significant role in determining the characteristics of flocs. After reviewing the coagulation mechanism, the study focused on investigating the effects of experimental conditions on the removal efficiency of microplastics. It is well-known that pH plays a significant role in coagulant hydrolysis and coagulation efficiency [15].

Therefore, it is necessary to investigate the effects of various initial pH values ranging from 5 to 9 on the removal efficiency of PE and PS microplastic samples using PAC concentration of 100 mg/L and Polyacrylamide concentration of 10 mg/L, as shown in Figure 5. It was found that the increase in initial pH from 5 to 9 had a minimal effect on the removal efficiencies of PS and PE microplastic samples.

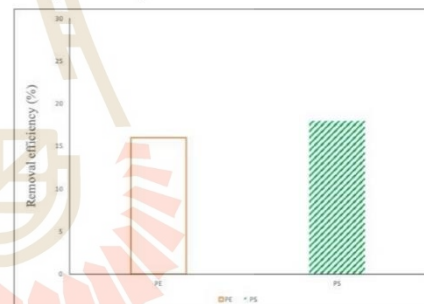


**Figure 5** Removal efficiency of PE and PS microplastics at various initial pH levels.

The highest removal efficiencies of PE and PS microplastics were 19.72% and 24.44%, respectively. Overall, the removal efficiencies in alkaline conditions were slightly higher than those in acidic conditions, which may be due to the promotion of PAC hydrolysis to produce more flocs under alkaline conditions [19]. Therefore, the decrease achieved by low pH may be related to the inhibition of PAC hydrolysis by acidic conditions, which negatively influenced the hydrolysis products. Aluminum salts are commonly used as coagulants in water treatment. There are two main distinct mechanisms: charge neutralization and sweep flocculation, in which solution pH and coagulant dosage play important roles. It is well-known that Al (III) has limited solubility under neutral pH conditions. Therefore, the characteristics of flocs formed during coagulation are important for removing PS and PE particles [14].

#### 3.5 Comparison of the removal efficiencies of PE and PS microplastic samples using coagulation process.

The optimum conditions for the coagulation process to achieve maximum removal efficiency were found to be a PAC concentration of 100 mg/L, a polyacrylamide concentration of 10 mg/L, and an initial pH of 9 for both PE and PS microplastic samples. As shown in Figure 6, the removal efficiency of PS microplastic samples was found to be higher than that of PE microplastic samples. This difference in removal efficiency may be due to the higher density of PS compared to PE.



**Figure 6** Comparison of removal efficiency between PE and PS using coagulation.

#### IV. CONCLUSION

The objective of this study was to investigate and compare the effectiveness of polyacrylamide in conjunction with PAC coagulation for removing PS and PE microplastics. It can be concluded that, the optimum conditions for the coagulation process to achieve maximum removal

### Efficiency of Microplastics Removal using Coagulation-Flocculation Process

efficiency were found to be a PAC concentration of 100 mg/L, a polyacrylamide concentration of 10 mg/L, and an initial pH of 9 for both PE and PS microplastic samples. And the removal efficiency of PS microplastic samples was found to be higher than that of PE microplastic samples. As the coagulant aid concentration increased, the impact of adsorption and sweep flocculation became more significant. The experiments conducted under different conditions revealed that several coagulation systems were highly adaptable. The PAC system has the advantages of being cost-effective, simple to prepare, having low health risks, generating less sludge, and showing strong adaptability. However, its major drawback is the low removal efficiency for microplastics. On the other hand, polyacrylamide is easy to prepare but must be made just before use.

When the concentration of coagulant aid was increased, the impact of adsorption and sweep flocculation became more significant. The experiments conducted under different conditions revealed that several coagulation systems have strong adaptability. The PAC system offers advantages such as low cost, simple preparation, low health risks, less sludge, and strong adaptability. However, its major drawback is the low efficiency in removing microplastics. In addition, polyacrylamide is easy to prepare but must be made just before use. To summarize, this study has confirmed the significant promoting effect and adaptability of various coagulant aids, offering a useful method for mitigating microplastic pollution in tap water.

This study offers theoretical support for future research on microplastic and nano plastic removal. It also provides a potential avenue for further studies on emerging pollutants or water purification in real-world bodies of water.

#### Acknowledgments:

This research was supported by Suranaree University of Technology.

#### REFERENCES

- [1] D. Margolis, F. Bushman, "Persistence by proliferation Science" 345, 143–144, 2014.
- [2] K. Zhang, X. Xiong, H. Hu, C. Wu, Y. Bi, Y. Wu, "Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir," China, *Environ. Sci. Technol.* 51, 3794–3801, 2017
- [3] F. Collard, J. Gasperi, G.W. Gabrielsen, B. Tassin, "Plastic particle ingestion by wild freshwater fish: a critical review," *Environ. Sci. Technol.* 53, 12974–12988, 2019.
- [4] J.W. Jung, J.W. Park, S. Eo, J. Choi, Y.K. Song, Y. Cho, "Ecological risk assessment of microplastics in coastal, shelf, and deep sea waters with a consideration of environmentally relevant size and shape," *Environ. Pollut.* 270, 116217, 2021.
- [5] C. Jiang, L. Yin, Z. Li, X. Wen, X. Luo, S. Hu, "Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau," *Environ. Pollut.* 249, 91–98, 2019.
- [6] S.M. Mintenig, M.G.J. Loder, S. Primpke, G. Gerdt, "Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources," *Sci. Total Environ.* 648, 631–635, 2019
- [7] S. Selvam, K. Jesuraja, S. Venkatraman, Priyadarsi D. Roy, V. Jeyanthi Kumari, "Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India" *Hazardous Materials*. Vol. 402, 123786, 2021.
- [8] H. Tong, Q. Jiang, X. Hu, X. Zhong, "Occurrence and identification of microplastics in tap water from China." *Chemosphere* 252, 126493, 2020.
- [9] D. Fu, C.M. Chen, H. Qi, Z. Fan, Z. Wang, L. Peng, "Occurrences and distribution of microplastic pollution and the control measures in China," *Mar. Pollut. Bull.* 153, 110963, 2020.
- [10] B. Ma, W. Xue, Y. Ding, C. Hu, H. Liu, J. Qu, "Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment," *J. Environ. Sci.* 78, 267–275, 2019.
- [11] L. Yin, X. Wen, D. Huang, C. Du, R. Deng, Z. Zhou, J. Tao, R. Li, W. Zhou, Z. Wang, H. Chen, "Interactions between microplastics/nanoplastics and vascular plants" *Environ. Pollut.* Vol. 290, 117999, 2021.
- [12] Z. Yujian, Z. Guanyu, Y. Jiapeng, X. Xinyi, Y. Zhiwei, W. Xinyu, W. Qingguo, Z. Jing, "Enhanced removal of polyethylene terephthalate microplastics through polyaluminum chloride coagulation with three typical coagulant aids" *Sci. Total Environ.* 800, 2021.
- [13] O.S. Alimi, J. Farmer Budarz, L.M. Hernandez, N. Tufenkji, "Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport". *Environ. Sci. Technol.* 52, 1704–1724. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>, 2018.
- [14] K. Wu, H. Wang, R. Liu, X. Zhao, H. Liu, J. Qu, "Arsenic removal from a high-arsenic wastewater using in situ formed Fe–Mn binary oxide combined with coagulation by polyaluminum chloride," *J. Hazard. Mater.* 185, 990–995, 2011.
- [15] X. Han, H. Lu, Y. Gao, X. Chen, M. Yang, "The role of in situ Fenton coagulation on the removal of benzoic acid," *Chemosphere* 238, 124632, 2020.

---

Efficiency of Microplastics Removal using Coagulation-Flocculation Process

---

- [16] K.W. Lee, W.J. Shim, O.Y. Kwon, J.H. Kang, "Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*." *Environ. Sci. Technol.*, 47, 11278–11283, 2013.
- [17] X.L. Qiao, Z.J. Zhang, N.C. Wang, W. Victor, L. Megan, C.S. Loh, T.H. Ng, "Coagulation pretreatment for a large-scale ultrafiltration process treating water from the Taihu river," *Desalination*, 230, 305-313, 2008.
- [18] B. Xu, T. Ye, D.P. Li, C.H. Hu, Y.L. Lin, S.J. Xia, F.X. Tian, N.Y. Gao, "Measurement of dissolved organic nitrogen in a drinking water treatment plant: size fraction, fate, and relation to water quality parameters," *Sci. Total Environ.* 409, 1116-1122, 2011.
- [19] M. Sillanpää, M.C. Ncibi, A. Matilainen, M. Vepsäläinen, "Removal of naturalorganic matter in drinking water treatment by coagulation: a comprehensive review," *Chemosphere* 190, 54-71, 2018.





## ประวัติผู้เขียน

นายกาญจน์ กาญจนพถุฒิพงศ์ เกิดเมื่อวันศุกร์ที่ 21 พฤษภาคม พ.ศ. 2542 ณ จังหวัดนครราชสีมา สำเร็จการศึกษาระดับชั้นประถมศึกษาจากโรงเรียนอนุบาลนครราชสีมา อำเภอเมืองนครราชสีมา จังหวัดนครราชสีมา ในปีการศึกษา 2554 สำเร็จการศึกษาระดับชั้นมัธยมศึกษาจากโรงเรียนบุญวัฒนา อำเภอเมืองนครราชสีมา จังหวัดนครราชสีมา ในปีการศึกษา 2560 สำเร็จการศึกษาระดับบัณฑิตศึกษาจากสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ในปีการศึกษา 2564 และได้เข้าศึกษาต่อระดับบัณฑิตศึกษาในปีการศึกษา 2564 ได้รับทุนการศึกษา OROG ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

เมื่อเข้าศึกษาต่อในระดับบัณฑิตศึกษาได้ศึกษาและวิจัยในหัวข้อ “ประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน-ฟล็อกคูเลชัน” ในขณะที่ทำการศึกษาอยู่ได้มีโอกาสเป็นผู้ช่วยสอนในรายวิชาของสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม เพื่อเป็นการเพิ่มพูนความรู้ใหม่ ทักษะวิจัย รู้จักการแก้ปัญหา และการทำงานเป็นกลุ่มเพื่อบรรลุเป้าหมายที่วางไว้ นอกจากนี้ได้มีโอกาสเข้าร่วมการนำเสนองานวิจัยในการประชุมระดับนานาชาติ International Conference on Environmental Sciences (ICES-2023) ในหัวข้อ EFFICIENCY OF MICROPLASTICS REMOVAL USING COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS. On 17<sup>th</sup> May 2023, Nagoya, Japan.

