

การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกและยาตกค้างในกลุ่มยา ด้านการอักเสบชนิด
ไม่ใช่สเตียรอยด์จากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล



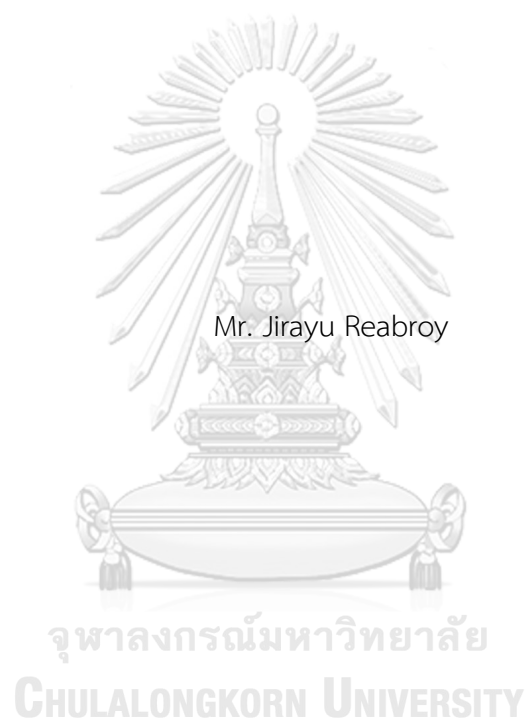
วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา) สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2565

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Ecological risk assessment of microplastics and non-steroid anti inflammatory drugs
residual in hospital wastewater



A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Science in Environmental Science

Inter-Department of Environmental Science

GRADUATE SCHOOL

Chulalongkorn University

Academic Year 2022

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกและยาคัดค้านในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์จากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล
โดย	นายจิรายุ เรียบร้อย
สาขาวิชา	วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วรพจน์ กนกกันทพงษ์
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	อาจารย์ ดร.จตุวัฒน์ แสงसानนท์

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

.....	คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย
(รองศาสตราจารย์ ดร.ยุทธนา ฉัพพรรณรัตน์)	
คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์	ประธานกรรมการ
.....	
(ศาสตราจารย์ ดร.ศรีเลิศ โชติพันธรัตน์)	
.....	อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วรพจน์ กนกกันทพงษ์)	
.....	อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม
(อาจารย์ ดร.จตุวัฒน์ แสงसानนท์)	
.....	กรรมการ
(ดร.ศีลาวุธ ดำรงศิริ)	
.....	กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ภริณดา ทยานุกูล)	

จิรายุ เรียบร้อย : การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกและยา
ตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์จากระบบบำบัดน้ำเสีย
โรงพยาบาล. (Ecological risk assessment of microplastics and non-steroid
anti inflammatory drugs residual in hospital wastewater) อ.ที่ปรึกษาหลัก :
ผศ. ดร.วรวจน์ กนกกันตพงษ์, อ.ที่ปรึกษาร่วม : อ. ดร.จตุวัฒน์ แสงสานนท์

น้ำเสียจากโรงพยาบาลมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกและยาตกค้าง โดยเฉพาะอย่างยิ่ง
ยาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ งานวิจัยนี้ได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำและ
ตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลบริเวณ น้ำเข้าระบบ บ่อเติมอากาศ บ่อตกตะกอน บ่อ
เติมคลอรีน และน้ำทิ้ง ในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ 4 ช่วงเวลา ในเดือนเมษายนถึง
พฤษภาคม พ.ศ. 2565 เพื่อศึกษาความแตกต่างของปริมาณลักษณะของไมโครพลาสติก และยา
ตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำทิ้งและบนพื้นผิวไมโครพลาสติก รวมทั้ง
ประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกและยาตกค้างที่ปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อม ผล
การศึกษาความเข้มข้นใน น้ำเสีย น้ำทิ้ง ตะกอน และประสิทธิภาพการบำบัดช่วงวันธรรมดาและ
วันหยุดสุดสัปดาห์มีค่าอยู่ในช่วง 125 ± 1.89 - 133 ± 8.54 ชิ้น/ลิตร 32 ± 3.10 - 34 ± 3.11 ชิ้น/
ลิตร $4,007 \pm 244.63$ - $4,371 \pm 246.70$ ชิ้น/กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง และ 73.85%-74.11%
ตามลำดับ ไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ในน้ำทิ้งและตะกอนเป็นไมโครพลาสติกชนิดเส้นใย สีดำ ขนาด
ในช่วง 20-100 ไมครอน และเป็นพอลิเมอร์ชนิดพอลิเอไมด์ การปนเปื้อนยาต้านการอักเสบทั้งสาม
ชนิด ได้แก่ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac ในน้ำทิ้ง อยู่ในช่วง 1.97-2 $\mu\text{g/L}$, 0.25-0.51
 $\mu\text{g/L}$ และ 1.74-1.76 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการบำบัด Ibuprofen Naproxen และ
Diclofenac ช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีค่าอยู่ในช่วง 57.08%- 61.22%, 80.23%-
85.08% และ 55.88%- 62.17% ตามลำดับ ปริมาณยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์บนพื้นผิว
ไมโครพลาสติกอยู่ในช่วง 1.66-1.68 $\mu\text{g/L}$, 0.05-0.07 $\mu\text{g/L}$ และ 1.22-1.23 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ การ
ประเมินความเสี่ยงอันตรายของพอลิเมอร์ (H index) ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบ
นิเวศของ(PER) ของไมโครพลาสติกอยู่ในระดับความเสี่ยงสูง และสัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (HQ)
ของ Diclofenac เกิดความเสี่ยงสูงต่อสัตว์น้ำหลายชนิด

สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สห ฝายมือชื่อนิสิต

สาขาวิชา)

ปีการศึกษา 2565

ฝายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก

ฝายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาร่วม

6380115920 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEYWORD: Microplastics, wastewater, wastewater treatment plant, hospital,
NSAIDs

Jirayu Reabroy : Ecological risk assessment of microplastics and non-steroid anti inflammatory drugs residual in hospital wastewater. Advisor: Asst. Prof. Vorapot Kanokkantapong, Ph.D. Co-advisor: JATUWAT SANGSANONT, Ph.D.

Hospital wastewater is contaminated with microplastics and non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) residual. In this study, water and sludge samples were collected from hospital wastewater treatment plants. water samples were collected from 5 units i.e., influent, aeration tank, sedimentation tank, chlorination tank, and effluent, while sludge samples were collected from excess sludge storage tank during weekday and weekend in 4 periods from April to May 2022. Microplastic concentration in influent, effluent, sludge and removal efficiency during weekday and weekend were ranges from 125 ± 1.89 - 133 ± 8.54 particles/L 32 ± 3.10 - 34 ± 3.11 particles/L $4,007\pm 244$ - $4,371\pm 246$ particles/kg dry weight and 73.85%-74.11% respectively. Microplastic characteristics in water and sludge were black fibrous, range of 20-100 μm and polyamide. Three NSAIDs i.e., ibuprofen, naproxen and diclofenac in effluent ranged from 1.97-2 $\mu\text{g/L}$, 0.25-0.51 $\mu\text{g/L}$ and 1.74-1.76 $\mu\text{g/L}$, respectively. Three NSAIDs removal efficiency i.e., ibuprofen, naproxen and diclofenac ranged from 57.08%- 61.22%, 80.23%- 85.08% and 55.88%- 62.17% respectively. three NSAIDs on microplastics i.e., ibuprofen, naproxen and diclofenac ranged from 1.66-1.68 $\mu\text{g/L}$, 0.05-0.07 $\mu\text{g/L}$ and 1.22-1.23 $\mu\text{g/L}$, respectively. Polymer risk index and Potential Ecological Risk of microplastics were high risk. In addition, Diclofenac poses a high risk to aquatic organisms.

Field of Study: Environmental Science

Student's Signature

Academic Year: 2022

Advisor's Signature

Co-advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ต้องขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วรพจน์ กนกกันตพงษ์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก และอาจารย์ ดร.จตุวัฒน์ แสงसानนท์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่ได้กรุณาใช้เวลาแนะนำ ให้คำปรึกษา และถ่ายทอดวิชาความรู้ที่เป็นประโยชน์ในการทำวิทยานิพนธ์ตลอดจนสนับสนุนทุนในการทำวิทยานิพนธ์ครั้งนี้

ขอกราบขอบคุณประธานการสอบวิทยานิพนธ์ ศาสตราจารย์ ดร. ศรีเลิศ โชติพันธรัตน์ และคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ภริณดา ทยานุกูล และ ดร.ศีลาวุธ ดำรงศิริ ที่ได้ให้เกียรติสละเวลาเพื่อการสอบวิทยานิพนธ์นี้และได้ให้คำแนะนำอันเป็นประโยชน์ซึ่งช่วยให้วิทยานิพนธ์นี้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอบคุณโรงพยาบาลจุฬาลงกรณ์ สภากาชาดไทย ที่ให้ความอนุเคราะห์ในการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล และขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย โรงพยาบาลจุฬาลงกรณ์ สภากาชาดไทย ที่อำนวยความสะดวกและให้คำแนะนำเกี่ยวกับระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลในครั้งนี้

ขอบคุณภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่อนุเคราะห์สถานที่และเครื่องมือที่ใช้ในงานวิจัย ขอขอบพระคุณ คุณเกศราภรณ์ แก่นแก้ว และคุณปานสุรีย์ จรรย์วิจิตร เจ้าหน้าที่บริการวิทยาศาสตร์ ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ความรู้ความช่วยเหลือ และคำแนะนำที่เป็นประโยชน์ในงานวิจัย

สุดท้ายนี้ขอขอบคุณ นายประกิต เรียบร้อย(บิดา) นางสาวสัมฤทธิ์ เรียบร้อย(มารดา) นางสาว ศิริยาภรณ์ กันหาชน และครอบครัวที่สนับสนุนทางการศึกษาและให้กำลังใจผู้ทำวิจัย จนสำเร็จไปได้ด้วยดี

จิรายุ เรียบร้อย

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ค
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ง
กิตติกรรมประกาศ.....	จ
สารบัญ.....	ฉ
สารบัญตาราง.....	ช
สารบัญภาพ.....	ญ
บทที่ 1 บทนำ.....	12
1.1 ที่มาและความสำคัญ.....	12
1.2 วัตถุประสงค์.....	15
1.3 สมมติฐานการศึกษา.....	15
1.4 ขอบเขตการศึกษา.....	15
1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	16
บทที่ 2 ทฤษฎีและหลักการที่เกี่ยวข้อง.....	17
2.1 พลาสติก.....	17
2.2 ไมโครพลาสติก.....	22
2.3 ข้อมูลทั่วไปของสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาชนิดยาด้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์.....	35
2.4 ลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาล.....	44
2.5 การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ.....	52
2.6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	57
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	63
3.1 แผนภาพแสดงวิธีดำเนินการวิจัย.....	63

3.2	พื้นที่ศึกษา.....	64
3.3	อุปกรณ์.....	64
3.4	สารเคมี.....	65
3.5	การเก็บตัวอย่าง.....	65
3.6	วิธีวิเคราะห์ตัวอย่าง.....	67
3.7	การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ.....	71
3.8	การควบคุมคุณภาพในการเก็บตัวอย่าง.....	74
3.9	การวิเคราะห์ทางสถิติ.....	75
บทที่ 4	ผลการศึกษาและการอภิปรายผล.....	76
4.1	ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาล.....	76
4.2	ไมโครพลาสติก.....	79
4.3	ยาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์ (NSAIDs).....	102
4.4	การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ.....	112
บทที่ 5	สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ.....	126
5.1	สรุปผลการวิจัย.....	126
5.2	ข้อเสนอแนะ.....	128
บรรณานุกรม.....		129
ประวัติผู้เขียน.....		186

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 1 การศึกษาไมโครพลาสติกในสิ่งแวดล้อม	29
ตารางที่ 2 ผลกระทบของไมโครพลาสติกต่อการเปลี่ยนแปลงทางด้านชีวภาพของสัตว์น้ำ	31
ตารางที่ 3 ผลกระทบโดยรวมของไมโครพลาสติกและสารตกค้างทางเภสัชกรรมที่ดูดซับบนพื้นผิวไมโครพลาสติกต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศแหล่งน้ำ	32
ตารางที่ 4 สารเคมีชนิดต่าง ๆ ที่ใช้ในการตัดแยกไมโครพลาสติก	34
ตารางที่ 5 ลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs)	39
ตารางที่ 6 สถานการณ์การปนเปื้อนยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในสิ่งแวดล้อม	41
ตารางที่ 7 ความเป็นพิษของยาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์	43
ตารางที่ 8 ลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาล	48
ตารางที่ 9 เกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร	51
ตารางที่ 10 การศึกษาเกี่ยวกับลักษณะและความเข้มข้นของไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากระบบบำบัด	60
ตารางที่ 11 พารามิเตอร์ทั่วไปของน้ำเสียและวิธีวิเคราะห์	70
ตารางที่ 12 ระดับความเสี่ยงจากการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์	71
ตารางที่ 13 ระดับดัชนีการระมลพิษ	72
ตารางที่ 14 ผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตราย	73
ตารางที่ 15 ระดับศักยภาพในการสร้างความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติก	74
ตารางที่ 16 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์	78
ตารางที่ 17 ปริมาณและประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลแต่ละหน่วยช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์	86

ตารางที่ 18 เปรียบเทียบความเข้มข้นของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ในน้ำเสียกับการศึกษาอื่น ๆ..... 107

ตารางที่ 19 ผลการประเมิน Polymer risk index (H) ของไมโครพลาสติกแต่ละชนิดในน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ 114

ตารางที่ 20 ผลการประเมินดัชนีความเสี่ยงของพอลิเมอร์ (H)ของไมโครพลาสติกแต่ละชนิดในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์..... 115

ตารางที่ 21 ดัชนีการระมลพิษ (PLI) ของไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ 117

ตารางที่ 22 ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (PER) ของไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์..... 119

ตารางที่ 23 ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกในตะกอนที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์..... 120

ตารางที่ 24 ผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (HQ) ของยากลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำเสียโรงพยาบาล..... 122

ตารางที่ 25 ผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (HQ) ของยากลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์บนพื้นผิวไมโครพลาสติกจากน้ำเสียโรงพยาบาล..... 123

สารบัญภาพ

	หน้า
ภาพที่ 1 โครงสร้างพอลิเมอร์	18
ภาพที่ 2 สัดส่วนการผลิตพลาสติกในแต่ละภูมิภาค	21
ภาพที่ 3 ไมโครพลาสติกที่แยกได้จากตะกอนท้องน้ำ.....	23
ภาพที่ 4 แหล่งกำเนิดไมโครพลาสติก	24
ภาพที่ 5 กระบวนการย่อยสลายพลาสติกในสิ่งแวดล้อม.....	28
ภาพที่ 6 ปริมาณการใช้ในช่วงสัปดาห์.....	48
ภาพที่ 7 ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล	50
ภาพที่ 8 Species Sensitivity Distribution (SSD)	54
ภาพที่ 9 ขั้นตอนการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ	56
ภาพที่ 10 แผนภาพแสดงการเก็บตัวอย่างจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล	66
ภาพที่ 11 กราฟปริมาณเฉลี่ยของไมโครพลาสติกใน (ก) น้ำเสีย และ (ข) ตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์.....	85
ภาพที่ 12 ขนาดไมโครพลาสติกในน้ำเสีย (ก) วันธรรมดา และ(ข) วันหยุดสุดสัปดาห์	89
ภาพที่ 13 ขนาดไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสีย	90
ภาพที่ 14 ชนิดพอลิเมอร์ไมโครพลาสติกในน้ำเสีย (ก) วันธรรมดาและ (ข) วันหยุดสุดสัปดาห์.....	93
ภาพที่ 15 ชนิดพอลิเมอร์ไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสีย.....	94
ภาพที่ 16 รูปร่างไมโครพลาสติกในน้ำเสีย (ก) วันธรรมดา และ (ข) วันหยุดสุดสัปดาห์.....	97
ภาพที่ 17 รูปร่างไมโครพลาสติกในตะกอน	98
ภาพที่ 18 สีของไมโครพลาสติกในน้ำเสีย (ก) วันธรรมดา และ (ข) วันหยุดสุดสัปดาห์	100
ภาพที่ 19 สีของไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสีย	101
ภาพที่ 20 ความเข้มข้นของ (ก) Ibuprofen (ข) Naproxen และ (ค) Diclofenac ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์	106

ภาพที่ 21 ความเข้มข้นยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์บนพื้นผิวไมโครพลาสติกเปรียบเทียบกับความเข้มข้นยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ 111



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

ในปัจจุบันปัญหาพลาสติกเป็นปัญหาที่สำคัญต่อสิ่งแวดล้อมและสุขภาพของประชาชนทั่วโลก (Dris et al., 2020) เนื่องจากพลาสติกเป็นวัสดุสังเคราะห์หรือวัสดุกึ่งสังเคราะห์ที่นิยมใช้อย่างแพร่หลายทั้งในภาคครัวเรือนและอุตสาหกรรม เมื่อพลาสติกเหล่านี้ถูกใช้ในปริมาณมากจะส่งผลกระทบต่อปัญหาขยะ (Liu et al., 2022) และเกิดการปนเปื้อนของพลาสติกขนาดเล็กและขนาดใหญ่ในสิ่งแวดล้อม โดยพลาสติกจะมีลักษณะเป็นพอลิเมอร์ขนาดใหญ่ของสารอินทรีย์ที่เกิดจากกระบวนการโพลีเมอไรเซชัน ซึ่งพลาสติกสามารถจำแนกได้หลายชนิด เช่น โพลีโพรพิลีน (PP) โพลียูรีเทน (PUR) โพลีเอทิลีน (PET) โพลีไวนิลคลอไรด์ (PVC) โพลีสไตรีน (PS) โพลีเอทิลีนชนิดความหนาแน่นสูง (HDPE) และโพลีเอทิลีนชนิดความหนาแน่นต่ำ (LDPE) โดยพลาสติกเป็นวัสดุที่ถูกคิดค้นขึ้นครั้งแรกในปี พ.ศ. 2393 (ค.ศ. 1850) (Plastic, 2019) และเริ่มผลิตเพื่อใช้ในอุตสาหกรรมอย่างจริงจังในปี ค.ศ. 1907 เพื่อเป็นวัตถุดิบสำหรับการผลิตในอุตสาหกรรม อย่างไรก็ตามการเพิ่มขึ้นของประชากรทั่วโลกอย่างต่อเนื่องส่งผลให้พลาสติกถูกผลิตเพิ่มมากขึ้น โดยในปี ค.ศ. 2020 พบว่าพลาสติกถูกผลิตมากขึ้น 200 เท่าเมื่อเปรียบเทียบกับช่วงแรกของการผลิต หรือคิดเป็น 367 ล้านตัน (Plastic, 2019) จากสถานการณ์ดังกล่าวส่งผลให้หน่วยงานต่าง ๆ เริ่มให้ความสำคัญกับปัญหาพลาสติกเพิ่มมากขึ้น

ไมโครพลาสติก คือ พลาสติกที่มีขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตร มีน้ำหนักเบา และคงทนมากในสิ่งแวดล้อม (Akdogan & Guven, 2019) ส่งผลให้เกิดการตกตะกอนได้ยาก สามารถเคลื่อนที่ไปได้ไกลในสิ่งแวดล้อม และสามารถสะสมในระบบนิเวศน้ำเค็ม (Courtene-Jones et al., 2017) และระบบนิเวศน้ำจืด (Besseling et al., 2017) โดยปริมาณไมโครพลาสติกมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นในทุก ๆ ปี ส่งผลให้ไมโครพลาสติกเป็นปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมและสุขภาพที่สำคัญในปัจจุบัน (van Wijnen et al., 2019)

ไมโครพลาสติกสามารถจำแนกเป็น 2 กลุ่มตามแหล่งกำเนิด ได้แก่ ไมโครพลาสติกชนิดปฐมภูมิ (Primary Microplastics) คือ พลาสติกขนาดเล็กที่ถูกผลิตขึ้นมาใช้เพื่อเป็นวัตถุดิบในการผลิต (Auta et al., 2017) เช่น ผลิตภัณฑ์ทางเภสัชกรรม ยาสีฟัน ผลิตภัณฑ์ล้างหน้า เครื่องสำอาง เม็ดพลาสติก และผลิตภัณฑ์อาบน้ำ (Cole et al., 2011) และไมโครพลาสติกชนิดทุติยภูมิ (Secondary

Microplastics) คือ พลาสติกขนาดใหญ่ที่ถูกปลดปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อม เมื่อพลาสติกเหล่านั้นเกิดการสลายตัวเมื่อสัมผัสกับปัจจัยสิ่งแวดล้อมและผ่านกระบวนการต่าง ๆ (Shim et al., 2018) เช่น โฟโตออกซิเดชัน (Photooxidative Degradation) กระบวนการย่อยสลายทางกายภาพ (Physical Degradation) กระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biological Degradation) และกระบวนการย่อยสลายทางเคมี (Chemical Degradation) (Auta et al., 2017) และ (Kataoka et al., 2019) โดยไมโครพลาสติกเหล่านี้สามารถส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศได้ เนื่องจากเป็นอนุภาคขนาดเล็กที่สามารถสะสมได้ในสิ่งมีชีวิตที่อาศัยในระบบนิเวศผ่านการกินต่อกันเป็นทอด ๆ ในห่วงโซ่อาหาร เช่น สัตว์น้ำที่มีเปลือกแข็งหุ้ม และปลา (Akhbarzadeh et al., 2019) และ (Jinhui et al., 2019) นอกจากนี้ไมโครพลาสติกยังถูกพบในอาหารชนิดต่าง ๆ ของมนุษย์ เช่น อาหารทะเล (Tanaka & Takada, 2016) เกลือ (Selvam et al., 2020) และน้ำผึ้ง (Liebezeit, 2015) เป็นต้น

หากพิจารณาไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมมีแหล่งกำเนิดจากหลายแหล่ง ได้แก่ การแตกหักของพลาสติกขนาดใหญ่ในครัวเรือน (Free et al., 2014) หรือการแตกหักของพลาสติกขนาดใหญ่จากกิจกรรมการท่องเที่ยวและการประมง (Eerkes-Medrano et al., 2015) แต่หนึ่งในแหล่งกำเนิดสำคัญที่มีการปลดปล่อยไมโครพลาสติกออกสู่สิ่งแวดล้อม คือ ระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการปลดปล่อยน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ อย่างไรก็ตามน้ำที่ผ่านการบำบัดเหล่านี้ยังคงมีการปนเปื้อนของไมโครพลาสติกจำนวนมาก จากการศึกษาของ (Hongprasith et al., 2020) พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียส่วนกลางของกรุงเทพมหานครที่รองรับน้ำเสียจากกิจกรรมต่าง ๆ ของประชาชนในเขตกรุงเทพมหานครมีปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดปริมาณ 12.2 ชิ้น/ลิตร โดยพบปริมาณไมโครพลาสติกในถังเติมอากาศ 138.2 ชิ้น/ลิตร และมีปริมาณลดลงในน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัด โดยพบปริมาณไมโครพลาสติกในปริมาณ 2 ชิ้น/ลิตร จากข้อมูลดังกล่าวแสดงให้เห็นถึงการปนเปื้อนของไมโครพลาสติกออกสู่สิ่งแวดล้อม

กิจกรรมหลักในครัวเรือนที่ส่งผลให้เกิดการปนเปื้อนไมโครพลาสติกลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน เช่น การใช้ผลิตภัณฑ์พลาสติกในชีวิตประจำวัน การจัดการขยะพลาสติก และการซักล้างเครื่องนุ่งห่ม (Lv et al., 2019) ซึ่งกิจกรรมเหล่านี้เกิดขึ้นในโรงพยาบาลและสถานพยาบาลทั่วไปเช่นกัน ดังนั้นจึงส่งผลให้น้ำเสียจากทั้งสองแหล่งกำเนิดมีลักษณะคล้ายคลึงกัน ยิ่งไปกว่านั้นในกระบวนการรักษาในสถานพยาบาลยังมีการใช้เครื่องมือและอุปกรณ์พลาสติกจำนวนมาก เช่น ท่อยาง เข็มฉีดยา ถังน้ำเกลือ หน้ากากอนามัย ชุดผ่าตัด ไหมเย็บแผล และพลาสติกปิดแผล เป็นต้น (Gill et al., 2021) ซึ่งมีแนวโน้มก่อให้เกิดการปนเปื้อนของไมโครพลาสติกในน้ำเสีย นอกจากนี้ น้ำเสียที่เกิดขึ้นในโรงพยาบาลยังมีการปนเปื้อนไปด้วยสารตกค้างทางเภสัชกรรม (Kanama et al., 2018) ซึ่งเกิดจากกิจกรรมการรักษาผู้ป่วยที่ต้องใช้ยาหรือสารเคมีที่ประกอบด้วยตัวยาสำคัญทาง

เภสัชกรรม โดยเฉพาะอย่างยิ่งยาในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์ที่มีแนวโน้มการใช้เพิ่มสูงขึ้นถึงร้อยละ 67.2 (Luanghirun, 2017) เมื่อสารเหล่านี้ถูกใช้เสร็จสิ้นแล้วจึงถูกปลดปล่อยออกมาพร้อมกับการขับถ่ายของผู้ป่วยและไหลลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลในปริมาณที่แตกต่างกันในแต่ละวัน เนื่องจากกิจกรรมการรักษาผู้ป่วยที่แตกต่างกันในช่วงวันทำงานของเจ้าหน้าที่พยาบาล และวันหยุดสุดสัปดาห์ จากการศึกษาของ (Praveenkumarreddy et al., 2021) ที่ศึกษาเกี่ยวกับปริมาณยาตกค้างกลุ่ม Diclofenac ในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในแต่ละวันของช่วงสัปดาห์ซึ่งพบว่าปริมาณยาตกค้างในช่วงธรรมดาสูงกว่าในวันหยุดสุดสัปดาห์ ในท้ายที่สุดส่งผลให้ไมโครพลาสติกและสารตกค้างทางเภสัชกรรมซึ่งไหลมารวมกันในระบบบำบัดเกิดการดูดซับกันระหว่างไมโครพลาสติกและสารตกค้างทางเภสัชกรรม (Atugoda et al., 2021) ส่งผลให้ปริมาณสารตกค้างทางเภสัชกรรมสูงขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับปริมาณสารตกค้างทางเภสัชกรรมที่อยู่ในน้ำ เมื่อน้ำเสียเหล่านี้ถูกปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะส่งผลให้สัตว์น้ำที่สัมผัสกับไมโครพลาสติกได้รับสารตกค้างทางเภสัชกรรมมากขึ้น (Zhou et al., 2020) เมื่อสารตกค้างทางเภสัชกรรมถูกดูดซึมโดยสัตว์น้ำจะส่งผลให้เกิดความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำเหล่านั้น ซึ่งไม่เพียงแต่จะส่งผลต่อความหลากหลายทางชีวภาพของประเทศแต่อาจส่งผลถึงเศรษฐกิจการประมงของประเทศไทยได้เช่นกัน

ดังนั้นการประเมินความเสี่ยงของไมโครพลาสติกและสารตกค้างทางเภสัชกรรมในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลจึงมีความสำคัญอย่างยิ่งต่อสถานการณ์ในปัจจุบัน ที่การศึกษาหลายชิ้นชี้ให้เห็นถึงผลกระทบอย่างร้ายแรงของไมโครพลาสติกในสิ่งแวดล้อมและสารตกค้างทางเภสัชกรรม ซึ่งจะทำให้ทราบสถานการณ์ความเสี่ยงของไมโครพลาสติกและสารตกค้างทางเภสัชกรรมในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ปลดปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ และสามารถหาแนวทางการแก้ไขต่อไปได้

1.2 วัตถุประสงค์

1. ศึกษาการเปลี่ยนแปลงปริมาณ ลักษณะ ขนาด และชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติก รวมทั้งปริมาณและชนิดของสารตกค้างทางเภสัชกรรมในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์ ได้แก่ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac ในแต่ละส่วนของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์
2. ประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศจากสารตกค้างทางเภสัชกรรมและไมโครพลาสติกที่ถูกปลดปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

1.3 สมมติฐานการศึกษา

1. ปริมาณไมโครพลาสติกเฉลี่ยในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลแต่ละส่วนมีค่าแตกต่างกันในช่วงวันธรรมดามากกว่าวันหยุดสุดสัปดาห์
2. Ibuprofen สามารถดูดซับกับไมโครพลาสติกได้มากที่สุด
3. ยาตกค้างในน้ำเสียน้ำเสียกลุ่ม Ibuprofen ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดและบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกมีความเสี่ยงต่อระบบนิเวศสูงที่สุด

1.4 ขอบเขตการศึกษา

1. ตัวอย่างน้ำ และตะกอน ถูกเก็บจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลจุฬาลงกรณ์ สภากาชาดไทย กรุงเทพมหานคร
2. เก็บตัวอย่างจำนวน 8 ครั้ง โดยจำแนกออกเป็นวันธรรมดาจำนวน 4 ครั้ง และวันหยุดสุดสัปดาห์จำนวน 4 ครั้ง ซึ่งในแต่ละครั้งจะเก็บตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด (Influent) น้ำจากบ่อเติมอากาศ (Aeration Tank) น้ำจากถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) น้ำจากถังเติมคลอรีน (Chlorination Tank) น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด (Effluent) และตะกอนจากตะกอนส่วนเกิน (Excess Sludge)
3. ใช้การวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการเพื่อวิเคราะห์ความแตกต่างของขนาดไมโครพลาสติก 20–100 ไมครอน 101–200 ไมครอน 201–300 ไมครอน 301–400 ไมครอน 401–500 ไมครอน 501–600 ไมครอน 601–700 ไมครอน 701–800 ไมครอน และ ขนาดใหญ่กว่า 800 ไมครอน ลักษณะของไมโครพลาสติก (Fiber Pellet Film Spherical และ Fragment) และชนิดพอลิเมอร์ (PP PE PS และ PVC เป็นต้น)
4. วิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ของตัวอย่างน้ำ ได้แก่ Temperature (°C), TOC (mg/L), COD (mg/L), TS (mg/L), TDS (mg/L), TSS (mg/L) และ TKN (mg/L)

5. สถานที่ปฏิบัติการ ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
6. วิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงปริมาณ และชนิดของสารตกค้างทางเภสัชกรรมในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์ (Non-steroidal Anti-inflammatory drugs) ที่ดูดซับกับไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล ได้แก่ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac ในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์
7. ประเมินความเสี่ยงที่มีศักยภาพต่อระบบนิเวศโดยอาศัยวิธีการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของ (U.S., 1980)

1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบถึงปริมาณและลักษณะของไมโครพลาสติก รวมทั้งชนิดและปริมาณของสารตกค้างทางเภสัชกรรมในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์ในน้ำและที่ดูดซับบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล
2. ทราบถึงศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติก และสารตกค้างทางเภสัชกรรมในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์ที่ดูดซับบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล
3. ใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานเพื่อเฝ้าระวังการปนเปื้อนไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำ

บทที่ 2

ทฤษฎีและหลักการที่เกี่ยวข้อง

2.1 พลาสติก

2.1.1 ข้อมูลทั่วไปของพลาสติก

พลาสติกเป็นวัสดุพอลิเมอร์ของสารอินทรีย์ที่เกิดจากการรวมตัวและทำพันธะกันของธาตุที่สำคัญ ได้แก่ คาร์บอน ไฮโดรเจน และยังมีธาตุอื่นเป็นองค์ประกอบเพิ่มเติม เช่น ออกซิเจน ไนโตรเจน ซัลเฟอร์ ฟลูออรีน คลอรีน เรียกว่า Additive โดยโครงสร้างของพลาสติกประกอบด้วย คาร์บอนต่อกันเป็นสายยาว เรียกว่า Backbone ซึ่งเป็นแกนกลางโครงสร้างของพอลิเมอร์ และมีโครงสร้างหรือธาตุอื่นมาเกาะบริเวณ Backbone เรียกว่า Side Chains ซึ่งเป็นตัวกำหนดชนิดและลักษณะของพอลิเมอร์ โดยกระบวนการผลิตพลาสติกเกิดจากกระบวนการพอลิเมอร์ไรเซชัน (Polymerization) ที่อาศัยไฮโดรคาร์บอนซึ่งเป็นมอนอเมอร์ (Monomer) เช่น เอทิลีน สไตรีน มาต่อกันเป็นโมเลกุลที่มีขนาดใหญ่ขึ้นเรียกว่าพอลิเมอร์ (Polymer) เช่น พอลิเอทิลีน พอลิสไตรีน จากนั้นจึงนำพอลิเมอร์เหล่านี้ไปขึ้นรูปกลายเป็นเม็ดพลาสติก หรือผลิตภัณฑ์พลาสติกต่าง ๆ ต่อไป (Ebbing, 2016)

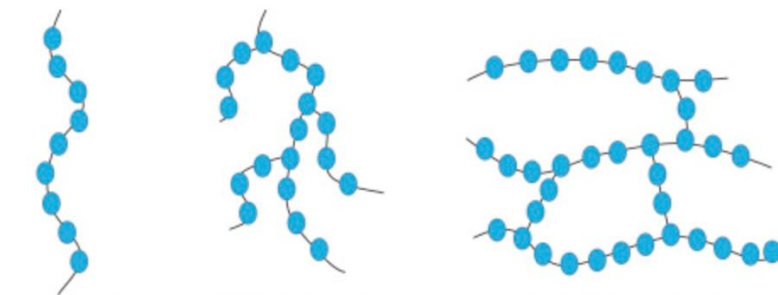
2.1.2 โครงสร้างของพลาสติก

โครงสร้างของพลาสติกสามารถจำแนกออกเป็น 3 แบบ (Shrivastava, 2018) ตามการเรียงตัวของมอนอเมอร์ (ดังภาพที่ 1)

1) **พอลิเมอร์แบบเส้น (Linear Polymer)** คือ พอลิเมอร์ที่มีลักษณะเป็นเส้นตรงและมีสายยาว เกิดจากมอนอเมอร์จำนวนมากที่เรียงต่อกันด้วยแรงแวนเดอร์วาลส์ (Vander Waals Attractions) เมื่อมีการเรียงต่อกันจะส่งผลให้พอลิเมอร์เรียงชิดติดกันเป็นพลาสติกที่มีความหนาแน่นและจุดหลอมเหลวสูง มีลักษณะแข็ง ชุ่มและเหนียวกว่าโครงสร้างแบบอื่น ๆ

2) **พอลิเมอร์แบบกิ่ง (Branched Polymers)** คือ พอลิเมอร์ที่เกิดจากการรวมตัวของมอนอเมอร์ด้วยแรงแวนเดอร์วาลส์มีลักษณะแตกกิ่ง ทั้งกิ่งสั้นและกิ่งยาว ซึ่งลักษณะการแตกกิ่งเช่นนี้ทำให้พลาสติกชนิดนี้มีความหนาแน่นและจุดหลอมเหลวต่ำ สามารถยืดหยุ่นได้ ความเหนียวต่ำ โครงสร้างเปลี่ยนรูปได้ง่ายเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น

3) **พอลิเมอร์แบบร่างแห (Crosslinked Polymers)** คือ พอลิเมอร์ที่เกิดจากการรวมตัวกันของมอนอเมอร์ด้วยแรงแวนเดอร์วาลส์ โดยมีลักษณะการเรียงตัวต่อกันเป็นร่างแห ส่งผลให้พลาสติกชนิดนี้มีความแข็งแรง แต่เปราะหักง่าย



ภาพที่ 1 โครงสร้างพอลิเมอร์

ที่มา: (Shrivastava, 2018)

2.1.3 ประเภทของพลาสติก

1) **เทอร์โมพลาสติก (Thermoplastic)** คือ พลาสติกที่สามารถยืดหยุ่นได้หรือนำไปขึ้นรูปเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นและแข็งตัวลงเมื่ออุณหภูมิลดลง (Baeurle et al., 2006) เนื่องจากพันธะของพลาสติกชนิดนี้จะอ่อนตัวลงอย่างรวดเร็วเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นและจะกลายเป็นของเหลวที่มีความหนืด ดังนั้นในอุตสาหกรรมการผลิตพลาสติกจึงนำข้อดีเหล่านี้มาใช้ในการผลิตชิ้นส่วนต่าง ๆ ด้วยการแปรรูปพอลิเมอร์ การอัดขึ้นรูป โดยพลาสติกชนิดนี้มีลักษณะเด่น คือ มีความเหนียว และสามารถทำให้มีสีสันทัดได้ง่าย พลาสติกชนิดเทอร์โมพลาสติกที่นิยมใช้ในประเทศไทย ได้แก่

- **PE (Polyethylene)** คือ พลาสติกที่เกิดจากการรวมกันของเอทิลีนซึ่งเป็นมอนอเมอร์ที่ต่อกันด้วยแรงแวนเดอร์วาลส์ โดยมีโครงสร้างทางเคมี คือ C_2H_4 สามารถจำแนกได้เป็น 3 ชนิด ตามความหนาแน่น ดังนี้

- **LDPE (Low-Density Polyethylene: LDPE)** คือ พลาสติกชนิดโพลีเอทิลีนชนิดความหนาแน่นต่ำ โดยความหนาแน่นอยู่ในช่วง $0.910-0.940 \text{ g/cm}^3$ เนื่องจากในโครงสร้างเกิดการเรียงตัวแบบกึ่ง ซึ่งพลาสติกชนิดนี้มีความยืดหยุ่นสูง สามารถขึ้นรูปได้ง่ายและมีความทนทานต่อสารเคมี จึงมักถูกนำมาขึ้นรูปเป็นขวดพลาสติก ถังพลาสติก หรือของเล่น เป็นต้น

- **LLDPE (Linear Low-Density Polyethylene)** คือ พลาสติกชนิด โพลีเอทิลีนชนิดความหนาแน่นต่ำ ซึ่งแตกต่างจาก LDPE เนื่องจากพอลิเมอร์ชนิดนี้เกิดจาก มอนอเมอร์ที่ต่อกันจนกลายเป็นพอลิเมอร์แบบเส้นตรง เมื่อพอลิเมอร์เหล่านี้มาเรียงต่อกันเป็น พลาสติกจะส่งผลให้มีความแข็งแรงสูง ทนทานต่อการยืดหยุ่น มักนิยมนำมาขึ้นรูปเป็นสายเคเบิล ท่อน้ำ หรือถุงขยะ เป็นต้น

- **HDPE (High-Density Polyethylene)** คือ พลาสติกชนิดโพลีเอทิลีน ชนิดความหนาแน่นสูง เนื่องจากพอลิเอทิลีนชนิดนี้มีโครงสร้างแบบแตกกิ่งน้อยมาก ส่งผลให้เมื่อเรียง ตัวชิดติดกันจะส่งผลให้พลาสติกชนิดนี้มีความแข็งแรงสูง โปร่งแสงน้อยกว่า LDPE โดยพลาสติกชนิด นี้มักนิยมใช้ในการผลิตถุง ถังน้ำมันรถ ทึบห่อ หรือท่อน้ำ เป็นต้น

- **PP (Polypropylene)** คือ พอลิเมอร์ที่เกิดจากการรวมตัวกันของ พอลิโพรพิลีนซึ่งเป็นมอนอเมอร์ โดยมีการเรียงตัวแบบเส้นตรงส่งผลให้พลาสติกชนิดพอลิโพรพิลีนมีความ แข็งแรงสูง ทนทานต่อการยืดหยุ่น ทนต่อความร้อนและสารเคมี มีลักษณะใส ป้องกันการผ่านของ ความชื้นได้ดี แต่ป้องกันการผ่านของอากาศได้ต่ำและไม่ทนความเย็น โดยพลาสติกชนิดนี้มักนิยมใช้ ในการผลิตเป็นบรรจุภัณฑ์ใส่อาหาร เช่น แก้วกาแฟ จานอาหาร ถ้วยร้อน และบรรจุภัณฑ์ที่เข้า ไมโครเวฟได้ รวมทั้งขวดพลาสติก ถัง เปลือกหุ้มแบตเตอรี่ และเฟอร์นิเจอร์ในครัวเรือน เป็นต้น

- **PVC (Polyvinylchloride)** คือ พอลิเมอร์ที่เกิดจากการรวมตัวกันของ ไวนิลคลอไรด์เป็นมอนอเมอร์ มีความแข็งแรงสูง ทนทานต่อการยืดหยุ่น ทนทานต่อสภาพแวดล้อม ปกติ มีความสามารถในการต้านทานน้ำและสารเคมีสูง เป็นฉนวนไฟฟ้าที่ดี ทนทานต่อไขมันและ แอลกอฮอล์ โดยพลาสติกชนิดนี้นิยมใช้ในการผลิตหนังเทียม กระเป๋าต่างค์ กระเป๋าเดินทาง และ สายเคเบิล เป็นต้น

- **PS (Polystyrene)** คือ พอลิเมอร์ที่เกิดจากการรวมกันของสไตรีน มอนอเมอร์ มีความแข็งแรงแต่เปราะแตกง่าย น้ำหนักเบา ไม่มีสี ไม่มีกลิ่น มีความใส เป็นฉนวนไฟฟ้า ที่ดี ทนทานต่อสภาพอากาศปกติ ทนทานต่อสารเคมี แต่ไม่ทนทานต่อสารละลายในกลุ่มสารอินทรีย์ นิยมนำมาทำกล่องพลาสติก ถ้วยกาแฟ แก้วน้ำ หรือโฟม เป็นต้น

- **PET (Polyethylene Terephthalate)** คือพลาสติกที่เกิดจากการสังเคราะห์โดยอาศัยปฏิกิริยาเอสเทอร์ฟิเคชันโดยตรง (Direct Esterification) ของมอนอเมอร์สองชนิด ได้แก่ กรดเทเลฟทาริก (Terephthalic Acid : TPA) และเอทิลีนไกลคอล (Ethylene Glycol : EG) นอกจากนี้พอลิเอทิลีนเทเรฟทาเลตยังสามารถสังเคราะห์ได้จากปฏิกิริยาแลกเปลี่ยนเอสเทอร์ (Ester Interchange) ระหว่างมอนอเมอร์สองชนิด คือ ไดเมทิลทาเลฟทาเลต (Dimethyl Terephthalate, DMT) และเอทิลีนไกลคอล โดยพลาสติกชนิดนี้มีน้ำหนักโมเลกุลสูงมีความเหนียว น้ำหนักเบา ทนทานต่อแรงดึงและแรงกระแทก มีความยืดหยุ่น จึงไม่แตกเมื่อถูกแรงกดดัน จากคุณสมบัติข้างต้นพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนเทเรฟทาเลตจึงถูกนำมาผลิตเป็นขวดบรรจุเครื่องดื่ม แผ่นฟิล์ม แผ่นอะลูมิเนียมฟอยล์ เคลือบพลาสติก หรือขวดบรรจุภัณฑ์ป้องกันออกซิเจนผ่าน เป็นต้น

2) เทอโมเซตติงพลาสติก (Thermosetting Plastic or Thermoset) เป็นพลาสติกที่เกิดจากการทำปฏิกิริยาของเม็ดพลาสติกภายใต้สภาวะที่มีอุณหภูมิและความดันสูง ส่งผลให้พลาสติกชนิดนี้มีคุณสมบัติแข็งแรง ทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิและสารเคมี เมื่อได้รับความร้อนที่สูงมากจะไม่เกิดการหลอมเหลว แต่จะเกิดการแตกหักและไหม้เป็นขี้เถ้า ดังนั้นพลาสติกชนิดนี้จึงไม่สามารถนำไปหลอมและขึ้นรูปใหม่ได้ โดยพลาสติกชนิดเทอโมเซตติงพลาสติกที่นิยมใช้ในประเทศไทย ได้แก่

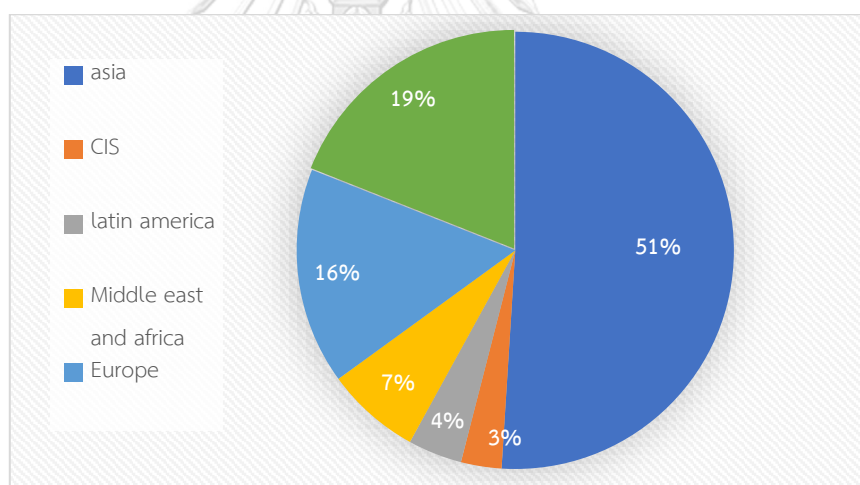
- **เมลามีนเรซิน (Melamine Resin) หรือ เมลามีนฟอรัลดีไฮด์ (Melamine Formaldehyde)** เป็นพลาสติกชนิดเทอโมเซตติงพลาสติกที่เกิดจากปฏิกิริยาพอลิเมอไรเซชันระหว่างเมลามีนกับฟอรัลดีไฮด์ ภายใต้สภาวะอุณหภูมิและความดันสูง มีคุณสมบัติในการต้านการซึมผ่านของของเหลว ทนทานต่อแรงกระแทกและความร้อน จึงนิยมนำมาขึ้นรูปเป็นภาชนะบรรจุอาหาร เครื่องใช้ในครัว แผ่นฟอร์ไมกา แผ่นไม้เมลามีนปูพื้น กระดานไวท์บอร์ด หรือใช้เป็นวัสดุเคลือบผิวหน้าพาติเคิลบอร์ดที่ใช้ในอุตสาหกรรมเฟอร์นิเจอร์ เป็นต้น

- **ฟีนอลฟอรัลดีไฮด์ (Phenol formaldehyde resin)** เป็นพลาสติกที่เกิดจากการทำปฏิกิริยาของฟีนอลและฟอรัลดีไฮด์ โดยพลาสติกชนิดนี้ถูกนำไปใช้ประโยชน์ในอุปกรณ์เครื่องครัว ส่วนประกอบของอุปกรณ์ไฟฟ้า ส่วนประกอบของรถยนต์ ถาดบรรจุสารเคมี ฝารองนั่งโถส้วม นอกจากนี้ยังสามารถผลิตเป็นโฟมและวัสดุเสริมความแข็งแรงในเครื่องบิน

- **พอลิเอสเทอร์** เป็นพลาสติกจากมอนอเมอร์ที่มีหมู่เอสเทอร์มาทำปฏิกิริยากันหลายตัวจนเกิดเป็นโครงสร้างขนาดใหญ่

2.1.4 สถานการณ์อุตสาหกรรมพลาสติก

พลาสติกเป็นวัสดุที่มีความคงทนต่อสิ่งแวดล้อม ทนทานต่อความร้อน ทนทานต่อแรงดึงและแรงกระแทก ป้องกันการรั่วซึมของสารเคมีได้เป็นอย่างดี รวมทั้งมีความหลากหลายในการนำไปใช้ประโยชน์ ดังนั้นจึงส่งผลให้พลาสติกเป็นวัสดุที่มีความสำคัญต่อภาคอุตสาหกรรมและภาคครัวเรือน จึงส่งผลให้ปริมาณการผลิตพลาสติกเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง โดยในปี ค.ศ. 2020 ปริมาณการผลิตพลาสติกทั่วโลกอยู่ที่ 368 ล้านตัน เพิ่มขึ้นจากปี ค.ศ. 2019 คิดเป็นร้อยละ 2.5 และหากพิจารณาสัดส่วนปริมาณการผลิตพลาสติกพบว่า ภูมิภาคเอเชียมีสัดส่วนการผลิตพลาสติกสูงที่สุดอยู่ที่ร้อยละ 51 ของปริมาณพลาสติกที่ถูกผลิตทั่วโลก (ดังภาพที่ 2) รองลงมาคือ ภูมิภาคอเมริกาเหนือ (NAFTA) มีสัดส่วนการผลิตคิดเป็นร้อยละ 19 รองลงมา คือ ยุโรปคิดเป็นร้อยละ 16 (Plastic, 2019) แต่เมื่อจำแนกตามวัตถุประสงค์ในการนำไปใช้ประโยชน์ พบว่า อุตสาหกรรมบรรจุภัณฑ์มีปริมาณการผลิตมากที่สุด คิดเป็นร้อยละ 36 ของปริมาณการผลิตพลาสติกทั้งหมด รองลงมาคือ อุตสาหกรรมก่อสร้าง คิดเป็นร้อยละ 16 และอุตสาหกรรมสิ่งทอ คิดเป็นร้อยละ 14



ภาพที่ 2 สัดส่วนการผลิตพลาสติกในแต่ละภูมิภาค

ที่มา: (Plastic, 2019)

สำหรับประเทศไทยเป็นประเทศหนึ่งที่มีการผลิตพลาสติกเพื่อส่งออกและใช้ภายในประเทศ โดยมีมูลค่าทางเศรษฐกิจของอุตสาหกรรมโดยรวมอยู่ที่ 1.0 ล้านล้านบาท เนื่องจากประเทศไทยมีแหล่งทรัพยากรปิโตรเลียมที่สามารถนำมาผลิตเป็นพลาสติกได้ นอกจากนี้ผู้ประกอบการรายใหญ่ยังมีการพัฒนาเทคโนโลยีอย่างต่อเนื่อง ส่งผลให้การผลิตพลาสติกมีประสิทธิภาพสูงขึ้นและมีคุณภาพดี ซึ่งในปี พ.ศ. 2562 มีปริมาณการผลิตพลาสติกจำนวน 9 ล้านตัน โดยมีปริมาณเพิ่มขึ้นร้อยละ 0.2 เมื่อเปรียบเทียบกับปี พ.ศ. 2561 สำหรับการนำเข้าพลาสติกพบ

ปริมาณการนำเข้าพลาสติกจำนวน 2.3 ล้านตัน ลดลงร้อยละ 7.8 เมื่อเปรียบเทียบกับปี พ.ศ. 2561 จากการคาดการณ์แนวโน้มอุตสาหกรรมพลาสติกในอุตสาหกรรมต่าง ๆ ในปี พ.ศ. 2564-2566 พบว่า (อภิัญญา, 2564)

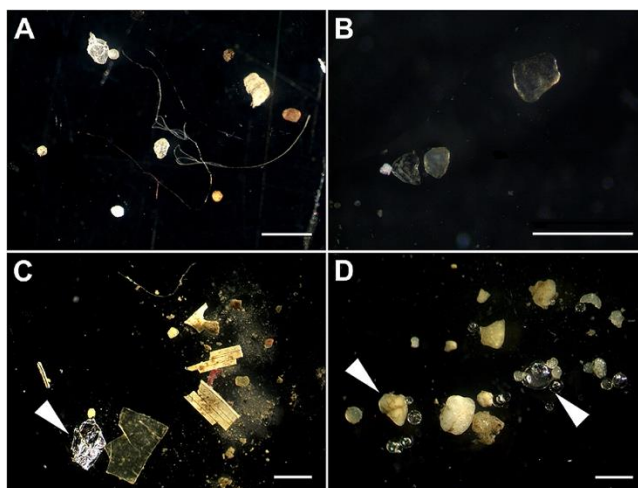
- **อุตสาหกรรมบรรจุภัณฑ์พลาสติก**ของประเทศไทยจะสามารถเติบโตเฉลี่ยร้อยละ 1.0 ต่อปี เนื่องจากการแพร่ระบาดของไวรัส COVID-19 ส่งผลให้ความต้องการใช้บรรจุภัณฑ์อาหารและเครื่องดื่ม (รวมถึงอาหารแช่แข็งและแปรรูปต่าง ๆ) เวชภัณฑ์ และเครื่องสำอางเพิ่มขึ้น
- **อุตสาหกรรมผลิตพลาสติกสำหรับอิเล็กทรอนิกส์และเครื่องใช้ไฟฟ้า**ในปี พ.ศ. 2564 - 2566 คาดว่าจะเติบโตเฉลี่ยร้อยละ 3.0 - 4.0 ต่อปี เนื่องจากการฟื้นตัวของภาคอสังหาริมทรัพย์
- **อุตสาหกรรมชิ้นส่วนยานยนต์**ในประเทศมีแนวโน้มขยายตัวเติบโตเฉลี่ยร้อยละ 3.0 - 4.0 ต่อปี เนื่องจากการสนับสนุนการผลิต Eco-cars ในปัจจุบันเพื่อทดแทนยานพาหนะที่ใช้น้ำมันและก่อให้เกิดมลพิษจำนวนมาก
- **อุตสาหกรรมการก่อสร้าง**จะขยายตัวเฉลี่ยร้อยละ 6.0 - 7.0 ในปี พ.ศ. 2564 - 2566 เนื่องจากการลงทุนของภาคเอกชนที่เพิ่มขึ้น

2.2 ไมโครพลาสติก

2.2.1 ความหมายของไมโครพลาสติก

ไมโครพลาสติก คือ อนุภาคพลาสติกที่มีขนาดเล็กตั้งแต่ 1 μm ถึง 5 mm (ดังภาพที่ 3) มีลักษณะแตกต่างกันตามชนิดของพลาสติก (Jeyasanta et al., 2020) เป็นอนุภาคที่สามารถพบได้ในสิ่งแวดล้อมและระบบนิเวศทั้งระบบนิเวศน้ำทะเล (Mohsen et al., 2019) ระบบนิเวศน้ำจืด (Mendoza & Balcer, 2019) และระบบนิเวศในดิน (Zhou et al., 2020) หรือแม้กระทั่งในบรรยากาศ (Zhang et al., 2020) นอกจากนี้ลักษณะของไมโครพลาสติกเป็นอนุภาคที่มีขนาดเล็กมากและมีพื้นที่ผิวสูงจึงทำให้มีความสามารถในการดูดซับกับมลพิษชนิดอื่นในแหล่งน้ำ เช่น สารตกค้างทางเภสัชกรรม โลหะหนัก หรือเชื้อจุลินทรีย์ ด้วยปัจจัยเหล่านี้ส่งผลให้ไมโครพลาสติกสามารถเข้าสู่ห่วงโซ่อาหารและเกิดการสะสมได้ทั้งในสัตว์และมนุษย์ซึ่งไม่เพียงก่อให้เกิดความเสียหายต่อความหลากหลายทางชีวภาพของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ แต่ยังสามารถก่อให้เกิดความสูญเสียทางด้านสุขภาพและเศรษฐกิจ ซึ่งนอกจากไมโครพลาสติกแล้วยังมีอนุภาคพลาสติกขนาดต่าง ๆ ที่สามารถส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมได้เช่นกัน คือ แมคโครพลาสติก (Macroplastics) ซึ่งเป็นพลาสติกที่มีขนาดใหญ่กว่าไมโครพลาสติกโดยมีขนาดใหญ่กว่า 1 cm เมโซพลาสติก (Mesoplastics) มีขนาด

ตั้งแต่ 1-10 mm และนาโนพลาสติก (Nano plastics) มีขนาดตั้งแต่ 1-1000 nm (Hartmann et al., 2019)



ภาพที่ 3 ไมโครพลาสติกที่แยกได้จากตะกอนท้องน้ำ

ที่มา: (Wagner et al., 2014)

2.2.2 ชนิดของไมโครพลาสติก

ไมโครพลาสติกสามารถจำแนกออกเป็น 2 ชนิดตามลักษณะของต้นกำเนิด แสดงดังนี้

1) **ไมโครพลาสติกชนิดปฐมภูมิ (Primary Microplastic)** คือ พลาสติกขนาดเล็กที่ถูกผลิตขึ้นเพื่อให้เหมาะสมต่อการนำไปใช้ในด้านต่าง ๆ (Auta et al., 2017) เช่น การใช้เป็นส่วนผสมในผลิตภัณฑ์ทำความสะอาดผิวหน้า ยาสีฟัน เครื่องสำอาง ใช้เป็นส่วนผสมของผลิตภัณฑ์ชำระล้างร่างกาย (Cole et al., 2011) ในส่วนของเม็ดขัด (Scrubbers) เป็นพลาสติกขนาดเล็กกว่า 5 มิลลิเมตร นิยมใช้ในช่วงปี ค.ศ. 1970 มีความแข็งและทนทานจึงถูกนำมาเป็นส่วนผสมของผลิตภัณฑ์ทำความสะอาดผิวหน้าเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการทำความสะอาดและสร้างแรงจูงใจในการบริโภคสินค้า โดยเม็ดขัดเหล่านี้จะมีลักษณะและชนิดแตกต่างกันตามวัตถุประสงค์ในการใช้งาน เช่น เครื่องสำอางที่มีการผสมเม็ดขัดชนิดพอลิเอทิลีนและพอลิโพรพิลีนขนาดตั้งแต่ 0.1-0.5 mm โดยไมโครพลาสติกชนิดนี้มักถูกปลดปล่อยออกมาจากกิจกรรมในครัวเรือนหรือสถานพยาบาลที่มีการใช้ผลิตภัณฑ์ทำความสะอาดและปนเปื้อนในน้ำทิ้งที่ถูกปลดปล่อยออกมา ซึ่งส่งผลให้ไมโครพลาสติกสามารถแพร่กระจายลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติและไหลลงสู่ทะเลในที่สุด

2) ไมโครพลาสติกชนิดทุติยภูมิ (Secondary Microplastic) คือ ไมโครพลาสติกที่เกิดจากการแตกตัวและย่อยสลายของพลาสติกขนาดใหญ่โดยอาศัยปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมต่าง ๆ (Shim et al., 2018) เช่น กิจกรรมของจุลินทรีย์ที่ผลิตกรดออกมาย่อยสลายพลาสติก (Biodegradation) กระบวนการย่อยสลายพลาสติกโดยอาศัยแสงอาทิตย์ (Photodegradation) กระบวนการย่อยสลายพลาสติกอย่างช้า ๆ ภายใต้สภาวะออกซิเอทีปที่อุณหภูมิปานกลาง (Thermal Oxidative Degradation) และการย่อยสลายของพลาสติกโดยอาศัยน้ำเป็นตัวกลาง (Hydrolysis) โดยเฉพาะอย่างยิ่งการสลายตัวของพลาสติกขนาดใหญ่ (Plastic Degradation) ทำให้พลาสติกกลายเป็นพลาสติกขนาดเล็กหรือกลายเป็นผง (Auta et al., 2017) และ (Kataoka et al., 2019) นอกจากนี้ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อมแล้วยังคงมีปัจจัยอื่นที่ส่งผลต่อการย่อยสลายของพลาสติก คือ ปัจจัยทางด้านชนิดพอลิเมอร์ของพลาสติกและความหนาแน่น เช่น พลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนเป็นพลาสติกที่มีความหนาแน่นต่ำส่งผลให้พลาสติกชนิดนี้สามารถลอยน้ำได้ดีจึงทำให้พลาสติกชนิดนี้สัมผัสกับแสงอาทิตย์จึงทำให้พลาสติกถูกย่อยสลายได้เร็วกว่าพลาสติกที่มีความหนาแน่นสูง ยิ่งไปกว่านั้นกระบวนการย่อยสลายพลาสติกยังขึ้นอยู่กับปัจจัยทางเคมี เช่น ความเป็นกรด-ด่างของแหล่งน้ำ ปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในแหล่งน้ำ ดังนั้นกระบวนการย่อยสลายของไมโครพลาสติกชนิดปฐมภูมิจึงขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายด้าน ซึ่งส่งผลให้ความเร็วในการย่อยสลายพลาสติกแตกต่างกัน

2.2.3 แหล่งกำเนิดไมโครพลาสติก



ภาพที่ 4 แหล่งกำเนิดไมโครพลาสติก

ที่มา: (Li et al., 2020)

ไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ที่พบในทะเลหรือมหาสมุทร มีแหล่งกำเนิดมาจากกิจกรรมที่อยู่บนฝั่ง (ดังภาพที่ 4) ซึ่งชนิดพอลิเมอร์และรูปร่างของไมโครพลาสติกจะขึ้นอยู่กับชนิดของพลาสติกที่ใช้และลักษณะกิจกรรมบนฝั่งเหล่านั้น โดยแหล่งกำเนิดไมโครพลาสติกที่สำคัญ ได้แก่

1) การใช้ผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพส่วนบุคคล (Personal care products) เป็นแหล่งกำเนิดสำคัญที่ทำให้ไมโครพลาสติกถูกปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ เนื่องจากในกระบวนการผลิตผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพส่วนบุคคล เช่น ยาสีฟัน ผลิตภัณฑ์ล้างหน้า และสบู่ จะมีการเติมไมโครพลาสติกชนิดเม็ดบีดลงไปเพื่อเป็นตัวช่วยในการทำความสะดวกสบายร่างกาย รวมทั้งเพื่อเพิ่มความแรงจูงใจในการซื้อผลิตภัณฑ์ของผู้บริโภค จากการศึกษาของ (Sun et al., 2021) ที่ศึกษาปริมาณของไมโครพลาสติกในผลิตภัณฑ์ดูแลและทำความสะอาดร่างกาย พบว่า ผลิตภัณฑ์เหล่านี้มีการเติมไมโครพลาสติกลงในปริมาณที่แตกต่างกัน โดยผลิตภัณฑ์ล้างหน้ามีการเติมไมโครพลาสติกลักษณะเป็นชิ้น (Fragment) ที่มีขนาด 415 ไมโครเมตร ประมาณ 0.05 กรัมต่อกรัม หรือ 2450 ชิ้นต่อกรัม ในส่วนของผลิตภัณฑ์ชำระล้างร่างกายมีการเติมไมโครพลาสติกขนาด 197 ไมโครเมตร ปริมาณ 0.02 กรัมต่อกรัม หรือ 2.15 ชิ้นต่อกรัม นอกจากนี้ยังพบว่าไมโครพลาสติกมากกว่าร้อยละ 93 คือไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน โดยผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพส่วนบุคคลเหล่านี้มักถูกใช้อย่างแพร่หลายในครัวเรือน รวมถึงการใช้เพื่อรักษาผู้ป่วยในโรงพยาบาล ส่งผลให้ไมโครพลาสติกเหล่านี้ถูกระบายไปพร้อมกับน้ำเสียและลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสียซึ่งบางส่วนจะถูกบำบัดทำให้ปริมาณไมโครพลาสติกลดลง และบางส่วนที่ถูกปลดปล่อยออกไปพร้อมกับน้ำทิ้งจากระบบบำบัดลงสู่แหล่งน้ำผิวดิน

2) ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน เป็นแหล่งกำเนิดไมโครพลาสติกหลักที่ปลดปล่อยไมโครพลาสติกลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ เนื่องจากกิจกรรมในชีวิตประจำวันของมนุษย์มีการใช้พลาสติกจำนวนมากในการดำรงชีวิต ไม่ว่าจะเป็นขวดบรรจุภัณฑ์น้ำดื่ม ขวดบรรจุภัณฑ์เครื่องปรุงอาหาร ขวดสุขภัณฑ์ ถังบรรจุอาหาร ภาชนะบรรจุอาหาร ของเล่นเด็ก ผ้าอนามัย น้ำดื่มบรรจุขวด แพ้มีใส่เอกสาร บัตร หลอดพลาสติกแบบแข็ง หรืออุปกรณ์อิเล็กทรอนิกส์ เป็นต้น ซึ่งการใช้พลาสติกเหล่านี้ทำให้พลาสติกเกิดการสึกกร่อนและสลายกลายเป็นไมโครพลาสติก เมื่อพลาสติกแตกออกเป็นชิ้นเล็กจึงทำให้ไมโครพลาสติกถูกชะไปกับน้ำเสียและเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียในท้ายที่สุด จากการศึกษาของ (Liu et al., 2019) ที่ศึกษาเกี่ยวกับปริมาณและลักษณะของไมโครพลาสติกของระบบบำบัดแบบทุติยภูมิและระบบบำบัดแบบตติยภูมิในแต่ละประเทศทั่วโลก พบว่า ปริมาณไมโครพลาสติกมีปริมาณอยู่ในช่วง 0.28 ชิ้นต่อลิตร ถึง 3.14×10^4 ชิ้นต่อลิตร และปริมาณเฉลี่ยเท่ากับ 1.90×10^3 ชิ้นต่อลิตร ซึ่งปริมาณไมโครพลาสติกเหล่านี้จะแตกต่างกันในแต่ละพื้นที่ เนื่องจากความแตกต่างของจำนวนประชากร ความแตกต่างของชนิดแหล่งกำเนิดและสภาพเศรษฐกิจ นอกจากนี้การศึกษารังนี้ พบว่าลักษณะส่วนใหญ่ของไมโครพลาสติก คือ ไมโครพลาสติกไฟเบอร์ ชนิดพอลิเอทิลีน

3) อุตสาหกรรม เป็นกิจกรรมที่เกิดขึ้นทั่วโลก เนื่องจากเป็นกลไกที่สำคัญในการช่วยพัฒนาเศรษฐกิจของประเทศและทำให้ความเป็นอยู่ของประชาชนดีขึ้น แต่ในทางกลับกัน อุตสาหกรรมก็เป็นหนึ่งในแหล่งกำเนิดมลพิษที่สำคัญ โดยเฉพาะอย่างยิ่งไมโครพลาสติก เนื่องจากในหลายอุตสาหกรรมมีการใช้พลาสติกเป็นวัตถุดิบในการผลิต เช่น อุตสาหกรรมการผลิตเม็ดพลาสติก อุตสาหกรรมการผลิตเครื่องใช้ไฟฟ้า หรืออุตสาหกรรมเครื่องนุ่งห่ม เป็นต้น ซึ่งปริมาณและลักษณะของไมโครพลาสติกจะแตกต่างกันขึ้นอยู่กับลักษณะของอุตสาหกรรม จากการศึกษาของ (Deng et al., 2020) ที่ศึกษาเกี่ยวกับไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเครื่องนุ่งห่มในเมือง Shaoxing ประเทศจีน พบว่า น้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมสิ่งทอมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกอยู่ในช่วง 2.1 - 71.0 ชิ้นต่อลิตร และตะกอนจากอุตสาหกรรมสิ่งทอมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกอยู่ในช่วง 16.7 - 1323.3 ชิ้นต่อลิตร ซึ่งไมโครพลาสติกส่วนใหญ่เป็นโพลีเอสเตอร์มีขนาดเล็กกว่า 1 มิลลิเมตร เนื่องจากในกระบวนการผลิตใช้เส้นใยโพลีเอสเตอร์เป็นเส้นใยในการผลิตเครื่องนุ่งห่ม

4) การเกษตร เป็นกิจกรรมที่มีความสำคัญต่อวิถีชีวิตของมนุษย์ตั้งแต่อดีตจนถึงปัจจุบัน เนื่องจากเป็นกิจกรรมหลักที่ช่วยผลิตอาหารให้เพียงพอต่อความต้องการของมนุษย์ อย่างไรก็ตามกิจกรรมการเกษตรในปัจจุบันมีการเปลี่ยนแปลงไปจากอดีต เนื่องจากมีการนำพลาสติกเข้ามาใช้ในการส่งเสริมการผลิตเพื่อเพิ่มผลผลิตให้เพียงพอต่อความต้องการ เช่น การนำพลาสติกมาใช้สร้างโรงเรือนสำหรับควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของพืช หรือการใช้แผ่นพลาสติกคลุมโรงเรือนเพื่อช่วยรักษาอุณหภูมิและความชื้นในดินให้เหมาะสม จากกิจกรรมเหล่านี้จึงส่งผลให้พลาสติกเกิดการย่อยสลายกลายเป็นไมโครพลาสติก จากการศึกษา (He et al., 2018) ได้ศึกษาเกี่ยวกับปริมาณ ลักษณะและแหล่งกำเนิดของไมโครพลาสติกในระบบนิเวศดินพบว่าในดินมีการปนเปื้อนของไมโครพลาสติกจำนวนมาก โดยมีปริมาณอยู่ในช่วงระหว่าง 62.50 ± 12.97 ถึง 78.00 ± 12.91 ชิ้นต่อกิโลกรัม โดยพลาสติกเหล่านี้มีแหล่งกำเนิดหลักมาจากการใช้พลาสติกคลุมดินและพลาสติกที่ใช้ทำโรงเรือนชนิดพอลิเอทิลีนเพื่อป้องกันศัตรูพืชและควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของพืช นอกจากนี้ไมโครพลาสติกทางการเกษตรยังเกิดจากการใช้ปุ๋ยที่มีส่วนผสมของตะกอนระบบบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากน้ำเสียรองรับน้ำทิ้งจากครัวเรือนที่มีการใช้พลาสติกจำนวนมากส่งผลให้พลาสติกเหล่านั้นเกิดการย่อยสลายระหว่างการใส่ เมื่อไมโครพลาสติกเหล่านี้ปนเปื้อนในดินจะถูกพัดพาโดยน้ำฝนและน้ำที่ไหลตื้นไม่ลงสู่ลำน้ำใต้ดินและน้ำผิวดิน โดยไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ที่พบ คือ พอลิสไตรีน มีขนาดอยู่ในช่วง 1 ถึง 0.05 มิลลิเมตร

2.2.4 การย่อยสลายของพลาสติก

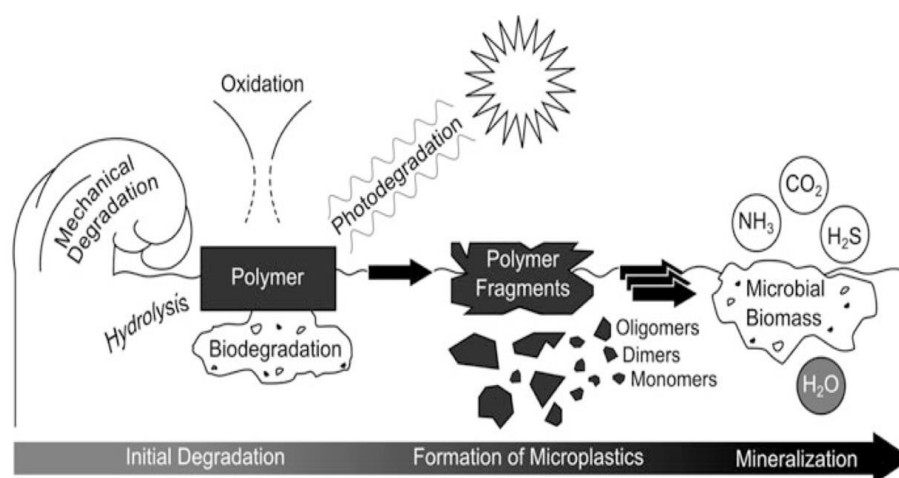
ขยะพลาสติกที่ลงสู่แหล่งน้ำเมื่อสัมผัสกับปัจจัยต่าง ๆ ในสิ่งแวดล้อม ทั้งปัจจัยด้านสิ่งแวดล้อมที่ไม่เกี่ยวข้องกับสิ่งมีชีวิต (Abiotic) เช่น แสงอาทิตย์ สารเคมี คลื่น ลม หรือการเสียดสี เป็นต้น และปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อมที่เกี่ยวข้องกับสิ่งมีชีวิต (Biotic) เช่น จุลินทรีย์ เป็นต้น โดยปัจจัยเหล่านี้จะส่งผลให้พลาสติกเกิดการย่อยสลายกลายเป็นพลาสติกที่มีขนาดเล็ก เช่น Oligomers, Monomers (ดังภาพที่ 5) โดยแต่ละปัจจัยด้านสิ่งแวดล้อมจะมีกระบวนการที่ทำให้พลาสติกมีขนาดเล็กแตกต่างกัน (Wagner & Lambert, 2018) แสดงดังนี้

1) กระบวนการย่อยสลายทางกล (Mechanical Degradation) คือ กระบวนการย่อยสลายไมโครพลาสติกโดยอาศัยปัจจัยทางกลในสิ่งแวดล้อม เมื่อพลาสติกขนาดใหญ่ ถูกปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำจะถูกคลื่นและลมพัดพาไปกับกระแสน้ำส่งผลให้พลาสติกเหล่านี้เกิดการเสียดสีกับวัตถุอื่น ๆ ในธรรมชาติ ซึ่งแรงเสียดทานเหล่านี้จะทำให้พลาสติกเกิดการสลายตัวกลายเป็นพลาสติกขนาดเล็ก และทำให้อนุภาคของพลาสติกมีขนาดอยู่ในช่วงตั้งแต่ 1 ถึง 5,000 ไมโครเมตร นอกจากนี้การเปลี่ยนแปลงสภาวะความร้อนและความเย็นในสิ่งแวดล้อมยังช่วยเร่งการย่อยสลายของพลาสติกได้เช่นกัน

2) กระบวนการย่อยสลายด้วยแสงอาทิตย์ (Photodegradation) คือ กระบวนการย่อยสลายพลาสติกขนาดใหญ่ให้กลายเป็นพลาสติกขนาดเล็กโดยอาศัยปัจจัยด้านแสงอาทิตย์ เนื่องจากพลาสติกขนาดใหญ่ที่ถูกปลดปล่อยลงสู่ธรรมชาติเมื่อสัมผัสกับแสงอาทิตย์จะทำให้เกิดปฏิกิริยา Photooxidation ซึ่งเป็นปฏิกิริยาที่มีแสงเป็นตัวกระตุ้น ทำให้โมโนเมอร์ของพลาสติกเกิดปฏิกิริยาเคมีกับสารชนิดอื่นในสิ่งแวดล้อม และหลุดออกมากลายเป็นพลาสติกขนาดเล็ก

3) กระบวนการย่อยสลายทางเคมี (Chemical Degradation) คือ กระบวนการย่อยสลายพลาสติกให้กลายเป็นพลาสติกขนาดเล็กโดยอาศัยปัจจัยทางด้านเคมีในสิ่งแวดล้อม เช่น ความเป็นกรดเบส และน้ำ เนื่องจากโครงสร้างของพลาสติกเกิดจากโมโนเมอร์ของสารอินทรีย์และสารเติมแต่งจำนวนมาก จึงทำให้โครงสร้างของพลาสติกเกิดปฏิกิริยากับน้ำ เรียกว่า Hydrolysis รวมทั้งยังสามารถทำปฏิกิริยากับสารอื่น ๆ โดยมีออกซิเจนเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเรียกว่า Oxidation ดังนั้นปฏิกิริยาทางเคมีเหล่านี้จึงทำให้โครงสร้างของพลาสติกเปลี่ยนแปลงไป และหลุดออกมากลายเป็นพลาสติกขนาดเล็ก

4) **กระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradation)** คือ กระบวนการย่อยสลายพลาสติกโดยอาศัยปัจจัยทางด้านชีวภาพในสิ่งแวดล้อม เนื่องจากในสิ่งแวดล้อมมีเชื้อจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ใน แหล่งน้ำ เมื่อพลาสติกถูกปลดปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อมจุลินทรีย์เหล่านี้จะมายึดเกาะบนพื้นผิวของพลาสติกและเกิดการเพิ่มจำนวนขึ้น พร้อมกับสร้างสภาวะที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลายเป็นโคโลนีของจุลินทรีย์ซึ่งมีลักษณะเป็นฟิล์มเคลือบบนผิวของพลาสติก ในช่วงการเติบโตของจุลินทรีย์ สิ่งมีชีวิตเหล่านี้จะผลิตสารต่าง ๆ ในรูปกรดอินทรีย์ออกมาซึ่งมีความสามารถในการย่อยสลายโครงสร้างของพลาสติกให้มีขนาดเล็กลงกลายเป็นไมโครพลาสติก



ภาพที่ 5 กระบวนการย่อยสลายพลาสติกในสิ่งแวดล้อม

ที่มา (Wagner & Lambert, 2018)

2.2.5 การปนเปื้อนไมโครพลาสติกในสิ่งแวดล้อม

ปัญหาไมโครพลาสติกเกิดขึ้นพร้อมกับการผลิตพลาสติกเพื่อใช้ในอุตสาหกรรม โดยพลาสติกถูกนำมาใช้ในอุตสาหกรรมครั้งแรกในปี ค.ศ. 1907 ณ เมืองนิวยอร์ก สหรัฐอเมริกา ต่อมาเมื่อพลาสติกเหล่านี้ถูกใช้อย่างแพร่หลายจึงทำให้เกิดขยะพลาสติกขึ้น โดยขยะเหล่านี้บางส่วนปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำ ส่งผลให้ขยะพลาสติกเกิดการย่อยสลายโดยอาศัยปัจจัยทางกายภาพ เคมี และชีวภาพในสิ่งแวดล้อมกลายเป็นไมโครพลาสติก การปนเปื้อนของไมโครพลาสติกในสิ่งแวดล้อมถูกรายงานครั้งแรกในปี พ.ศ. 2512 (ค.ศ. 1969) ซึ่งมีรายงานการพบขยะพลาสติกชิ้นเล็กในกระเพาะอาหารของนกอัลบาทรอสบริเวณชายฝั่งประเทศไอร์แลนด์ (Kenyon & Kridler, 1969) หลังจากนั้นจึงมีรายงานการพบการปนเปื้อนไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำธรรมชาติทั่วโลกจนถึงปัจจุบันทั้งในประเทศแถบยุโรป อเมริกา และเอเชีย (ดังตารางที่ 1)

ประเทศไทยเป็นอีกหนึ่งประเทศที่มีการผลิตพลาสติกจำนวนมาก โดยพบปริมาณการผลิตพลาสติกจำนวน 9 ล้านตันต่อปี (อภิญา ขนนทอง, 2564) ซึ่งส่งผลให้พลาสติกที่ถูกใช้แล้วถูกทิ้งกลายเป็นขยะและถูกปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ ส่งผลให้แหล่งน้ำธรรมชาติในประเทศไทยมีการปนเปื้อนไปด้วยไมโครพลาสติก จากการศึกษาของ (Boontanon et al., 2020) พบว่า บริเวณแม่น้ำเจ้าพระยาตอนล่างมีการปนเปื้อนของไมโครพลาสติกในปริมาณสูงถึง 2.3×10^5 particles/km² โดยจำนวนพลาสติกมากกว่าร้อยละ 70 มีขนาดอยู่ในช่วง 335 ถึง 515 ไมครอน และมีลักษณะเป็นแผ่น (Film) และชิ้นของไมโครพลาสติก (Fragment)

ตารางที่ 1 การศึกษาไมโครพลาสติกในสิ่งแวดล้อม

สถานที่	ผลการศึกษา (item/m ³)	วิธีการเก็บ ตัวอย่าง	ขนาดช่อง (μ m)	อ้างอิง
Pearl River, Hongkong	5595	stainless-steel wire	315	(Fok & Cheung, 2015)
Chao Phraya River, Thailand	80 \pm 65	manta trawl	300	(Ta & Babel, 2020)
Laurentian Great Lakes, USA	1.94- 17.93	neuston nets	333	(McCormick et al., 2014)
Yulin River, China	13-36	stainless-steel sieve	64	(Mao et al., 2020)
Nakdong River, South Korea	293 \pm 83	portable net	20	(Eo et al., 2019)

2.2.6 ความเป็นพิษของไมโครพลาสติก

การปนเปื้อนไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำทั่วโลก (Ivleva et al., 2017) ส่งผลให้สิ่งมีชีวิตที่ดำรงชีวิตในระบบนิเวศทั้งแหล่งน้ำเค็มและแหล่งน้ำจืดได้รับสัมผัสไมโครพลาสติกผ่านการกิน หรือ การกรองผ่านเหงือก เนื่องจากสิ่งมีชีวิตไม่สามารถแยกความแตกต่างระหว่างอนุภาคของไมโครพลาสติกและแพลงก์ตอนได้ นอกจากนี้เมื่อพิจารณาถึงความหนาแน่นของพอลิเมอร์แต่ละชนิด จะแสดงให้เห็นถึงสมบัติการลอยตัวและจมตัวของไมโครพลาสติก เช่น ไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีน และไมโครพลาสติกชนิดพอลิพริลีน มีความหนาแน่นต่ำกว่าน้ำทำให้ไมโครพลาสติกลักษณะนี้แขวนลอยอยู่ในมวลน้ำและที่ถูกกรองผ่านเหงือกโดยสิ่งมีชีวิตในกลุ่ม Filter feeder และ Suspension feeder ซึ่งเป็นกลุ่มสิ่งมีชีวิตที่กินอาหารที่แขวนลอยอยู่ในมวลน้ำ ส่งผลให้สิ่งมีชีวิตกลุ่มนี้มีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกชนิดความหนาแน่นต่ำ ในทางกลับกัน ไมโครพลาสติกชนิดความหนาแน่นสูง เช่น พอลิไวนิลคลอไรด์ พอลิเอทิลีนเทอเลพเทอเรต จะจมตัว และเกิดการสะสมบริเวณตะกอนท้องน้ำส่งผลให้สัตว์ในกลุ่มสัตว์หน้าดิน เช่น หอย กุ้ง หรือปู ได้รับไมโครพลาสติกชนิดความหนาแน่นสูงในปริมาณมากกว่าสัตว์กลุ่มอื่น (Cole et al., 2011) ด้วยปัจจัยต่าง ๆ เหล่านี้ส่งผลให้เกิดการสะสมไมโครพลาสติกในเซลล์และอวัยวะของสัตว์หลายชนิด เช่น สัตว์น้ำในกลุ่มที่มีเปลือกแข็งหุ้มสายพันธุ์ *Neocalanus cristatus* และ *Euphausia pacifica* บริเวณมหาสมุทรแปซิฟิกเหนือ (Desforges et al., 2015) สัตว์ในกลุ่มไส้เดือนทะเลสายพันธุ์ *Arenicola marina* บริเวณทะเลใต้ประเทศฝรั่งเศส (Van Cauwenberghe et al., 2015) สัตว์ในกลุ่มลำตัวอ่อนนุ่มมีเปลือกแข็งหุ้มสายพันธุ์ *Mytilus edulis* บริเวณมหาสมุทรแอตแลนติกเหนือ (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014) ปลาสายพันธุ์ *Galeus melastomus* บริเวณทะเลเมดิเตอร์เรเนียน (Alomar & Deudero, 2017) และสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมสายพันธุ์ *Megaptera novaeangliae* บริเวณชายฝั่งประเทศไอร์แลนด์ (Besseling et al., 2015) เป็นต้น

การปนเปื้อนไมโครพลาสติกในระบบนิเวศน้ำเค็มและน้ำจืด ส่งผลให้เกิดการปนเปื้อนไมโครพลาสติกในเนื้อเยื่อหรือร่างกายของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศแหล่งน้ำตลอดห่วงโซ่อาหาร ตั้งแต่ผู้ผลิตถึงผู้บริโภคอันดับสุดท้าย ซึ่งก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางด้านชีวภาพต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศแตกต่างกันขึ้นอยู่กับชนิด ขนาด ความเข้มข้น และระยะเวลาในการสัมผัสไมโครพลาสติกของสิ่งมีชีวิต (ดังตารางที่ 2) นอกจากนี้สารตกค้างทางเภสัชกรรมที่ดูดซับบนพื้นผิวไมโครพลาสติกยังก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตเช่นกัน (ดังตารางที่ 3) ถึงแม้ว่าการเปลี่ยนแปลงทางชีวภาพในสิ่งมีชีวิตจะแตกต่างกันเนื่องจากความแตกต่างทางด้านสรีรวิทยาของสัตว์และลักษณะของไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำ แต่การเปลี่ยนแปลงนี้ย่อมส่งผลให้เกิดความเปลี่ยนแปลงทางด้านความหลากหลายทางชีวภาพและปริมาณสัตว์น้ำที่ลดลงซึ่งเป็นสิ่งอันตรายต่อระบบนิเวศ

ตารางที่ 2 ผลกระทบของไมโครพลาสติกต่อการเปลี่ยนแปลงทางด้านชีวภาพของสัตว์น้ำ

สายพันธุ์ของ สิ่งมีชีวิต	ลักษณะไมโครพลาสติก	การเปลี่ยนแปลงทางด้านชีวภาพ	อ้างอิง
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Polymer type: Polystyrene Size: 0.05, 0.5, 0.6 μm Concentration: 25, 250 mg/l	ไมโครพลาสติกชนิด Polystyrene ความเข้มข้นสูงทำให้การสังเคราะห์ด้วยแสงลดลง แม้จะลดความเข้มข้นแสงลงไปทีละ 34 แต่อัตราการเติบโตยังคงลดลงร้อยละ 45	(Sjollema et al., 2016)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Polymer type: Polystyrene Size: 0.1, 1, 3 μm Concentration: 10-100 mg/l	ไมโครพลาสติกชนิด Polystyrene 0.1-1 μm ส่งผลต่อการเติบโตของ Microalgae รวมทั้งลดการสังเคราะห์ด้วยแสง เนื่องจาก Oxidative stress ที่ทำลายเยื่อหุ้มของ Pyrenoids	(Mao et al., 2018)
<i>Nephrops norvegicus</i>	Polymer type: polypropylene Size: 3000,5000 μm Concentration: 5 ชิ้น/อาหาร 1.5 กรัม	ไมโครพลาสติกชนิด Polypropylene ลดอัตราการบริโภคอาหาร ลดน้ำหนักตัวของ aquatic fauna รวมทั้งลดอัตราเมแทบอลิซึมและอัตราการสังเคราะห์ลิพิดในร่างกาย	(Welden & Cowie, 2016)
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Polymer type: polyethylene Size: 40-48 μm Concentration: 1, 10, 100,1000 mg/l	ไมโครพลาสติกชนิด Polyethylene มีการสะสมในเนื้อเยื่อสิ่งมีชีวิตในกลุ่ม Mollusca ค่อนข้างต่ำ แต่ยังคงทำให้อัตราการกรองลดลง และก่อให้เกิด Oxidative stress สูงขึ้น ซึ่งเป็นอันตรายต่อเซลล์ของสิ่งมีชีวิต	(Abidli et al., 2021)
<i>Oreochromis niloticus</i>	Polymer type: Polystyrene Size: 0.5, 5, 70-100 μm Concentration: 100 $\mu\text{g/l}$	ไมโครพลาสติกที่สะสมในตัวปลาจะก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของสารสื่อประสาท และเอนไซม์ในสมองและตับของปลา รวมทั้งยังก่อให้เกิด Oxidative stress ต่อเซลล์ของปลา	(Ding et al., 2020)

ตารางที่ 3 ผลกระทบโดยรวมของไมโครพลาสติกและสารตกค้างทางเภสัชกรรมที่ดูดซับบนพื้นผิวไมโครพลาสติกต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศแหล่งน้ำ

สายพันธุ์	ชนิดสารตกค้างทางเภสัชกรรม	ความเข้มข้นของไมโครพลาสติก	การเปลี่ยนแปลงทางด้านชีวภาพ	อ้างอิง
<i>Tetrastelmis chuii</i>	Procainamide/doxycycline	Polymer type: microspheres Size: 1-5 μm Concentration: 1.5 mg/l	ไมโครพลาสติกส่งผลให้สิ่งมีชีวิตดูดซับสารตกค้างทางเภสัชกรรมได้มากขึ้น ซึ่งส่งผลให้อัตราการเจริญเติบโตลดลงและอัตราการเพิ่มชีวมวลของเซลล์ลดลง	(Prata et al., 2018)
<i>Corbicula fluminea</i>	ciprofloxacin	Polymer type: Polystyrene Size: 80 nm และ 8 μm Concentration: 7.81 $\mu\text{g/g}$	Ciprofloxacin ส่งผลให้เกิดความเสียหายต่อระบบประสาทของสิ่งมีชีวิต และทำให้เกิด Oxidative damage ต่ออวัยวะในระบบย่อยอาหาร นอกจากนี้ยังขัดขวางการทำงานของ acetylcholinesterase	(Guo et al., 2021)
<i>Oreochromis niloticus</i>	roxithromycin	Polymer type: polymer microspheres Size: 0.1 μm	Roxithromycin ที่ดูดซับกับไมโครพลาสติกส่งผลให้การสะสม Roxithromycin ในสิ่งมีชีวิตสูงขึ้นทั้งในทางเดินอาหาร สมอง และตับ ส่งผลต่อระบบประสาทและลดการทำงานของ P450 (CYP) enzymes	(Zhang et al., 2019)

2.2.7 วิธีการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกแบบต่าง ๆ

1) **Neuston and Manta Nets** เป็นวิธีการเก็บตัวอย่างโดยใช้อุปกรณ์ Neuston nets หรือ Manta nets เป็นอุปกรณ์เก็บตัวอย่างแพลงก์ตอนบริเวณผิวน้ำที่สามารถนำมาประยุกต์ใช้เพื่อเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกบริเวณผิวน้ำได้ดี เนื่องจากอุปกรณ์ชนิดนี้สามารถใช้ได้ง่าย เก็บตัวอย่างน้ำและไมโครพลาสติกได้มากเพียงพอต่อการวิเคราะห์ โดย Neuston nets หรือ Manta nets มีขนาด pore size จำกัดที่ 333 μm

2) **Plankton Net** เป็นวิธีการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกโดยใช้ Plankton Net หรือ ถังลากแพลงก์ตอนซึ่งเป็นถุงเก็บแพลงก์ตอนในแหล่งน้ำจืดทั่วไป หรือในแหล่งน้ำทะเล ทั้งแพลงก์ตอนพืชและแพลงก์ตอนสัตว์ที่นำมาประยุกต์ใช้เพื่อเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติก โดยตัวถุงมีลักษณะเป็นรูปกรวย ทำด้วยผ้าไนลอนยาว 90 เซนติเมตร ขนาด pore size จำกัดที่ 100 μm

3) **Filtration หรือ Sieving** เป็นการใช้อุปกรณ์คัดแยกขนาดเพื่อทำการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกทั้งในน้ำหรือตะกอน ซึ่งเป็นการใช้อุปกรณ์คัดแยกขนาดที่ขนาด pore size ต่าง ๆ เพื่อกรองอนุภาคที่มีขนาดใหญ่กว่าขนาด pore size โดยอุปกรณ์เก็บตัวอย่างชนิดนี้เป็นที่นิยมอย่างมากในการเก็บตัวอย่างไมโครพลาสติก เนื่องจากสามารถจำแนกไมโครพลาสติกได้หลายขนาด และวิธีการใช้ไม่ยุ่งยาก

2.2.8 วิธีการคัดแยกไมโครพลาสติกแบบต่าง ๆ

ไมโครพลาสติกเป็นของแข็งที่ผสมอยู่กับสิ่งแวดล้อมทั้งในดินและน้ำ ดังนั้นการวิเคราะห์ปริมาณและลักษณะของไมโครพลาสติกในสื่อสิ่งแวดล้อมต่าง ๆ จึงต้องทำการคัดแยกไมโครพลาสติกเหล่านั้นออกจากตัวอย่างที่เก็บมา ซึ่งกระบวนการที่สำคัญในการคัดแยกไมโครพลาสติกออกจากตัวอย่างจะอาศัยการคัดแยกด้วยความหนาแน่น (Density Separation) ซึ่งเป็นกระบวนการที่ใช้สารเคมีชนิดต่าง ๆ (ดังตารางที่ 4) เพื่อทำให้ชั้นไมโครพลาสติกเกิดการแยกชั้นออกจากชั้นของเหลวและสารอินทรีย์

ตารางที่ 4 สารเคมีชนิดต่าง ๆ ที่ใช้ในการตัดแยกไมโครพลาสติก

สารเคมี	ความหนาแน่น (g/cm ³)	ชนิดตัวอย่างที่ เหมาะสม	ข้อดี	ข้อเสีย
Sodium chloride	1.0-1.2	Sediment, water, biota	- ราคาถูก - ความเป็นพิษต่ำ	ไม่สามารถแยก ไมโครพลาสติก ได้ทุกชนิด
Sodium tungstate dihydrate	1.4	Sediment, water, biota	สามารถตัดแยก ไมโครพลาสติกได้ ทุกชนิด	ราคาแพง
Sodium polytungstate	1.4	Sediment, water, biota	ความหนาแน่นสูง	ราคาแพง
Potassium formate	1.6	Sediment, water, biota	สามารถตัดแยก ไมโครพลาสติกได้ ทุกชนิด	ดูดความชื้น
Zinc chloride	1.6-1.8	Sediment, water, biota	- ราคาถูก - ความหนาแน่น สูง	เป็นสารกัด กร่อน มีความ เป็นพิษสูง
Sodium iodide	1.8	Sediment, water, biota	ความหนาแน่นสูง	ราคาแพง

ที่มา: (Stock et al., 2019)

2.2.9 วิธีการย่อยสลายสารอินทรีย์ในตัวอย่างแบบต่าง ๆ เพื่อแยกไมโครพลาสติก

1) **การย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกรด (Acid Digestion)** คือ วิธีการย่อยสลายสารอินทรีย์ในตัวอย่างสิ่งแวดล้อมโดยใช้กรดแก่ ซึ่งจะส่งผลต่อการตัดแยกไมโครพลาสติก โดยกรดที่นิยมนำมาใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ คือ กรดไนตริก (HNO₃) ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในตัวอย่างได้ถึงร้อยละ 94-98 (Claessens et al., 2013) แต่อาจส่งผลกระทบต่อไมโครพลาสติกบางชนิด เช่น PS และ PE ทำให้ไมโครพลาสติกชนิดนี้เกิดการย่อยสลาย นอกจากนี้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกรดจะไม่นิยมใช้กรดไฮโดรคลอริก เนื่องจากกรดชนิดนี้ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในตัวอย่างได้ทั้งหมดและยังส่งผลต่อการย่อยสลายไมโครพลาสติกหลายชนิด เช่น PC PE และ PVC เป็นต้น

2) การย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยด่าง (Alkaline Digestion) คือ การย่อยสลายสารอินทรีย์ในตัวอย่างสิ่งแวดล้อมโดยใช้ด่างต่าง ๆ เพื่อให้สามารถแยกไมโครพลาสติกได้ง่ายขึ้น ซึ่งสารเคมีที่นิยมนำมาใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ได้แก่ โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) หรือโพแทสเซียมไฮดรอกไซด์ (KOH) ที่มีความเข้มข้น 1 M สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ถึงร้อยละ 90 (Cole et al., 2011)

3) การย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยสารกลุ่มออกซิไดซ์ (Oxidizing Digestion) คือ การย่อยสลายสารอินทรีย์โดยอาศัยปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์และสารกลุ่มออกซิไดซ์ โดยสารกลุ่มออกซิไดซ์ที่นิยมนำมาย่อยสลายสารอินทรีย์ คือ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ร้อยละ 30 ซึ่งสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าร้อยละ 90 และส่งผลต่อการย่อยสลายของไมโครพลาสติกน้อยมาก (Nuelle et al., 2014)

2.3 ข้อมูลทั่วไปของสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาชนิดรับประทานที่ไม่ใช่สเตียรอยด์

2.3.1 ความหมายของผลิตภัณฑ์ยา และผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพ

ผลิตภัณฑ์ยา และผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพ (Pharmaceutical and Personal Care Products : PPCPs) หมายถึง ผลิตภัณฑ์ที่ใช้เพื่อวัตถุประสงค์ด้านสุขภาพส่วนบุคคลโดยมีจุดมุ่งหมายเพื่อบรรเทาความเจ็บป่วยของคนและสัตว์ ซึ่งจำแนกออกเป็นผลิตภัณฑ์ยาที่ประชาชนสามารถหาซื้อได้ทั่วไป เช่น Aspirin Acetaminophen Pseudoephedrine และผลิตภัณฑ์ที่ต้องได้รับการรับรองจากแพทย์ เช่น Lipitor® Albuterol Amoxicillin รวมทั้งมีวัตถุประสงค์เพื่อใช้เพิ่มผลผลิตทางด้านการปศุสัตว์ นอกจากนี้ยังหมายถึงผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพซึ่งมีวัตถุประสงค์เพื่อใช้ดูแลและทำความสะอาดร่างกายหรือทำความสะอาดอุปกรณ์ที่ใช้ส่วนบุคคล เช่น สบู่ ผงซักฟอก แชมพู เครื่องสำอาง ผลิตภัณฑ์กำจัดแมลง น้ำยาฆ่าเชื้อ เป็นต้น (Daughton, 2004) โดยผลิตภัณฑ์ยา และผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพเหล่านี้จะประกอบไปด้วยสารเคมีหลายชนิดซึ่งมีโครงสร้างและหน้าที่แตกต่างกันขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ของการนำผลิตภัณฑ์ไปใช้ โดยสารเคมีในผลิตภัณฑ์ยา และผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพถูกสังเคราะห์หรือสกัดขึ้นเพื่อวัตถุประสงค์ในการบรรเทาความเจ็บป่วยและดูแลรักษาร่างกายของมนุษย์ เนื่องจากในปัจจุบันผลิตภัณฑ์ทางเภสัชกรรมมีราคาถูกลงและประชาชนสามารถเข้าถึงได้ง่าย ประกอบกับประชาชนในปัจจุบันให้ความสนใจกับการดูแลสุขภาพมากขึ้น จึงทำให้การอุปโภคและบริโภคผลิตภัณฑ์ทางเภสัชกรรม และผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพเพิ่มสูงขึ้น จึงทำให้สารเคมีเหล่านี้เมื่อถูกใช้เสร็จสิ้นแล้วมีแนวโน้มเกิดการปนเปื้อนไปกับน้ำเสียและไหลลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติและส่งผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางด้านชีวภาพของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศแหล่งน้ำและส่งผลต่อความหลากหลายของสิ่งมีชีวิตในสิ่งแวดล้อมในท้ายที่สุด

2.3.2 ความหมายของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์

ยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs) เป็นผลิตภัณฑ์ในกลุ่มยาที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในโรงพยาบาลและชุมชน มักนิยมเรียกว่า NSAIDs โดยยาในกลุ่มนี้เป็นยาที่มีสรรพคุณในการลดไข้และลดอาการปวดเมื่อยใช้ในปริมาณต่ำ และสามารถใช้เป็นยาลดการอักเสบเมื่อใช้ในปริมาณมาก โดยไม่มีส่วนผสมของสเตียรอยด์ (Rossi, 2006)

2.3.3 กลไกการออกฤทธิ์ของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์

เมื่อร่างกายได้รับบาดเจ็บจะเกิดการสังเคราะห์สารเคมีที่มีชื่อว่า Arachidonic Acid จาก Membrane Phospholipids ของเซลล์ในบริเวณที่เกิดการบาดเจ็บโดยอาศัยการกระตุ้นจากเอนไซม์ที่ชื่อ Phospholipase A2 หลังจากนั้น Arachidonic Acid ก็จะถูกเอนไซม์ Cyclooxygenase-2 (COX-2) และ Lipoxygenase (LOX) เปลี่ยนไปเป็น Prostaglandins (PG) Thromboxane A₂ (TxA₂) Prostaglandin E₂ (PGE₂) Prostacyclin (PGI₂) Thromboxane A₂ (TxA₂) Prostaglandin E₂ (PGE₂) Prostacyclin (PGI₂) และ Leukotrienes (LT) ตามลำดับ ซึ่งเอนไซม์เหล่านี้จะทำหน้าที่ร่วมกันในกระบวนการอักเสบของร่างกายโดยจะทำหน้าที่เหนี่ยวนำให้เกิดเลือดมารวมตัวกันบริเวณที่เกิดการบาดเจ็บและจับตัวกันเพื่อป้องกันไม่ให้ร่างกายเสียเลือด ยิ่งไปกว่านั้นยังทำหน้าที่ลดการจับตัวของเกล็ดเลือดที่ผิดปกติในหลอดเลือดและช่วยขยายหลอดเลือดเพื่อให้เกล็ดเลือดสามารถเคลื่อนที่มายังบริเวณที่บาดเจ็บได้เร็วขึ้น และกระตุ้นให้ร่างกายเกิดการเผาผลาญเพื่อเพิ่มอุณหภูมิของร่างกายให้สูงขึ้น เพื่อเพิ่มการทำงานของเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับการอักเสบ นอกจากนี้ยังเพิ่มการหลั่งเยื่อเมือก และเพิ่มการหลั่ง Bicarbonate บริเวณกระเพาะอาหารและควบคุมการไหลเวียนของเลือดไปที่ไตรวมทั้งการกรองการขับโซเดียมและน้ำของไต ดังนั้นการทำงานของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์จะไปลดการทำงานของเอนไซม์ Cyclooxygenase-2 (COX-2) ส่งผลทำให้เกิดการยับยั้งการสร้างเอนไซม์ Prostaglandins ซึ่งเป็นเอนไซม์ตัวหลักในกระบวนการอักเสบและการเกิดไข้ (Cashman, 1996)

2.3.4 ประโยชน์ของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์

ในสภาวะร่างกายปกติเมื่อได้รับบาดเจ็บหรือการติดเชื้อ ร่างกายจะสร้างสารที่ชื่อ Arachidonic Acid เพื่อส่งสัญญาณให้กับระบบต่าง ๆ ของร่างกายในการช่วยกันรักษาภาวะผิดปกติที่เกิดขึ้นในร่างกาย ซึ่งสาร Arachidonic Acid สามารถถูกเปลี่ยนเป็นสารตัวอื่นได้หลายตัวผ่านการทำงานของเอนไซม์ Cyclooxygenase-2 (COX-2) และ Lipoxygenase(LOX) เช่น Prostaglandins (PG) Thromboxane A₂ (TxA₂) Prostaglandin E₂ (PGE₂) Prostacyclin (PGI₂) Thromboxane A₂ (TxA₂) Prostaglandin E₂ (PGE₂) Prostacyclin (PGI₂) และ Leukotrienes (LT) เป็นต้น ซึ่งสารเหล่านี้สามารถกระตุ้นการทำงานของอวัยวะในร่างกายได้ ดังนั้นยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์จึงสามารถออกฤทธิ์ได้หลายรูปแบบ แสดงดังนี้

1) ฤทธิ์ต้านการอักเสบ (Anti-Inflammatory Effect) ยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์จะสามารถใช้รักษาบรรเทาอาการอักเสบที่เกิดจากโรคข้ออักเสบรูมาตอยด์ ข้ออักเสบเก๊าท์ Rheumatic fever, Juvenile Idiopathic Arthritis, Ankylosing Spondylitis และ Systemic Lupus Erythematosus (SLE) โดยไม่มีผลต่อการออกฤทธิ์ของยาที่ใช้รักษาโรค

2) ฤทธิ์ในการลดไข้ (Antipyretic Effects) ยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์สามารถช่วยลดอาการไข้โดยการยับยั้งการสร้างสาร PGE₂ ซึ่งเป็นอนุพันธ์หนึ่งของ Prostaglandins ที่สามารถควบคุมสมองส่วนที่สั่งการเกี่ยวกับอุณหภูมิในร่างกาย (Thermoregulator Center) บริเวณสมอง Hypothalamus ส่วนหน้าที่กระตุ้นให้ร่างกายมีการเมตาบอลิซึมมากขึ้น เพื่อเพิ่มอุณหภูมิของร่างกายให้เหมาะสมกับการทำงานของเอนไซม์และฮอร์โมนที่เกี่ยวข้องกับการรักษาบาดแผลและฆ่าเชื้อ

3) ฤทธิ์ในการลดอาการปวด (Analgesic Effects) เมื่อใช้ยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในปริมาณต่ำกว่าปริมาณที่ใช้รักษาอาการอักเสบสามารถช่วยบรรเทาอาการปวดจากข้อเข่าเสื่อม อาการปวดศีรษะไมเกรน ปวดฟัน ปวดท้องประจำเดือน ปวดจากนิ่วในท่อไต (Ureteric Stone) จากมะเร็ง ตลอดจนการปวดจากบาดแผลรวมทั้งอาการปวดที่เกิดจากการผ่าตัด การทำหัตถการต่าง ๆ และการทำฟัน โดยการออกฤทธิ์จะสามารถลดการสร้าง Prostaglandins บริเวณระบบประสาทส่วนกลางและส่วนปลาย




4) ฤทธิ์ในการเป็นยาต้านเกล็ดเลือด (Antiplatelet Effects) ยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์จะสามารถลดการแข็งตัวหรือการเกาะกลุ่มของเกล็ดเลือดได้ เนื่องจากยาในกลุ่ม NSAIDs สามารถยับยั้งการสร้างเอนไซม์ Cyclooxygenase-1 (COX-1) บนเกล็ดเลือดทำให้ Thromboxane A2 (TxA2) ลดลง ส่งผลให้เกิดการยับยั้งการจับตัวกันของเกล็ดเลือด

2.3.5. ลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีของยาสำคัญในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิด

ไม่ใช้สเตียรอยด์

ยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) เป็นยาที่ใช้ในการบรรเทาอาการไข้ อาการปวดในระดับต่ำถึงปานกลาง และการอักเสบที่เกิดจากบาดแผลหรือการติดเชื้อที่เกิดจากโรครูมาตอยด์ โรคเก๊าท์ อาการปวดท้องประจำเดือน และอาการปวดไมเกรน นอกจากนี้ไอบิวพลูเฟนยังมีฤทธิ์ในการต้านการแข็งตัวของเลือดในหลอดเลือดดำ โดยยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์สามารถรับผ่านทางารกิน แคปซูล การใช้ยาหยอดตา เจลทาผิว หรือการฉีดเข้าเส้นเลือดโดยตรง หลังจากนั้นจะถูกเปลี่ยนโครงสร้างที่ตับให้อยู่ในรูปที่มีความเป็นพิษน้อยลงและกำจัดออกจากร่างกายผ่านการขับถ่าย โดยยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์เป็นสารอินทรีย์ที่เกิดจากการทำพันธะกันระหว่างคาร์บอน ไฮโดรเจน และออกซิเจน กลายเป็นอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน ซึ่งมีโครงสร้างทางเคมี ลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีต่างกันออกไปตามชนิดของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (ดังตารางที่ 5)

ตารางที่ 5 ลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีของยาต้านการอักเสบชนิดไม่สเตียรอยด์ (NSAIDs)

ชื่อสามัญ	การกำจัด	มวลโมเลกุล (g/mol)	ความหนาแน่น (g/cm ³)	จุดหลอมเหลว (C)	จุดเดือด (c)	ความสามารถในการละลาย (mg/mL) ที่ 25° C	Log kow	โครงสร้างทางเคมี
Ibuprofen	กำจัดที่ทางตับ	206.285	1.03	73-78	157	0.021	3.97	$C_{13}H_{18}O_2$ 
Naproxen	กำจัดที่ทางตับ	230.263	1.14	152-154	403.9	0.0299	3.18	$C_{14}H_{14}O_3$ 
Diclofenac	กำจัดที่ทางตับ	296.148	1.40	283-285	412	0.0482	4.51	$C_{14}H_{11}Cl_2NO_2$ 

2.3.6 สถานการณ์การปนเปื้อนยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำเสีย

ในปัจจุบันการพัฒนาด้านเทคโนโลยีทางการแพทย์และอุตสาหกรรม ส่งผลให้ประชาชนสามารถเข้าถึงการบริการทางการแพทย์ เวชภัณฑ์ และยารักษาโรคได้เพิ่มมากขึ้น ซึ่งจะทำให้ประชาชนสามารถเข้าถึงยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ เช่น Ibuprofen, Naproxen และ Diclofenac ได้สะดวกขึ้น ซึ่งยาประเภทดังกล่าวสามารถใช้ในการรักษาอาการเจ็บป่วยทั่วไป เช่น อาการปวด อาการไข้ หรืออาการอักเสบ รวมทั้งเป็นยาที่ใช้ง่าย และมีวิธีการเก็บรักษาที่ไม่ยุ่งยาก ซึ่งการพัฒนาทางการแพทย์และการเพิ่มการผลิตยาเหล่านี้เพื่อตอบสนองต่อเป้าหมายการพัฒนาที่ยั่งยืนข้อที่ 3 ที่มีเป้าประสงค์เพื่อให้ประชาชนเข้าถึงยารักษาโรค การรักษาพยาบาล และการมีสุขภาพที่ดีทั้งกาย จิตใจ สังคม และปัญญา แต่ในทางกลับกันเมื่อประชาชนสามารถเข้าถึงยารักษาโรคได้โดยสะดวกจะส่งผลให้ความต้องการยารักษาโรคทั่วไปมีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นและทำให้เกิดการใช้ยาเกินความจำเป็น ซึ่งส่งผลให้ตัวยาหรือสารตั้งต้นในการผลิตยาในโรงงานอุตสาหกรรมถูกปลดปล่อยลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย ส่งผลให้น้ำทิ้งที่ถูกปลดปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมมีการปนเปื้อนยา นอกจากนี้สิ่งที่ทำให้สถานการณ์การปนเปื้อนยาในสิ่งแวดล้อมทวีความรุนแรงขึ้น คือ การใช้ยาเกินความจำเป็นของผู้ป่วยในชุมชนและโรงพยาบาล เนื่องจากผู้ป่วยที่รับประทานยาจะไม่สามารถดูดซึมยาเข้าสู่ร่างกายได้ทั้งหมด ซึ่งยาที่ไม่สามารถดูดซึมจะถูกกำจัดผ่านทาง การขับถ่ายของผู้ป่วย ส่งผลให้ยาเหล่านี้ปนเปื้อนมากับน้ำเสียชุมชนและโรงพยาบาล โดยระบบบำบัดน้ำเสียจะปลดปล่อยน้ำทิ้งที่ปนเปื้อนยาออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติส่งผลให้แหล่งน้ำธรรมชาติทั่วโลกกำลังเผชิญกับการปนเปื้อนจากยาตกค้างหลายชนิด (ดังตารางที่ 6)

ตารางที่ 6 สถานการณ์การปนเปื้อนยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่สเตียรอยด์ในสิ่งแวดล้อม

สถานที่	ชนิดของตัวอย่าง	ชนิดของสารตกค้าง	ความเข้มข้น ($\mu\text{g/L}$)	อ้างอิง
Manipal, Southwestern India	ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน	Ibuprofen Naproxen	0.01-94 0.02-6.69	(Praveenkumarreddy et al., 2021)
Morelos, Mexico	ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน	Ibuprofen Diclofenac Naproxen	nd 1.8-2.1 0.13-0.23	(Rivera-Jaimes et al., 2018)
Castellon province, Spanish	ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน	Ibuprofen Ketoprofen Naproxen	2.28-39.8 LOQ-1.17 0.27-3.58	(Gracia-Lor et al., 2012)
Cilfynydd and Coslech, United Kingdom	ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน	Diclofenac Ibuprofen Naproxen Ketoprofen	0.03-0.14 0.13-0.42 0.23-0.703 LOQ-0.033	(Kasprzyk-Hordern et al., 2009)
Tehran City, Iran	ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล	Diclofenac Ibuprofen Naproxen	0.027-0.077 0.14-0.29 0.084-0.092	(Eslami et al., 2015)
Switzerland	ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล	Diclofenac Ibuprofen	6.6-11.4 2.53	(Escher et al., 2011)

2.3.7 ความเป็นพิษของยาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์

สารตกค้างทางเภสัชกรรมในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ ในสิ่งแวดล้อม โดยปกติจะมีปริมาณอยู่ในระดับที่ไม่ส่งผลเสียต่อร่างกายมนุษย์ แต่ปัญหาของการปนเปื้อนยาต้านการอักเสบในสิ่งแวดล้อม คือ ยาตกค้างมักมีแนวโน้มส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศทั้งระบบนิเวศในน้ำและระบบนิเวศในดิน แต่เมื่อพิจารณาแหล่งกำเนิดของยาตกค้างในสิ่งแวดล้อมอาจมีแหล่งกำเนิดจากหลายแหล่ง เช่น การผลิตผลิตภัณฑ์ทางเภสัชกรรมในอุตสาหกรรม หรือการใช้ผลิตภัณฑ์ทางเภสัชกรรมในครัวเรือนและโรงพยาบาล ซึ่งกิจกรรมเหล่านี้ส่งผลให้ตัวยา หรือสารเคมีในผลิตภัณฑ์ทางเภสัชกรรมเกิดการปนเปื้อนในน้ำเสียจากอุตสาหกรรม หรือน้ำเสียจากกิจกรรมการรักษาพยาบาลในโรงพยาบาลและกิจกรรมในครัวเรือน หลังจากนั้นน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนจะผ่านการบำบัดโดยระบบบำบัดน้ำเสีย แต่เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียเหล่านี้ไม่ได้ถูกออกแบบมาให้สามารถกำจัดสารตกค้างทางเภสัชกรรมในน้ำเสียได้อย่างเหมาะสมจึงส่งผลให้สารตกค้างทางเภสัชกรรมในน้ำทิ้งถูกปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติโดยเฉพาะอย่างยิ่งสารตกค้างทางเภสัชกรรมในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ เช่น Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac ซึ่งมีแนวโน้มการปนเปื้อนในระดับสูง เนื่องจากยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์เป็นยาที่ประชาชนเข้าถึงได้ง่าย ซึ่งสารสำคัญหรือสารเคมีในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์สามารถก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำและเกิดการเปลี่ยนแปลงทางด้านสรีรวิทยาของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศแหล่งน้ำ (ดังตารางที่ 7)

ตารางที่ 7 ความเข้มข้นของยาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์

สายพันธุ์ของ สิ่งมีชีวิต	ชนิดของสาร ตกค้าง	EC ₅₀	ความเป็นพิษ	อ้างอิง
<i>Oreochromis niloticus.</i>	Ibuprofen	1 g fish/L (24 ชม.) 300 ng/L (10 วัน)	สัตว์น้ำที่สัมผัส Ibuprofen ทั้งในระยะสั้นและระยะยาวทำให้เกิดความเครียดต่อเซลล์เม็ดเลือดแดงเพิ่มขึ้น	(Ragugnetti et al., 2011)
<i>Gammarus pulex.</i>	Ibuprofen	0-1mg/L (24, 96 ชม.)	Ibuprofen ก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อระบบประสาทของสัตว์น้ำ และทำให้เกิด Oxidative stress สูงขึ้น ซึ่งเป็นอันตรายต่อเซลล์สัตว์น้ำ	(Cikcikoglu Yildirim et al., 2022)
<i>Daphnia magna sp.</i>	Diclofenac	22.4-39.9 µg/L (48 ชั่วโมง)	Naproxen ลดอัตราการสืบพันธุ์ของสัตว์น้ำกลุ่มครัสเตเชีย (crustaceans)	(Cleuvers, 2004)
<i>Oryzias latipes.</i>	Diclofenac	0.001-10 mg/L	Ibuprofen ส่งผลต่อการเจริญของไข่ส่งผลให้เกิดการฟักเป็นตัวช้าลงกว่าปกติ	(Lee et al., 2011)
<i>Hyalella Azteca.</i>	Naproxen	76.60-399.28 mg/kg (48 ชม)	Naproxen ทำให้เกิด Oxidative stress ต่อเซลล์และ DNA ของสัตว์น้ำ เพิ่มการเกิด lipid และ protein peroxidation	(Lucero et al., 2015)
<i>Elloptio complanate.</i>	Naproxen	0.57-23 mg/L	Naproxen ทำให้เกิด lipid peroxidase ซึ่งเป็นอันตรายต่อเซลล์ และทำให้เกิดอันตรายต่อเซลล์เม็ดเลือดแดง	(Parolini, 2020)

2.3.8 กลไกการดูดซับของไมโครพลาสติกและยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิด

ไม่ใช้สเตียรอยด์

ยาในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) เป็นโครงสร้างที่ประกอบด้วยคาร์บอน ไฮโดรเจน และ ออกซิเจน มาทำพันธะกัน ส่งผลให้ตัวยานี้ เช่น Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac มีลักษณะเป็นสารอินทรีย์และมีลักษณะเป็นสารที่ไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic Compounds) ซึ่งมีค่า Log Kow ของ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac เท่ากับ 3.97 3.18 และ 4.15 ตามลำดับ นอกจากนี้เมื่อพิจารณาโครงสร้างของไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ เช่น PS PP และ PE จะมีโครงสร้างเป็นพอลิเมอร์ของสารอินทรีย์ ทำให้มีลักษณะไม่เปียกน้ำ (Non-Wetting) และไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic Compounds) เช่นเดียวกับยาในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ส่งผลให้โมเลกุลของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์สามารถดูดซับบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกได้โดยอาศัยแรงดึงดูดระหว่างโมเลกุลที่ไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic Interaction) ซึ่งเป็นแรงดึงดูดของโมเลกุลที่มีสมบัติไม่ชอบน้ำ ส่งผลให้โมเลกุลของยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ และไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในน้ำเสียสามารถดูดซับกันได้

2.4 ลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาล

2.4.1 ความหมายของน้ำเสียโรงพยาบาล

น้ำเสียโรงพยาบาล หมายถึง น้ำหรือของเหลวที่มีสิ่งเจือปนต่าง ๆ ในปริมาณสูง และเป็นมลพิษทางทัศนียภาพและก่อให้เกิดผลเสียต่อสิ่งแวดล้อม ซึ่งเกิดจากกิจกรรมภายในโรงพยาบาล เช่น การให้บริการ การผ่าตัด ห้องน้ำ ห้องส้วม โรงอาหาร เป็นต้น (Carraro et al., 2017)

ตามประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม กำหนดให้แหล่งกำเนิดน้ำเสียจากโรงพยาบาลต้องผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียให้เป็นไปตามที่กฎหมายกำหนด โดยโรงพยาบาลที่เข้าข่ายเป็นแหล่งกำเนิดมลพิษ หมายถึง โรงพยาบาลของทางราชการหรือสถานพยาบาลตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาลที่มีเตียงสำหรับรับผู้ป่วยไว้ค้างคืนรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคาร ดังนี้

- อาคารประเภท ก ตั้งแต่ 30 เตียงขึ้นไป
- อาคารประเภท ข ตั้งแต่ 10 เตียง แต่ไม่ถึง 30 เตียง

2.4.2 กิจกรรมที่เป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียโรงพยาบาล

โรงพยาบาลเป็นหนึ่งในสถานที่ที่ประกอบไปด้วยกิจกรรมที่หลากหลายทั้งการบริการ การรักษาผู้ป่วย และห้องครัว ซึ่งกิจกรรมที่แตกต่างกันเหล่านี้ส่งผลให้มลพิษที่เกิดจากกิจกรรมในโรงพยาบาลมีความแตกต่างกันอย่างสิ้นเชิง (ยุทธชัย สาระไทย & วงษ์ประยูร, 2563) ดังนั้นในการทำความเข้าใจลักษณะน้ำเสียจากโรงพยาบาล และหาวิธีในการลดความรุนแรงของน้ำเสียจากโรงพยาบาล จำเป็นจะต้องเข้าใจถึงความหลากหลายของกิจกรรมในโรงพยาบาล โดยกิจกรรมในโรงพยาบาลจำแนกออกเป็น 9 ส่วน ได้แก่

- **สถานที่ตรวจผู้ป่วยนอก** เป็นส่วนงานที่ประกอบด้วยกิจกรรมตรวจคัดกรองผู้ป่วยจำนวนมากที่ต้องการเข้ารับการรักษาที่โรงพยาบาล ผู้ป่วยจำนวนมากต้องใช้เวลาอันยาวนานเพื่อรอคิวบริเวณส่วนงานนี้ ทำให้น้ำเสียที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่มาจากห้องน้ำ ห้องส้วม และน้ำเสียจากการชะขยะ

- **สถานที่ตรวจผู้ป่วยใน** เป็นส่วนงานที่ต้องรองรับการรักษาตัวของผู้ป่วย ทั้งระยะสั้นและระยะยาว รวมถึงญาติผู้ป่วยที่มาเฝ้าไข้ ทำให้น้ำเสียที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่มาจากการใช้ห้องน้ำ ห้องส้วมของผู้ป่วยและญาติผู้ป่วย รวมทั้งน้ำเสียที่ปนเปื้อนเลือด น้ำยาฆ่าเชื้อโรคในการทำ ความสะอาดแผล หรือน้ำที่ปนเปื้อนด้วยจากการรักษาผู้ป่วย

- **โรงซักผ้า** เป็นส่วนงานที่ทำหน้าที่ซักล้างสิ่งทอและเครื่องนุ่งห่มจากกระบวนการรักษา เช่น เสื้อผ้าผู้ป่วย หมอน ผ้าห่ม เป็นต้น ส่งผลให้น้ำทิ้งที่ออกมาอาจปนเปื้อนเชื้อโรค น้ำยาซักผ้า น้ำร้อน และไม่โครพลาสติกชนิดเส้นใย

- **โรงครัวและห้องอาหาร** เป็นส่วนงานที่รับผิดชอบหน้าที่การทำอาหารให้ผู้ป่วยในโรงพยาบาลรับประทาน และยังเป็นบริเวณสำหรับรับประทานอาหารของเจ้าหน้าที่และผู้ใช้บริการ จึงทำให้น้ำเสียในส่วนนี้เกิดจากการล้างภาชนะและการประกอบอาหาร ส่งผลให้น้ำมีการปนเปื้อนเศษอาหาร และไขมันจำนวนมาก

- **ห้องผ่าตัด ห้องคลอด และห้องเก็บศพ** เป็นส่วนสำคัญในกระบวนการรักษาพยาบาล เนื่องจากเป็นกิจกรรมที่เกี่ยวข้องกับการรักษาและบรรเทาความเจ็บป่วยของผู้ป่วย มีการใช้ยา ยาฆ่าเชื้อ ยาต้านการอักเสบ สารเคมีอันตรายที่มีโลหะหนัก รวมทั้งอุปกรณ์พลาสติกจำนวนมาก ส่งผลให้น้ำทิ้งที่ออกมาจากส่วนงานนี้มีการปนเปื้อนของเลือด น้ำยาฆ่าเชื้อโรค โลหะหนัก ยา และไม่โครพลาสติก

- **ห้องปฏิบัติการ** เป็นส่วนงานที่ทำหน้าที่ตรวจวิเคราะห์เชื้อ เนื้อเยื่อ หรือเลือดของผู้ใช้บริการ ทำให้ส่วนงานนี้ต้องใช้สารเคมีที่มีส่วนประกอบของโลหะหนัก ส่งผลให้น้ำเสียที่เกิดจากส่วนงานนี้มีการปนเปื้อนโลหะหนัก อาหารเลี้ยงเชื้อ และสารเคมีฆ่าเชื้อโรค

- **ห้องยา** ทำหน้าที่ในการตรวจวิเคราะห์ยา และปรุ่่งยาที่ใช้ในการบำบัดรักษาผู้ป่วย ส่งผลให้น้ำเสียมีการปนเปื้อนด้วยยาและสารเคมีที่เป็นองค์ประกอบยา

- **อาคารบ้านพักภายในโรงพยาบาล** ประกอบด้วยกิจกรรมการใช้ชีวิตทั่วไปของผู้อยู่อาศัย เช่น การทำความสะอาดร่างกาย การซักล้างเครื่องนุ่งห่ม การกดชักโครก เป็นต้น ดังนั้นน้ำเสียที่เกิดขึ้นจะมีลักษณะคล้ายน้ำเสียชุมชน ซึ่งประกอบด้วยสารอินทรีย์ ฟอสฟอรัส และไนโตรเจนเป็นหลัก

- **อาคารสถานที่ทำการต่าง ๆ** เช่น ตึกอำนวยการ ซึ่งเป็นหน่วยงานที่ปฏิบัติงานเกี่ยวกับเอกสารและงานธุรการต่าง ๆ จึงประกอบไปด้วยเจ้าหน้าที่จำนวนมากที่ปฏิบัติงานในส่วนงานนี้ ทำให้เกิดน้ำเสียจากการใช้ห้องน้ำ น้ำเสียจากอ่างล้างมือ และน้ำโสโครกจากชักโครก

ดังนั้น น้ำเสียจากโรงพยาบาลจึงมีลักษณะบางประการที่คล้ายคลึงกับน้ำเสียชุมชน เนื่องจากเกิดจากกิจกรรมการชำระล้างทำความสะอาดร่างกาย การซักล้างเครื่องนุ่งห่ม และการกดชักโครก แต่ยังมีลักษณะบางประการที่ทำให้น้ำเสียโรงพยาบาลมีความรุนแรงกว่าน้ำเสียชุมชน เนื่องจากการปนเปื้อนยา ยาฆ่าเชื้อ องค์ประกอบของยา โลหะหนักจากอุปกรณ์การแพทย์ ที่มาจากกระบวนการรักษา และกิจกรรมในห้องปฏิบัติการ

2.4.3 ลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาล

โดยปกติปริมาณน้ำเสียที่เกิดจากโรงพยาบาลจะมีปริมาณเฉลี่ยอยู่ในช่วง 800 ลิตร ต่อเตียงผู้ป่วย ซึ่งน้ำเสียที่เกิดจากโรงพยาบาลมักมีลักษณะคล้ายคลึงกับน้ำเสียชุมชน แต่มีลักษณะบางประการที่แตกต่างจากน้ำเสียชุมชนซึ่งเกิดจากกิจกรรมการรักษาผู้ป่วย โดยพารามิเตอร์ที่ใช้บ่งบอกคุณภาพน้ำเสียจากโรงพยาบาล ได้แก่ พีเอช ตะกอนหนัก บีโอดี ทีเคเอ็น สารแขวนลอย โคลิฟอร์มทั้งหมด และฟีคัลโคลิฟอร์ม (ดังตารางที่ 8) ดังนั้นการจัดการปัญหาที่เกิดจากน้ำเสียโรงพยาบาลจึงจำเป็นต้องเข้าใจองค์ประกอบของน้ำเสียโรงพยาบาลซึ่งประกอบด้วยพารามิเตอร์แสดงดังนี้

- **สารอินทรีย์** เป็นมวลสารที่ประกอบไปด้วย คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ที่เกิดจากกิจกรรมการทำมาหากินของสัตว์ร่างกาย การกดชักโครก และห้องครัว โดยสารอินทรีย์ในน้ำเสียพบทั้งในรูปสารแขวนลอยและสารละลาย ซึ่งสารอินทรีย์สามารถส่งผลกระทบต่อคุณภาพน้ำในแง่ของการเป็นอาหารสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งส่งผลให้ปริมาณออกซิเจนลดลงเนื่องจากถูกนำไปใช้สังเคราะห์โดยจุลินทรีย์ ปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำเสียนิยมวัดด้วยค่าบีโอดี (BOD) เมื่อค่าบีโอดีในน้ำสูง แสดงว่ามีสารอินทรีย์ปะปนอยู่มาก ซึ่งสามารถทำให้เกิดสภาพเน่าเหม็นได้ง่าย

- **จุลินทรีย์** คือ สารปนเปื้อนในน้ำเสีย ซึ่งเกิดจากการปนเปื้อนเชื้อจุลินทรีย์ในสารค้ดหลัง ปัสสาวะ และสิ่งขับถ่าย จากห้องน้ำ ห้องส้วม จุลินทรีย์เหล่านี้นอกจากเป็นเชื้อก่อโรคแล้วยังใช้ออกซิเจนในน้ำเสียซึ่งส่งผลให้ระดับออกซิเจนในน้ำลดลงเกินกว่าที่สิ่งมีชีวิตจะมีชีวิตอยู่ได้ ปริมาณของจุลินทรีย์ในน้ำเสียนิยมวัดด้วยปริมาณโคลิฟอร์ม ซึ่งเป็นกลุ่มแบคทีเรียที่แสดงถึงความเสี่ยงต่อการปนเปื้อนหรือแพร่กระจายของเชื้อโรคในระบบทางเดินอาหาร และปริมาณฟีคัลโคลิฟอร์ม ซึ่งเป็นจุลินทรีย์ที่พบในระบบทางเดินอาหารและระบบขับถ่ายของมนุษย์ ซึ่งพารามิเตอร์เหล่านี้จะเป็นพารามิเตอร์ที่ช่วยบ่งบอกว่าในน้ำเสียมีการปนเปื้อนจากอุจจาระของมนุษย์หรือไม่

- **ไนโตรเจน** เป็นสิ่งปนเปื้อนที่เกิดจากการขับถ่ายของผู้ป่วย บุคลากร และประชาชนที่มาใช้บริการโรงพยาบาล เนื่องจากองค์ประกอบหลักของปัสสาวะและอุจจาระประกอบด้วยของเสียในรูปไนโตรเจน (Nitrogen Waste) ปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียนิยมวัดในรูปของปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (Total Kjeldahl Nitrogen) ในน้ำเสีย

- **โลหะหนักและสารพิษ** เป็นมวลสารที่เกิดจากกิจกรรมการรักษาพยาบาล และห้องปฏิบัติการซึ่งอาจอยู่ในรูปของสารอินทรีย์หรืออนินทรีย์ เช่น โลหะหนัก ยา สารเคมีต่าง ๆ ที่ใช้และถ่ายทิ้งลงในน้ำเสียจากโรงพยาบาล และสามารถสะสมอยู่ในวงจรอาหาร เกิดเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต

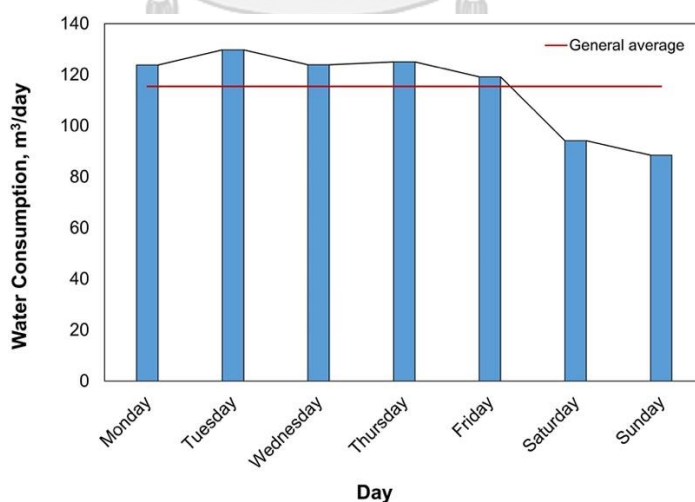
- **สารตกค้างทางเภสัชกรรม (Pharmaceutical and Personal Care Product)** เป็นมวลสารที่เกิดจากการใช้ผลิตภัณฑ์ทางเภสัชกรรม เช่น ยา หรือ ผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพส่วนบุคคลในการรักษาผู้ป่วย ส่งผลให้สารสำคัญหรือตัวยาในผลิตภัณฑ์ทางเภสัชกรรมปนเปื้อนไปกับน้ำที่ใช้ทำความสะอาด หรือถูกขับถ่ายออกมาจากร่างกายของผู้ป่วยลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสยรวมของโรงพยาบาลในท้ายที่สุด

ลักษณะของน้ำเสียมักจะแปรผันตรงกับกิจกรรมต่าง ๆ ในโรงพยาบาล ได้แก่ จำนวนคนไข้และจำนวนผู้ให้บริการ ซึ่งส่งผลให้ความสกปรกของน้ำเสียเปลี่ยนแปลงตามกิจกรรมด้วยเช่นกัน ซึ่งจะเห็นได้จากการเปลี่ยนแปลงปริมาณการใช้น้ำในช่วงวันธรรมดาและช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ (ดังภาพที่ 6) โดยในวันธรรมดามีผู้ให้บริการจำนวนมากจะทำให้การใช้น้ำเพิ่มมากขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับในช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ที่มีผู้มาใช้บริการน้อยซึ่งจะมีการใช้น้ำลดลงและก่อให้เกิดของเสียลดลงเช่นกัน

ตารางที่ 8 ลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาล

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น	เฉลี่ย
พีเอช	6.3-8.8	7.34
ตะกอนหนัก (มก./ล)	2.0-222	60.4
บีโอดี (มก./ล)	10.4-328	282
ทีเคเอ็น (มก./ล)	5.3-44.2	18.3
สารแขวนลอย (มก./ล)	1-375	110.8
โคลิฟอร์มทั้งหมด (MPN/100mL)	$4.6 \times 10^3 - 1.1 \times 10^9$	1.5×10^8
ฟีคัลโคลิฟอร์ม (MPN/100mL)	$9.3 \times 10^2 - 1.1 \times 10^9$	1.2×10^8

ที่มา: ยุทธชัย และคณะ (2563)



ภาพที่ 6 ปริมาณการใช้ในช่วงสัปดาห์

ที่มา: (Hocaoglu et al., 2021)

2.4.4 การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

กิจกรรมต่าง ๆ ของโรงพยาบาลมีลักษณะที่คล้ายกับกิจกรรมในชุมชน เช่น มีการซักล้าง การทำอาหาร การขับถ่ายของเสีย และการใช้น้ำในอาคารสำนักงาน นอกจากนี้ในโรงพยาบาลยังมีกิจกรรมอื่น ๆ ที่แตกต่างจากกิจกรรมในชุมชน เช่น การรักษาโรค การผ่าตัด การใช้สารเคมีเพื่อบำบัดผู้ป่วย หรือการวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการที่ต้องใช้สารเคมีอันตรายหลายชนิด ส่งผลให้น้ำเสียโรงพยาบาลมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ สารเคมี ยารักษาโรค และเชื้อจุลินทรีย์ ซึ่งจำเป็นต้องใช้กระบวนการวิธีบำบัด (Pauwels & Verstraete, 2006) ดังนี้

1) การบำบัดทางกายภาพ

การบำบัดทางกายภาพ เป็นวิธีการแยกสิ่งเจือปนออกจากน้ำเสีย เช่น ของแข็งขนาดใหญ่ พลาสติก เศษกระดาษ หิน กรวด ทราย ไขมันและน้ำมัน โดยใช้อุปกรณ์สำหรับการบำบัดทางกายภาพ เช่น ตะแกรงดักขยะ ถังดักกรวดทราย ถังดักไขมันและน้ำมัน และถังตกตะกอน เพื่อป้องกันสิ่งเจือปนขนาดใหญ่ที่อาจส่งผลกระทบต่อการทำงานของกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ และการบำบัดทางเคมี

2) การบำบัดทางเคมี

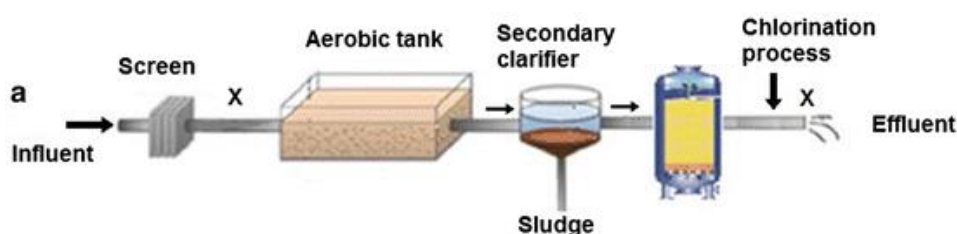
การบำบัดทางเคมีเป็นการบำบัดเพื่อลดสารเคมีที่เจือปนในน้ำเสีย ซึ่งมีปริมาณสูงเกินค่ามาตรฐาน เช่น ค่าพีเอช โลหะหนัก ยาตกค้างในน้ำเสีย ของแข็งแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก ไขมันและน้ำมันที่ละลายในน้ำ และเชื้อจุลินทรีย์ โดยใช้สารเคมีเพื่อทำปฏิกิริยากับสิ่งเจือปนให้มีขนาดใหญ่ขึ้นจนสามารถตกตะกอนได้ หรือทำให้สารเคมีเปลี่ยนไปอยู่ในรูปที่ไม่มีพิษต่อสิ่งมีชีวิต โดยอาศัยการทำงานของถังกวนเร็ว ถังกวนช้า ถังตกตะกอน และถังฆ่าเชื้อ

3) การบำบัดทางชีวภาพ

การบำบัดทางชีวภาพ เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพหรือเชื้อจุลินทรีย์ในการกำจัดสิ่งสกปรกในน้ำเสีย โดยเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งสิ่งเจือปนเหล่านี้จะเป็นอาหารสำหรับเชื้อจุลินทรีย์ในการเติบโตส่งผลให้สิ่งเจือปนในน้ำเสียลดลง

ดังนั้น เมื่อพิจารณาจากลักษณะของน้ำเสียซึ่งประกอบไปด้วยสิ่งเจือปนสารอินทรีย์ สารเคมี ยาตกค้าง ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส และเชื้อจุลินทรีย์ จึงทำให้การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลต้องใช้กระบวนการบำบัดทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ซึ่งประกอบไปด้วย ตะแกรงดักขยะซึ่งใช้ดักขยะชิ้นใหญ่ซึ่งอาจมีผลต่อระบบบำบัดไม่ให้อาจเข้าไปในระบบบำบัดได้ ถังดักกรวดทรายซึ่งใช้

สำหรับกรองเศษกรวด หิน ดิน ททรายที่อาจไหลมากับน้ำเสียไม่ให้เข้าสู่ระบบบำบัด ถังเติมอากาศซึ่งเป็นส่วนสำคัญในการบำบัดทางชีวภาพโดยเป็นส่วนที่ทำให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ถังตกตะกอนซึ่งใช้สำหรับแยกตะกอนของสารอินทรีย์และจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายสารอินทรีย์แล้วออกจากน้ำเพื่อทำให้น้ำใสมากยิ่งขึ้น และถังฆ่าเชื้อซึ่งเป็นส่วนสำคัญสำหรับน้ำเสียโรงพยาบาลโดยมีหน้าที่ในการฆ่าเชื้อที่อาจปนเปื้อนในน้ำเสียจากการรักษาผู้ป่วยโดยใช้คลอรีนในการฆ่าเชื้อ (ดังภาพที่ 7)



ภาพที่ 7 ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

ที่มา: (Al Qarni et al., 2016)

2.4.5 กฎหมายและความรู้เบื้องต้นเกี่ยวกับระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล

โดยทั่วไปแล้วแหล่งกำเนิดน้ำเสียสามารถจำแนกออกเป็น 2 กลุ่ม ได้แก่ กลุ่มแรกเป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียจากชุมชนเป็นแหล่งกำเนิดที่มีลักษณะน้ำเสียประกอบด้วยสารอินทรีย์เป็นหลัก ซึ่งเกิดจากกิจกรรมทั่วไปในชีวิตประจำวันของประชาชน เช่น น้ำเสียจากบ้านเรือน อาคาร สำนักงาน โรงพยาบาล โรงแรม เป็นต้น ซึ่งต้องปฏิบัติตามมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม กลุ่มที่สองเป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมซึ่งเป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียที่ปนเปื้อนไปด้วยสารเคมีหรือมลสารที่ใช้ในกระบวนการผลิตของอุตสาหกรรม เช่น น้ำเสียจากโรงงานและนิคมอุตสาหกรรม โดยจะต้องปฏิบัติตามมาตรฐานน้ำทิ้งของกระทรวงอุตสาหกรรม

ตามพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535 โรงพยาบาล ของราชการหรือสถานพยาบาลตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาล ที่มีเตียงสำหรับผู้ป่วยไว้ค้างคืนรวมกันทุกชั้น ของอาคารหรือกลุ่มอาคาร จัดเป็นแหล่งกำเนิดมลพิษที่จะต้องถูกควบคุม ห้ามมิให้เจ้าของหรือผู้ครอบครอง ปล่อยน้ำเสียลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะหรือออกสู่สิ่งแวดล้อม เว้นแต่จะได้ทำการบำบัดน้ำเสียให้เป็นไปตามมาตรฐานการระบายน้ำทิ้งจากอาคาร (ดังตารางที่ 9) ที่กำหนดไว้ในประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด

ตารางที่ 9 เกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร

ดัชนี	หน่วย	เกณฑ์กำหนดค่าสูงสุดตามประเภทมาตรฐาน ควบคุมการระบายน้ำทิ้ง					วิธีวิเคราะห์
		ก	ข	ค	ง	จ	
ค่าความเป็นกรดต่าง (pH)	-	5-9	5-9	5-9	5-9	5-9	เครื่องวัดความเป็นกรดและต่างของน้ำ
บีโอดี (BOD)	มก./ล.	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 30	ไม่เกิน 40	ไม่เกิน 50	ไม่เกิน 200	Azide Modification
ปริมาณของแข็ง ค่าสารแขวนลอย (Suspended Solids)	มก./ล.	ไม่เกิน 30	ไม่เกิน 40	ไม่เกิน 50	ไม่เกิน 60	-	กรองผ่านกระดาษกรองใยแก้ว (Glass Fiber Filter Disc)
ค่าตะกอนหนัก (Settleable Solids)	มก./ล.	ไม่เกิน 0.5	ไม่เกิน 0.5	ไม่เกิน 0.5	ไม่เกิน 0.5	-	กรวยอิมฮอฟ ขนาดบรรจุ 1,000 ลบ.ซม. ในเวลา 1 ชั่วโมง
ค่าสารที่ละลายได้ทั้งหมด (Total Dissolved Solids)	มก./ล.	ไม่เกิน 500	ไม่เกิน 500	ไม่เกิน 500	ไม่เกิน 500	-	ระเหยแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส ในเวลา 1 ชั่วโมง
ค่าซัลไฟด์ (Sulfide)	มก./ล.	ไม่เกิน 1.0	ไม่เกิน 1.0	ไม่เกิน 3.0	ไม่เกิน 4.0	-	วิธีการไตเตรต
ไนโตรเจน (Nitrogen) ในรูปทีเคเอ็น (TKN)	มก./ล.	ไม่เกิน 30	ไม่เกิน 30	ไม่เกิน 40	ไม่เกิน 40	-	วิธีการเจลดาล์ (Kjeldahl)
น้ำมันและไขมัน (Fat, Oil and Grease)	มก./ล.	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 100	วิธีการสกัดด้วยตัวทำละลาย

ที่มา: (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548)

หมายเหตุ: โรงพยาบาลจะเข้าข่ายอาคารประเภท ก และ ข

2.5 การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ

2.5.1 ความหมายของการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ

การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (Ecological Risk Assessment) คือ กระบวนการที่ใช้ในการประเมินโอกาสที่จะก่อให้เกิดผลกระทบด้านลบต่อสิ่งแวดล้อมที่อาจเกิดในอนาคตหรือกำลังเกิดขึ้นในปัจจุบัน เนื่องจากการสัมผัสกับปัจจัยเสี่ยง กระบวนการนั้นเป็นการประเมินโอกาสในการเกิดผลกระทบอย่างมีระบบ โดยใช้การจัดการข้อมูล การตั้งสมมติฐาน และการจัดการความไม่แน่นอน (Uncertainty) ที่อาจเกิดจากการประเมินเพื่อให้เกิดความเข้าใจเกี่ยวกับความเสี่ยงจากกิจกรรมต่าง ๆ ที่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม รวมทั้งใช้ผลที่ได้ในการทำนายความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยเสี่ยงและผลกระทบต่อระบบนิเวศซึ่งเป็นเครื่องมือที่มีความสำคัญต่อการตัดสินใจในการจัดการปัญหาด้านสิ่งแวดล้อม ซึ่งในกระบวนการประเมินจำเป็นต้องใช้กระบวนการต่าง ๆ เพื่อประเมินผลกระทบทางด้านเคมี ชีววิทยา และฟิสิกส์ ที่มีต่อสิ่งแวดล้อม เพื่อให้เกิดการจัดการสิ่งแวดล้อมได้อย่างมีประสิทธิภาพ

การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศถูกพัฒนาขึ้นเพื่อใช้ในการประเมินความเสี่ยงจากการเปลี่ยนแปลงที่เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ที่เพิ่มขึ้นในปัจจุบัน ดังนั้นกระบวนการนี้จึงมุ่งเน้นการประเมินปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศ และผลกระทบด้านลบต่อระบบนิเวศ นอกจากนี้ผลกระทบด้านลบยังจำแนกเป็นผลกระทบด้านลบต่อระบบนิเวศที่ยอมรับไม่ได้ ซึ่งเป็นผลกระทบรุนแรงที่อาจเกิดต่อระบบนิเวศที่ไม่สามารถยอมให้เกิดได้ และผลกระทบด้านลบที่ยอมรับได้เป็นผลกระทบต่อระบบนิเวศที่ยอมให้เกิดได้ เนื่องจากเป็นผลกระทบที่ไม่รุนแรงมากและธรรมชาติสามารถลดผลกระทบเหล่านี้ได้ (U.S., 1980)

การนำความรู้เรื่องการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศไปใช้จำเป็นต้องให้ความสำคัญกับลักษณะความเสี่ยง โดยจำแนกเป็น 2 ประการ ประการแรกการประเมินความเสี่ยงที่มีการนำข้อมูลทางวิทยาศาสตร์ และข้อมูลทางด้านพิษวิทยาที่ได้จากการศึกษาในสัตว์ รวมทั้งการใช้ข้อมูลทางด้านแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ เพื่อนำไปหาค่าความปลอดภัยต่อระบบนิเวศ ประการที่สองค่าความปลอดภัยที่ได้สามารถเปลี่ยนแปลงได้หากมีข้อมูลทางวิทยาศาสตร์ใหม่เกิดขึ้น (ภัทราวดี. 2558)

การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศสามารถประเมินได้จาก Risk quotient ซึ่งสามารถคำนวณได้จากการเปรียบเทียบค่า Predict No Effect Concentration (PNEC) กับค่า Predict Environmental Concentration (PEC) หาก PNECs/PEC มีค่าน้อยกว่า 1 จะถือว่าไม่มีความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ แต่หาก PNECs/PEC มีค่ามากกว่า 1 ให้จัดอยู่ในเกณฑ์ที่มีความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ

2.5.2 การบ่งชี้สิ่งคุกคาม (Hazard Identification)

การบ่งชี้สิ่งคุกคาม คือ กระบวนการในการบ่งชี้ว่าสิ่งใดหรือภาวะใดเป็นปัจจัยคุกคามต่อระบบนิเวศ หากสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศได้สัมผัสกับสิ่งคุกคามนั้นหรือภาวะนั้นอาจก่อให้เกิดอันตรายหรือสภาวะผิดปกติต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศขึ้นได้ (U.S., 1998)

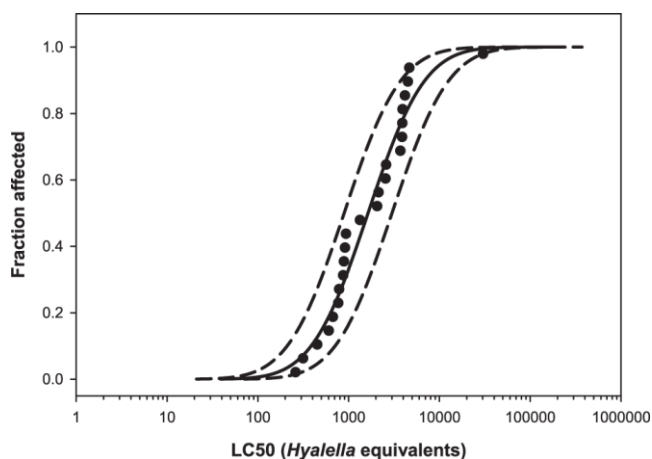
2.5.3 การประเมินการสัมผัส (Exposure Assessment)

การประเมินการสัมผัส (Exposure Assessment) คือ การประเมินระดับการสัมผัสของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศว่าได้รับสัมผัสสิ่งคุกคามมากน้อยเพียงใด โดยคำนึงถึงขนาดการสัมผัส (Dose) ระยะเวลาที่สัมผัส (Duration) และช่องทางการสัมผัส (Routes of Exposure) รวมถึงเส้นทางการแพร่กระจายของสิ่งคุกคามจากในสิ่งแวดล้อมผ่านตัวกลาง (Media) มาสู่สิ่งมีชีวิต (USEPA, 1998) โดยขั้นตอนแรกของการประเมินการรับสัมผัสจะต้องระบุช่องทางการแพร่กระจายของสิ่งคุกคามที่มายังสิ่งมีชีวิต และหาความเข้มข้นของสิ่งคุกคามซึ่งเป็นค่า Predict Environmental Concentration (PEC)

2.5.4 การประเมินผลกระทบ (Effect Assessment)

การประเมินผลกระทบ (Effect Assessment) คือ กระบวนการประเมินความรุนแรงของสิ่งคุกคามต่อระบบนิเวศที่คาดการณ์ไว้กับปริมาณ ความถี่ และระยะเวลาในการสัมผัสกับสิ่งคุกคาม ซึ่งผลการประเมินผลกระทบในสิ่งมีชีวิตอาจแสดงอาการที่แตกต่างกัน เช่น ความผิดปกติในการสังเคราะห์แสง ความผิดปกติในการเจริญเติบโต หรือความผิดปกติในการหายใจ เป็นต้น โดยการประเมินผลกระทบจะอาศัยข้อมูลการศึกษาความเป็นพิษทั้งเฉียบพลัน และเรื้อรังในสิ่งมีชีวิตในห้องปฏิบัติการและนำข้อมูลที่ได้มาศึกษาระดับความเข้มข้นของสิ่งคุกคามและอาการแสดงของสิ่งมีชีวิต

ในปัจจุบัน U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) ได้แนะนำให้ใช้ Species Sensitivity Distribution (SSD) ในขั้นตอนการประเมินผลกระทบ ซึ่ง SSD เป็นเครื่องมือในการประเมินความเสี่ยงที่อาศัยหลักการทางสถิติโดยนำข้อมูลการศึกษาความเป็นพิษของสิ่งคุกคามที่สนใจในสิ่งมีชีวิตแต่ละชนิดมาหาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและระดับอาการที่พบ (ดังภาพที่ 8)



ภาพที่ 8 Species Sensitivity Distribution (SSD)

นอกจากนี้ในขั้นตอนการประเมินผลกระทบยังสามารถใช้แบบจำลองในการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของสิ่งมีชีวิตในน้ำและตะกอนท้องน้ำดังนี้

1) ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (Polymer risk index: H)

ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ หรือ Polymer risk index เป็นวิธีประเมินระดับความเสี่ยงของไมโครพลาสติกที่มีต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศทั้งในน้ำและตะกอนท้องน้ำที่สัมผัสกับไมโครพลาสติกแต่ละชนิดตามชนิดพอลิเมอร์ โดยการประเมินจะอาศัยข้อมูลสัดส่วนไมโครพลาสติกแต่ละชนิดพอลิเมอร์ในตัวอย่างและระดับความเป็นพิษของพอลิเมอร์แต่ละชนิด ผลการประเมินที่ได้สามารถบ่งบอกระดับความเสี่ยงเนื่องจากพอลิเมอร์แต่ละชนิดและความเสี่ยงรวมที่เกิดจากพอลิเมอร์ทุกชนิดรวมกันในตัวอย่างที่สนใจ

2) ดัชนีภาระมลพิษ (Pollution Load Index: PLI)

ดัชนีภาระมลพิษ หรือ Pollution Load Index เป็นตัวชี้วัดที่ใช้ประเมินการเสื่อมสภาพของระบบนิเวศทางน้ำ ซึ่งเป็นการประเมินปริมาณมลพิษที่ถูกปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำเนื่องจากการรองรับมลพิษทางน้ำจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น การดำรงชีวิต อุตสาหกรรม และการเกษตร ซึ่งไมโครพลาสติกถือได้ว่าเป็นปัญหามลพิษทางน้ำที่สำคัญและส่งผลกระทบต่อระบบ

นิเวศทางน้ำอย่างมาก ดังนั้นจึงสามารถใช้ดัชนีการประเมินมลพิษเพื่อประเมินแนวโน้มความเสี่ยงของระบบนิเวศแหล่งน้ำเนื่องจากปัญหาไมโครพลาสติกได้

3) สัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (Risk Quotient : RQ)

สัดส่วนความเสี่ยงอันตราย หรือ Risk quotient เป็นการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของสิ่งมีชีวิตในสิ่งแวดล้อมที่ได้รับสัมผัสสารเคมีที่ก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อระบบใดระบบหนึ่งในการดำเนินกิจกรรมของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศแหล่งน้ำ โดยทั่วไปสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายจะใช้ประเมินความเสี่ยงจากการสัมผัสสารเคมีที่สามารถระบุระดับความเป็นพิษได้ชัด ซึ่งเป็นอัตราส่วนระหว่างความเข้มข้นของมลพิษในสิ่งแวดล้อมกับความเข้มข้นที่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต

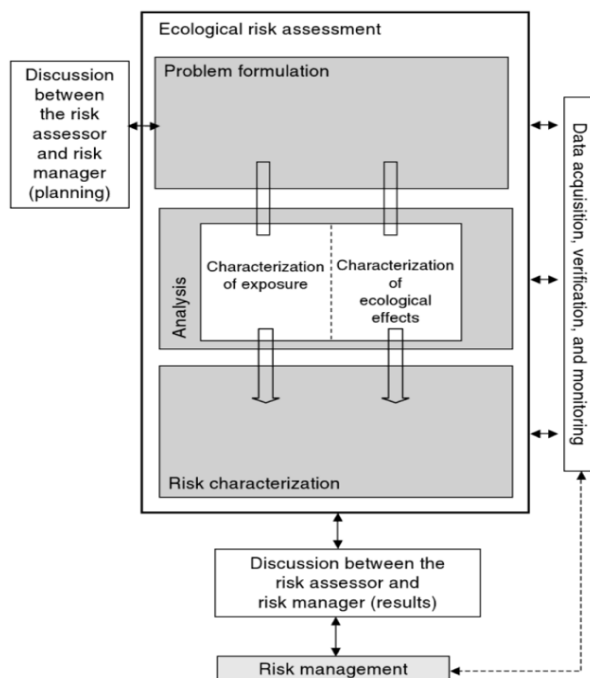
4) ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (Potential Ecological Risk: PER)

ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ หรือ Potential Ecological Risk เป็นกระบวนการประเมินโอกาสที่ระบบนิเวศจะได้รับผลกระทบจากปัจจัยเสี่ยงในสิ่งแวดล้อมต่าง ๆ เช่น โลหะหนัก หรือ ไมโครพลาสติก เป็นต้น ซึ่งสามารถประเมินได้จากค่าปัจจัยมลพิษของไมโครพลาสติกหรือยาตกค้าง และค่าสัมประสิทธิ์ความเป็นพิษทางเคมีของไมโครพลาสติกหรือยาตกค้าง

2.5.5 การอธิบายลักษณะของความเสี่ยง (Risk Characterization)

การอธิบายลักษณะของความเสี่ยง (Risk Characterization) เป็นขั้นตอนสุดท้ายในการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ โดยอาศัยข้อมูลจากการประเมินความเสี่ยงในขั้นตอนก่อนหน้าในการบ่งชี้ความเสี่ยงที่มีศักยภาพต่อสิ่งมีชีวิต และประมาณระดับความเสี่ยงที่อาจเกิดขึ้นจากสิ่งคุกคามที่สนใจ

2.5.6 ขั้นตอนการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ



ภาพที่ 9 ขั้นตอนการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ
ที่มา (U.S., 1998)

กระบวนการการประเมินความเสี่ยงประกอบด้วยสองส่วนสำคัญ คือ การระบุลักษณะของผลกระทบต่อระบบนิเวศและการระบุช่องทางการรับสัมผัสผลกระทบต่อระบบนิเวศ (ดังภาพที่ 9) โดยกระบวนการนี้ประกอบด้วยขั้นตอนต่าง ๆ แสดงดังนี้

1. **การกำหนดปัญหา (Problem Formation)** เป็นกระบวนการแรกในการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ เพื่อระบุปัญหาหรือผลกระทบต่อระบบนิเวศที่สนใจ และวางแผนการวิเคราะห์ลักษณะของความเสี่ยง โดยการกำหนดปัญหาจำเป็นต้องอาศัยข้อมูลเกี่ยวกับแหล่งกำเนิดของผลกระทบและลักษณะผลกระทบต่อระบบนิเวศ เพื่อระบุ Endpoint และ Conceptual model ในการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ

2. **กระบวนการวิเคราะห์ (Analysis)** เป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นหลังจากการกำหนดปัญหา เมื่อสามารถกำหนดปัญหาหรือผลกระทบที่ต้องการศึกษาจะต้องนำข้อมูลการศึกษาทางด้านวิทยาศาสตร์ที่ได้มาวิเคราะห์ลักษณะและระดับของผลกระทบ รวมทั้งการวิเคราะห์ช่องทางการรับสัมผัสผลกระทบนี้

3. **การอธิบายลักษณะความเสี่ยง (Risk Characterization)** คือการอธิบายลักษณะและขนาดของความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ ซึ่งจำเป็นต้องพิจารณาเกี่ยวกับความไม่แน่นอน (Uncertainty) เพื่อตอบคำถามว่าสิ่งคุกคามต่าง ๆ จะก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศมากน้อยเพียงใด

2.6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.6.1 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสีย

(Bayo et al., 2020) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับปริมาณและความแปรปรวนของไมโครพลาสติกในน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียของเมือง (Urban Wastewater Treatment) ซึ่งตั้งอยู่ในเมือง Cartagena ประเทศสเปน โดยในการศึกษานี้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด น้ำบริเวณบ่อตกกรวดทราย น้ำในบ่อเติมอากาศ น้ำในถังตกตะกอนชั้นปฐมภูมิ น้ำในถังตกตะกอนชั้นทุติยภูมิ และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยใช้ถังโลหะที่ปราศจากพลาสติกเก็บตัวอย่างน้ำบริเวณผิวน้ำ หลังจากนั้นจึงนำตัวอย่างมาวิเคราะห์ปริมาณและลักษณะของไมโครพลาสติกภายใต้กล้อง Olympus SZ-61TR Zoom Trinocular Microscope และวิเคราะห์ชนิดพอลิเมอร์โดยใช้ Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) ผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าปริมาณไมโครพลาสติกทั้งหมดในระบบบำบัดน้ำเสียเท่ากับ 1,163 ชิ้น โดยปริมาณไมโครพลาสติกเฉลี่ยอยู่ในช่วง 0.31-3.2 ชิ้นต่อลิตร นอกจากนี้ผลการศึกษายังแสดงให้เห็นลักษณะส่วนใหญ่ของไมโครพลาสติกที่มีลักษณะเป็นชิ้น (Fragments) คิดเป็นร้อยละ 46.9 ลักษณะเป็นชิ้นใส คิดเป็นร้อยละ 60 และไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ที่พบ คือ ไมโครพลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนชนิดความหนาแน่นต่ำ คิดเป็นร้อยละ 52.4 เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียของเมืองรองรับน้ำเสียที่เกิดจากชุมชน ซึ่งมีการใช้พลาสติกชนิดพอลิเอทิลีนชนิดความหนาแน่นต่ำในผลิตภัณฑ์บรรจุอาหารจึงเกิดการแตกหักเป็นชิ้นใส และปนเปื้อนไปกับน้ำเสีย

(Tang et al., 2020) ได้ศึกษาและเปรียบเทียบเกี่ยวกับปริมาณ ลักษณะ และประสิทธิภาพในการกำจัดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียสองแห่ง ได้แก่ ระบบบำบัดน้ำเสีย A และ ระบบบำบัดน้ำเสีย B ที่รองรับน้ำเสียจากชุมชนในเมืองอู่ฮั่น ประเทศจีน โดยในการศึกษานี้เก็บตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อวิเคราะห์ปริมาณไมโครพลาสติกโดยใช้ Stereomicroscope และใช้ Micro Raman Spectroscopy เพื่อวิเคราะห์ชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติก จากการศึกษาพบว่าปริมาณไมโครพลาสติกเฉลี่ยจากน้ำเสียที่เข้าและออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย A เท่ากับ 23.3 และ 7.9 ชิ้นต่อลิตร ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียสามารถกำจัดไมโครพลาสติก

ในน้ำเสียได้ร้อยละ 66.1 ซึ่งไมโครพลาสติกส่วนใหญ่มีลักษณะเป็นชิ้น (Fragment) และเม็ดปิด (Microbead) มีขนาดเล็กกว่า 0.02-0.1 มิลลิเมตร และเป็นไมโครพลาสติกชนิดพอลิไวนิลคลอไรด์ เนื่องจากน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียเมืองอุ้งฉัตร เป็นน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนไมโครพลาสติกชนิดเม็ดปิดที่เป็นส่วนผสมของยาสีฟัน โฟมล้างหน้า ผลิตภัณฑ์ดูแลสุขภาพส่วนบุคคล และ สบู่ชำระล้างร่างกายที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในครัวเรือน นอกจากนี้ยังปนเปื้อนไมโครพลาสติกชนิดชิ้นที่เกิดจากการแตกหักของพลาสติกที่ใช้ในครัวเรือน

(Mason et al., 2016) ได้ศึกษาปริมาณและลักษณะของไมโครพลาสติก รวมถึงประสิทธิภาพในการบำบัดไมโครพลาสติกของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในเมืองใหญ่ทั่วประเทศสหรัฐอเมริกา โดยการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียของเมืองขนาดใหญ่ทั่วประเทศสหรัฐอเมริกาจำนวน 19 แห่ง รวมทั้งสิ้น 90 ตัวอย่าง โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย โดยน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียขั้นต้น น้ำทิ้งที่ออกจากถังเติมอากาศ น้ำทิ้งที่ออกจากถังตกตะกอน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียตามลำดับ จากการศึกษาพบว่าปริมาณไมโครพลาสติกที่ออกจากระบบบำบัดเฉลี่ยอยู่ที่ 0.004 - 0.195 ชิ้น/ลิตร ซึ่งในช่วงหนึ่งวันระบบบำบัดน้ำเสียจะปลดปล่อยน้ำออกมาหลายหมื่นลิตรต่อวันซึ่งส่งผลให้ปริมาณไมโครพลาสติกที่ออกมาเฉลี่ยเท่ากับ 4.4×10^6 ชิ้นต่อวัน โดยลักษณะของไมโครพลาสติกร้อยละ 40-80 มีลักษณะเป็นเส้น (Fiber) ซึ่งมาจากการซักล้างเครื่องนุ่งห่มที่มีเส้นใยพลาสติกเป็นองค์ประกอบ จึงส่งผลให้พลาสติกเหล่านี้เกิดการแตกหักกลายเป็นไมโครพลาสติก

(Gies et al., 2018) ได้ศึกษาปริมาณ ลักษณะ และประสิทธิภาพในการบำบัดไมโครพลาสติกของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมืองแวนคูเวอร์ ประเทศแคนาดา โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียขั้นต้น น้ำทิ้งที่ออกจากถังเติมอากาศ น้ำทิ้งที่ออกจากถังตกตะกอน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียตามลำดับ และนำน้ำมากรองผ่าน stainless steel sieve จากนั้นนำมาย่อยสารอินทรีย์ด้วยวิธี Wet peroxidation และนำไปวิเคราะห์ปริมาณและลักษณะโดยใช้ stereomicroscope และ วิธี FT-IR โดยผลการศึกษาพบว่าปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีปริมาณ 31.1 ± 6.7 ชิ้นต่อลิตร แต่เมื่อออกจากระบบจะมีไมโครพลาสติกเพียง 2.6 ± 1.4 ชิ้นต่อลิตร โดยไมโครพลาสติกมากกว่าร้อยละ 65.6 ที่พบมีลักษณะเป็นเส้นใย (Fiber) รองลงมาคือแผ่น (Fragment) เนื่องจากการแตกหักของพลาสติกในเครื่องนุ่งห่มและผลิตภัณฑ์พลาสติกในชีวิตประจำวัน และพบว่าไมโครพลาสติกส่วนใหญ่มีลักษณะเป็น Modified cellulose

นอกจากนี้ยังมีการศึกษาที่เกี่ยวข้องกับความเข้มข้นและลักษณะของไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียต่าง ๆ ในหลายประเทศ (ดังตารางที่10) ซึ่งมีความเข้มข้นและลักษณะจำเพาะของไมโครพลาสติกขึ้นอยู่กับกิจกรรมหลักในพื้นที่และความหนาแน่นของกิจกรรมนั้น ๆ

โดยสรุป ปริมาณ และลักษณะของไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากกิจกรรมต่าง ๆ ไม่ว่าจะเป็นน้ำเสียอุตสาหกรรม น้ำเสียชุมชน หรือกระทั่งน้ำเสียโรงพยาบาล จะขึ้นอยู่กับความหนาแน่นของกิจกรรมที่เกิดขึ้นและลักษณะของกิจกรรมที่มีการใช้ชนิดของพลาสติกที่จำเพาะกับงานแต่ละชนิดในอุตสาหกรรมนั้น ๆ เช่น น้ำเสียชุมชนมักพบไมโครพลาสติกที่มีรูปร่างแบบ Fiber หรือ Film ชนิดพอลิเอทิลีน พอลิสไตรีน เป็นต้น เนื่องจากพลาสติกที่ใช้ในครัวเรือนส่วนใหญ่มักเป็นชิ้นพลาสติกซึ่งก่อให้เกิดการแตกตัวได้ในระหว่างใช้ หรือไมโครพลาสติกชนิดเส้นใยที่เกิดจากการแตกหักของพลาสติกชนิดเส้นใยจากการซักล้างเครื่องนุ่งห่ม



ตารางที่ 10 การศึกษาเกี่ยวกับลักษณะและความเข้มข้นของไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากระบบบำบัด

ที่ตั้ง	วิธีการเก็บตัวอย่าง	ความเข้มข้น (ซีพีแอล)	ขนาด (ไมโครเมตร)	รูปร่างส่วนใหญ่	ชนิดพอลิเมอร์	อ้างอิง
city center of Mikkeli, Finland	ถึงสแตนเลสเก็บตัวอย่างน้ำที่ผิวน้ำ	1.05	500-1000	เส้นใย	Polyester (PES)	(Lares et al., 2018)
Glasgow, UK	ถึงสแตนเลสเก็บตัวอย่างน้ำที่ผิวน้ำ	0.25	500-1000	ชิ้นส่วน	alkyds	(Murphy et al., 2016)
Northern, Italy	ถึงสแตนเลสเก็บตัวอย่างน้ำที่ผิวน้ำ	2.5	500-1000	แผ่นฟิล์ม	Polyester (PES)	(Magni et al., 2019)
Vietnam	ถึงสแตนเลสเก็บตัวอย่างน้ำที่ผิวน้ำ	340	1.6-100	เส้นใย	Polyamide (PA) Polyester (PES)	(Van Do et al., 2022)
Bangkok, Thailand	ถึงสแตนเลสเก็บตัวอย่างน้ำที่ผิวน้ำ	14.75	50-500	เส้นใย	Polypropylene (PP)	(Tadsuwan & Babel, 2021)
Adana city, Turkey	ปัมเก็บตัวอย่างน้ำตลอด 24 ชั่วโมง	7.02	1000-5000	เส้นใย	Polyethylene (PET)	(Gündoğdu et al., 2018)
Harbin, China	ถึงสแตนเลสเก็บตัวอย่างน้ำที่ผิวน้ำ	30.6	20-100	เส้นใย	Polyamide (PA) Polyester (PES)	(Jiang et al., 2020)

2.6.2 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการศึกษาต่อต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ในระบบบำบัดน้ำเสีย

(Tran et al., 2014) ได้ศึกษายาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลและระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ได้แก่ Fenoprofen (FEP) Naproxen (NPX) Indomethacin (IDM) Ketoprofen (KEP) Ibuprofen (IBP) Propyphenazone (PPZ) และ Diclofenac (DCF) ในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลและระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน เมืองฮานอย ประเทศเวียดนาม โดยใช้วิธี Solid Phase Extraction และวิเคราะห์โดยเครื่อง GC-MS ซึ่งผลการศึกษาระบุว่าในน้ำเสียโรงพยาบาล มีปริมาณ Ibuprofen (0.35–1.85 µg/L) มีความเข้มข้นสูงที่สุดในกลุ่ม NSAIDs รองลงมาเป็น Ketoprofen (0.25–1.62 µg/L) Diclofenac (<0.14–0.95 µg/L) และ Naproxen (0.15–0.55 µg/L) ตามลำดับ ในส่วนของยากกลุ่ม NSAIDs ในน้ำผิวดินพบว่า Ibuprofen (0.10–1.1 µg/L) มีความเข้มข้นมากที่สุด รองลงมาเป็น Ketoprofen (<0.04–0.45 µg/L) Naproxen (0.08–0.38 µg/L) และ Diclofenac (<0.14–0.31 µg/L) ตามลำดับ นอกจากนี้เมื่อนำค่าความเข้มข้นของยาในกลุ่ม NSAIDs มาประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศโดยใช้ค่า Risk Quotient (RQ) ซึ่งบ่งชี้ว่า Ibuprofen ในแหล่งน้ำผิวดินมีค่า RQ ในช่วง 58-110 ซึ่งอยู่ในระดับที่มีความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ รองลงมาคือ Diclofenac มีค่า RQ อยู่ในช่วง 3.8-6.2 และ Naproxen มีค่า RQ อยู่ในช่วง 0.82-1.15

(Lin & Tsai, 2009) ได้ศึกษาปริมาณและลักษณะการปนเปื้อนยาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลและน้ำเสียจากโรงงานผลิตยาในประเทศไต้หวัน โดยใช้วิธีสกัดแบบ Solid Phase Extraction และวิเคราะห์ปริมาณและชนิดโดยใช้ LC-MS ผลการศึกษาระบุว่าในน้ำเสียโรงพยาบาลมีการปนเปื้อน Acetaminophen (62,250 ng/L) สูงที่สุด รองลงมาคือ Naproxen (698 ng/L) Diclofenac (328 ng/L) Ibuprofen (119 ng/L) และ Ketoprofen (9.6 ng/L) ตามลำดับ ในส่วนของน้ำเสียจากโรงงานผลิตยาพบว่า Ibuprofen (45,875 ng/L) มีความเข้มข้นสูงที่สุด รองลงมาคือ Acetaminophen (124 ng/L) และ Diclofenac (53 ng/L) ตามลำดับ

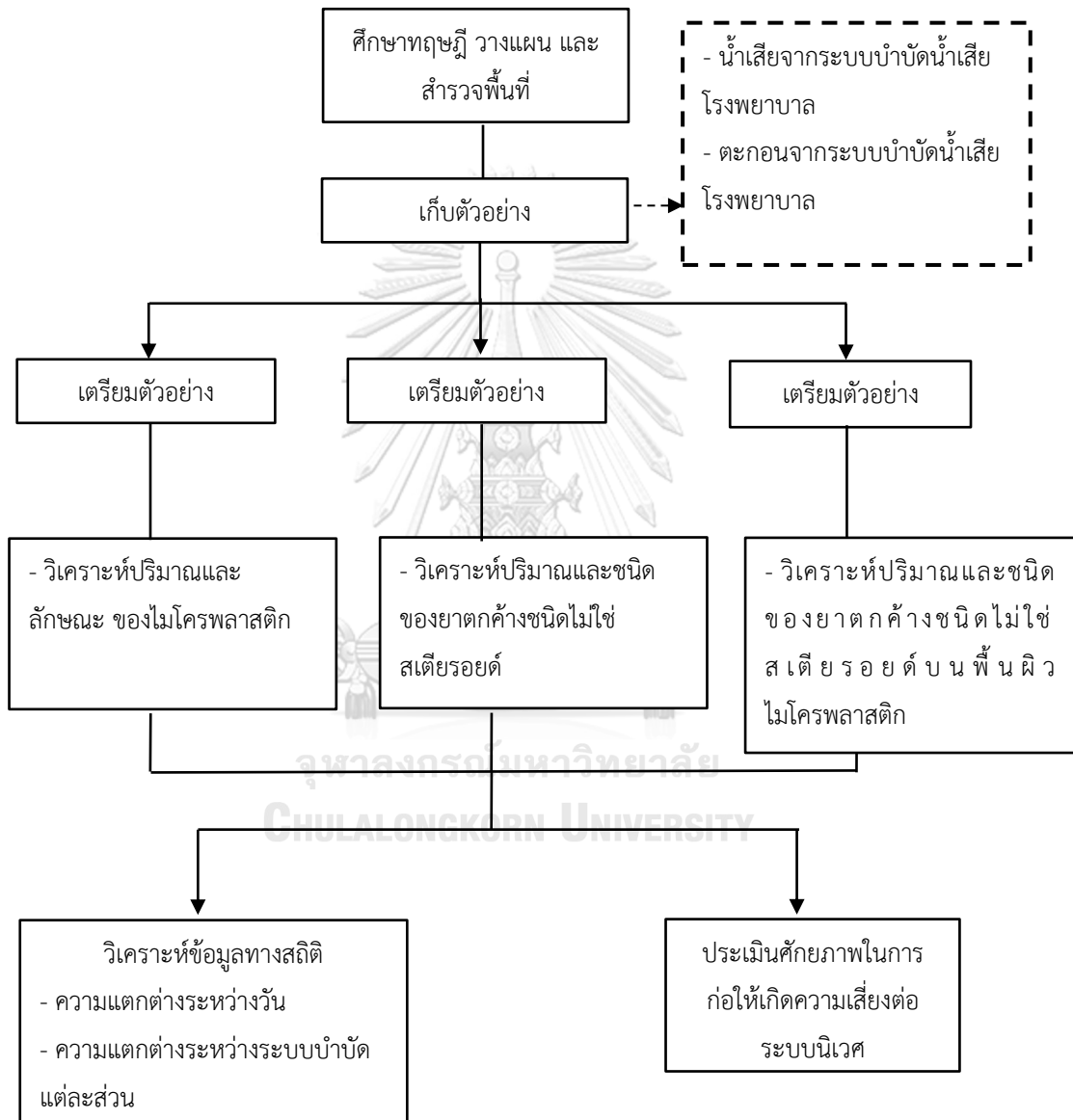
(Praveenkumarreddy et al., 2021) ได้ศึกษาปริมาณและลักษณะการปนเปื้อนของยาต้านการอักเสบในกลุ่มไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) จากระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสามแห่งในเมือง Manipal Udipi และ Mangalore ตามลำดับ ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสามแห่งจะรับน้ำเสียจากชุมชน มหาวิทยาลัย และโรงพยาบาล เป็นหลัก โดยผลการศึกษาพบว่าน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียมี Aspirin (125–184 µg/L) Ibuprofen (5–22 µg/L) Naproxen (11–217 µg/L) Ketoprofen (3–41 µg/L) และ Diclofenac (12–68 µg/L) ตามลำดับ และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียมี Aspirin (0.4–0.7 µg/L) Ibuprofen (0.1–2 µg/L) Naproxen (3–14 µg/L) Ketoprofen (0.6–0.8 µg/L) และ Diclofenac (2–26 µg/L) โดยปริมาณยาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ที่พบในน้ำเสียที่ถูกปลดปล่อยลงสู่แม่น้ำ Gurupura มี Naproxen (8.8 µg/L) Diclofenac (1.6 µg/L) Ketoprofen (1.5 µg/L) Ibuprofen (0.17 µg/L) Aspirin (0.02 µg/L) และเมื่อนำปริมาณยาตกค้างที่พบมาประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศพบว่ามี Hazard Quotient (HQ) ในระดับปานกลาง

(Eslami et al., 2015) ได้ศึกษาปริมาณและลักษณะการปนเปื้อนของยาต้านการอักเสบในกลุ่มไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ในแม่น้ำ น้ำประปา น้ำเสียที่เข้าระบบบำบัด และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน และโรงพยาบาล ที่เมืองเตฮราน ประเทศอิหร่าน โดยยาในกลุ่ม NSAIDs ที่ศึกษาคือ Ibuprofen (IBP) Naproxen (NPX) Diclofenac (DIC) และ Indomethacin (IDM) โดยผลการศึกษาพบว่า Ibuprofen สามารถพบได้ในทุกตัวอย่างและมีปริมาณสูงกว่ายาชนิดอื่น นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบปริมาณยาในกลุ่ม NSAIDs ในตัวอย่างแต่ละชนิดพบว่า ยาในกลุ่ม NSAIDs ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน และระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลมีความเข้มข้นสูงที่สุด โดย Ibuprofen (1.05 µg/L) มีความเข้มข้นสูงที่สุด รองลงมาคือ Naproxen (0.43 µg/L) Diclofenac (0.23 µg/L) และ Indomethacin (0.11 µg/L)

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 แผนภาพแสดงวิธีดำเนินการวิจัย



3.2 พื้นที่ศึกษา

การศึกษาครั้งนี้เป็นการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศที่เกิดจากไมโครพลาสติกและสารตกค้างทางเภสัชกรรมในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ ซึ่งเกิดจากกิจกรรมภายในโรงพยาบาลจุฬาลงกรณ์ และสภากาชาดไทย ที่ตั้ง 1873 แขวงปทุมวัน เขตปทุมวัน กรุงเทพมหานคร ประเทศไทย พิกัดที่ตั้ง คือ 13°43'56"N 100°32'12"E

3.3 อุปกรณ์

1. UV-vis spectrophotometer (Shimadzu, UV-1900)
2. Micro-Fourier-Transform Infrared spectroscopy (μ -FTIR) (Bruker, Lumos II)
3. Stereomicroscope (NSZ-405J3 Olympus)
4. Stainless Steel Sieve ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 8 นิ้ว (20 μ m และ 5000 μ m)
5. Nitrogen analyzer (BUCHI KjelFlex K-360)
6. Oven (Binder Series ED Avantgarde.Line)
7. Anodisc Circle With Support Ring, 47 Mm, 0.2 μ m Pore Size (Cytiva Whatman, united kingdom)
8. Filter paper grade 589/3 (Whatman, united kingdom)
9. Auto Pipette
10. pH Meter
11. Hotplate
12. Water Bath
13. Glassware
14. Amber glass bottle
15. Stainless Steel Bucket
16. Dropper
17. Mortar-Pestle

3.4 สารเคมี

1. 30% Hydrogen Peroxide (H₂O₂) (QReC, Newzealand)
2. Sodium Chloride (NaCl) (KemAus, Australia)
3. Deionized Water
4. Methanol (Fisher Scientific, USA)
5. Acetonitrile (QReC, Newzealand)
6. Ibuprofen Secondary Standard (Merck, Germany)
7. Naproxen Secondary Standard (Merck, Germany)
8. Diclofenac Secondary Standard (Merck, Germany)
9. Iron (ii) sulphate 7-hydrate 99.5% (KemAus, Australia)
10. Calcium chloride anhydrous, granulated 97.0% (KemAus, Australia)
11. Hydrochloric acid 37% (QReC, Newzealand)

3.5 การเก็บตัวอย่าง

3.5.1 การเก็บตัวอย่างเพื่อวิเคราะห์ไมโครพลาสติก

การศึกษานี้เก็บตัวอย่างน้ำ (Water) และตะกอนน้ำเสีย (Sludge) จากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และสภากาชาดไทย โดยเก็บตัวอย่างน้ำจากจุดต่าง ๆ ได้แก่ น้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด (Influent) น้ำในถังเติมอากาศ (Aeration Tank) น้ำในถังตกตะกอน (Clarifier Tank) น้ำในถังเติมคลอรีน (Chlorination Tank) น้ำทิ้งจากระบบบำบัด (Effluent) และตัวอย่างตะกอนส่วนเกิน (Excess Sludge) (ดังภาพที่ 10) โดยทำการเก็บจำนวน 4 ครั้ง ในวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ ในวันที่ 7, 10, 21, 24, 29 เมษายน 2565 และ 1, 5, 8 พฤษภาคม 2565 ซึ่งกระบวนการเก็บตัวอย่างเพื่อวิเคราะห์ไมโครพลาสติกสามารถทำได้ ดังนี้

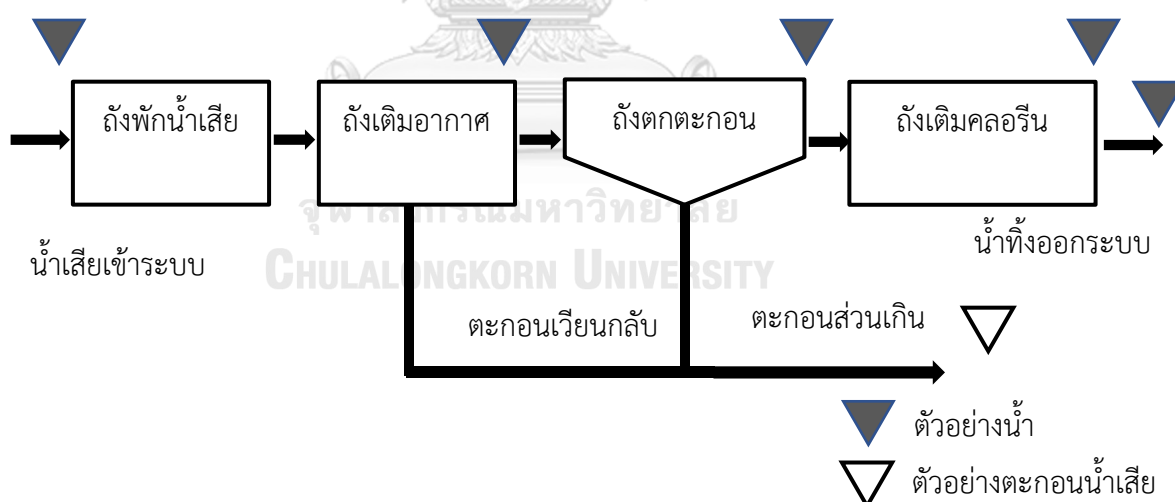
- 1) เก็บตัวอย่างน้ำโดยการเก็บตัวอย่างแบบจ้วง (Grab Sampling) โดยใช้ถังสแตนเลสที่ปราศจากพลาสติกตักน้ำปริมาณ 4 ลิตร ที่ระดับความลึก 12-15 เซนติเมตร จากผิวน้ำ เนื่องจากไมโครพลาสติกส่วนใหญ่มีแนวโน้มลอยอยู่ในชั้นน้ำด้านบนและไมโครพลาสติกขนาดเล็กที่มีสัดส่วนสูงในน้ำมักลอยอยู่ด้านบนผิวน้ำ นอกจากนี้เมื่อพิจารณาจากการศึกษาที่เกี่ยวข้องมีการใช้วิธีการเก็บบนผิวน้ำมากกว่าในชั้นน้ำ เนื่องจากเป็นวิธีที่ทำได้ง่ายสามารถเก็บน้ำได้ปริมาณมากซึ่งเป็นการเพิ่มโอกาสในการพบไมโครพลาสติกแบบต่าง ๆ ในตัวอย่างน้ำ (Stock et al., 2019)

2) นำน้ำที่ได้มากรองผ่านตะแกรงร่อน (Stainless Sieve Mesh) ที่มีขนาดช่อง (Pore size) 20 ไมโครเมตร และ 5000 ไมโครเมตร ตามลำดับ เพื่อแยกของแข็งที่มีขนาดในช่วง 20 ไมโครเมตร และ 5000 ไมโครเมตร ออกจากตัวอย่างน้ำ

3) ใช้น้ำกลั่น (Deionized Water) ชะล้างของแข็งทั้งหมดที่ติดอยู่บนตะแกรงร่อนและเก็บในขวดแก้วที่ปราศจากวัสดุพลาสติกเพื่อป้องกันการปนเปื้อนพลาสติกในระหว่างเก็บตัวอย่าง

4) เก็บตัวอย่างตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธี การเก็บแบบผสม (Composite Sampling) โดยใช้ถังสแตนเลสเก็บตะกอนที่ความลึก 10 เซนติเมตร จากผิวหน้าของชั้นตะกอนจำนวน 5 จุดรอบถังตกตะกอนแล้วเอามารวมกันให้ได้ประมาณ 1 กิโลกรัม และเก็บตัวอย่างตะกอนไว้ในถุงซิปล็อค (zip-locked bag) ที่ปราศจากวัสดุพลาสติกเพื่อป้องกันการปนเปื้อนพลาสติกจากการเก็บตัวอย่าง

5) เก็บตัวอย่างไมโครพลาสติกจากน้ำและตะกอนในถังน้ำแข็งที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียสในที่มีดจนกว่าจะนำออกมาวิเคราะห์



ภาพที่ 10 แผนภาพแสดงการเก็บตัวอย่างจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

3.5.2 การเก็บตัวอย่างเพื่อวิเคราะห์ยาค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์

เก็บตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด น้ำในถังเติมอากาศ (Aeration Tank) น้ำในถังตกตะกอน (Clarifier Tank) น้ำในถังเติมคลอรีน (Chlorination Tank) และ น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด (Effluent) ตามลำดับ โดยใช้ขวด Amber Glass Bottle ปริมาตร 200 มิลลิลิตร

ด้วยวิธีการเก็บแบบจ้วง (Grab Sampling) จากนั้นวัดค่าพีเอชและเก็บในที่อุณหภูมิต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส

3.6 วิธีวิเคราะห์ตัวอย่าง

3.6.1 การหา LOD และ LOQ

การหาความเข้มข้นต่ำสุดที่วิเคราะห์ได้ในตัวอย่างที่สามารถตรวจวัดได้ (Limit of Detection: LOD) และ ความเข้มข้นต่ำสุดที่วิเคราะห์ได้ในตัวอย่างที่หาปริมาณหรือรายงานผล (Limit Of Quantification: LOQ) โดยการวัดความเข้มข้นของยาตกค้างและไม่โครพลาสติกใน Sample Blank อย่างน้อย 7 ซ้ำ และนำมาหาค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (Standard Deviation: SD) หลังจากนั้นคำนวณค่า LOD และ LOQ จากสมการที่ 3.1 และ 3.2

$$\text{LOD} = 3\text{SD} \quad 3.1$$

$$\text{LOQ} = 10\text{SD} \quad 3.2$$

3.6.2 การเตรียมสารละลายมาตรฐานเพื่อวิเคราะห์ยาตกค้างในน้ำ

- 1) เตรียม Stock Solution ของ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac ที่ความเข้มข้น 100 mg/L ในตัวทำละลายเมทานอล
- 2) Stock Solution ที่ได้จะถูกเก็บในขวด Amber Glass ที่มีฝาปิด และเก็บในที่มืดที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส
- 3) เตรียมสารละลายมาตรฐานด้วยวิธีเจือจางที่ความเข้มข้น 0.05, 0.075, 0.1, 0.5, 1 และ 1.5 mg/L ของ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac

3.6.3 การแยกไม่โครพลาสติก

- 1) เตรียมตัวอย่างโดยนำตัวอย่างที่เก็บได้มาอบให้แห้งในเตาอบที่อุณหภูมิ 65 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 24 ชั่วโมง หรือจนกว่าตัวอย่างจะแห้งสนิท
- 2) นำตัวอย่างที่ได้มาเติมสารละลาย 30% Hydrogen Peroxide 20 มิลลิลิตร และสารละลายเหล็ก (II) (0.05 M) 20 มิลลิลิตร หลังจากนั้นนำตัวอย่างไปตั้งบนเครื่องกวนสารชนิดให้ความร้อน (Hot Plate Stirrer) ที่อุณหภูมิ 65 องศาเซลเซียส พร้อมกวนสารด้วยแท่งแม่เหล็ก

(Stirrer bar) จนกระทั่งตัวอย่างมีสารอินทรีย์ลดลงและมีลักษณะใสมากขึ้นหลังจากนั้นนำตัวอย่างออกมาพักไว้จนอุณหภูมิลดลง

3) นำตัวอย่างไปย่อยที่อุณหภูมิ 65 องศาเซลเซียสอีกครั้ง และเติม NaCl (1.2 g/cm^3) จำนวน 6 กรัม ต่อปริมาตรสารละลาย 20 กรัม จนกระทั่งเกลือละลายหลังจากนั้นนำตัวอย่างมาพักไว้ให้เย็นและตั้งทิ้งไว้ให้แยกชั้นในกรวยแยกเป็นเวลา 1 ชั่วโมง หรือจนกว่าจะเกิดการแยกชั้นของแข็งขนาดใหญ่ลงมาด้านล่าง

4) ทำการถ่ายของแข็งที่ตกตะกอนลงมาด้านล่างจนเหลือแต่ชั้นของเหลวด้านบน และเติมสารละลายเกลืออิ่มตัว (NaCl 6 g/ น้ำ 20 mL) ลงไประดับหนึ่งหลังจากนั้นตั้งให้เกิดการตกตะกอนทำวิธีนี้ซ้ำ 2-3 ครั้ง (Masura et al., 2015)

5) หลังจากนั้นถ่ายของแข็งในชั้นของเหลวด้านล่างออกจากกรวยกรองครั้งสุดท้าย และนำชั้นของเหลวด้านบนมากรองด้วยกระดาษกรองชนิด Anodisc membrane filter โดยใช้ปั๊มสุญญากาศ (Vacuum pump)

6) นำของแข็งที่ติดบนกระดาษกรองไปวิเคราะห์ปริมาณ ชนิดพอลิเมอร์ ขนาดรูปร่าง และ สี โดยใช้เครื่อง μ -FTIR และกล้องจุลทรรศน์แบบสแตอริโอ

3.6.4 การวิเคราะห์ปริมาณและลักษณะไมโครพลาสติก

1) นำไมโครพลาสติกบนกระดาษกรอง Anodisc membrane filter ไปวิเคราะห์การดูดกลืนรังสีอินฟราเรดของไมโครพลาสติกด้วยเครื่อง Micro-Fourier-Transform Infrared spectroscopy ซึ่งจะได้ผลการวิเคราะห์ปริมาณ ขนาด (ขนาด 20 – 100 ไมครอน 101–200 ไมครอน 201–300 ไมครอน 301–400 ไมครอน 401–500 ไมครอน 501–600 ไมครอน 601–700 ไมครอน 701–800 ไมครอน และ ที่มีขนาดมากกว่า 801 ไมครอน) ชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติก (เช่น พอลิเอไมด์ พอลิเอสเทอร์ พอลิไวนิลคลอไรด์ พอลิเอทิลีน พอลิพอฟิลีน พอลิสไตรีน เป็นต้น (Masura et al., 2015)

2) การวิเคราะห์สีของไมโครพลาสติก (ดำ ใส ขาว แดง เขียว ฟ้า ม่วง เป็นต้น) และรูปร่าง (เส้นใย เม็ด แผ่นฟิล์ม และแบบชิ้นส่วน) ขั้นตอนแรกคัดแยกไมโครพลาสติกตามสีและรูปร่าง หลังจากนั้นคัดแยกของแข็งที่อาจเป็นไมโครพลาสติกจำแนกตามสีและรูปร่างมาวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Micro-Fourier Transform Infrared Spectroscopy (μ -FTIR) เพื่อยืนยันว่าของแข็งที่พบเป็นไมโครพลาสติกคิดเป็นร้อยละเท่าใดของของแข็งทั้งหมดที่นำไปวิเคราะห์ μ -FTIR และนำอัตรา

ดังกล่าวไปคำนวณกลับเพื่อหาว่าผลการวิเคราะห์สีและรูปร่างไมโครพลาสติกภายใต้กล้องจุลทรรศน์ ชนิดสแตอริโอมีจำนวนไมโครพลาสติกเท่าใด

3.6.5 การวิเคราะห์ยาค้างในน้ำ

1) การวิเคราะห์ยาค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำเริ่มจากการเตรียมตัวอย่างโดยใช้ตัวอย่างน้ำปริมาตร 100 มิลลิลิตร นำมากรองผ่าน Glass Microfiber Filter ขนาด 0.7 ไมโครเมตร เพื่อกรองสิ่งตกค้างขนาดใหญ่ในตัวอย่างน้ำ

2) ปรับสภาพ Oasis HLB Cartridge ขนาด 6 cc ที่บรรจุตัวดูดซับ 200 มิลลิกรัม โดยเท 1:1 (v/v) ethyl acetate/acetone ปริมาตร 6 มิลลิลิตร Methanol ปริมาตร 6 มิลลิลิตร และ ultrapure water (pH 2) ปริมาตร 6 มิลลิลิตร ตามลำดับ เพื่อชะล้างสารอินทรีย์และสิ่งปนเปื้อนออก

3) ใส่ตัวอย่างลงไป Cartridge และทำให้ไหลผ่านตัวดูดซับออกมาที่ 5 มิลลิลิตร ต่อมาที หลังจากนั้นทำการล้างสิ่งสกปรกที่มาเกาะบนตัวดูดซับโดยใช้ Methanol ความเข้มข้นร้อยละ 5 ปริมาตร 5 มิลลิลิตร และทำการชะตัวอย่างที่ต้องการศึกษาออกมาจากตัวดูดซับด้วย 1(v/v) Ethyl Acetate ปริมาตร 15 มิลลิลิตร ใส่ในขวดรูปชมพู่และนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC-DAD

3.6.6 การวิเคราะห์ยาค้างบนพื้นผิวไมโครพลาสติก

1) เตรียมตัวอย่างโดยนำตัวอย่างที่เก็บได้มาอบให้แห้งในเตาอบเป็นเวลา 24 ชั่วโมง

2) นำตัวอย่างที่ได้มาผสมกับสารละลาย 10% HCl 20 มล. และนำสารละลายตัวอย่างไปกวนบนเครื่องกวนสารชนิดให้ความร้อน (Hot Plate Stirrer) จนเกิดฟองก๊าซที่ผิวปิกเจอร์ จึงนำเอาออกมาพักไว้จนอุณหภูมิลดลง

3) นำตัวอย่างไปย่อยที่อุณหภูมิ 50 องศาเซลเซียสอีกครั้ง และเติม NaCl (1.2 g/cm^3) 6 กรัม จนเกลือละลายแล้วจึงพักสารละลายไว้ให้เย็นและตั้งทิ้งไว้ให้แยกชั้นในกรวยแยก

4) แยกส่วนชั้นของเหลวด้านบนมากรองด้วยกระดาษกรองที่มีขนาดเล็กกว่า 2 ไมโครเมตร เพื่อแยกไมโครพลาสติกในชั้นน้ำ บน Vacuum pump

5) คัดแยกของแข็งที่อาจเป็นไมโครพลาสติกบนกระดาษกรองใส่ในบีกเกอร์ที่มี Ca_2Cl_2 ปริมาตร 2 มิลลิลิตร และพักไว้เป็นเวลา 3 ชั่วโมง เพื่อให้ยาค้างที่ดูดซับกับพื้นผิวไมโครพลาสติกหลุดออกมา

6) นำสารละลายที่ได้ไปกรองด้วยกระดาษกรองเพื่อแยกไมโครพลาสติกออกจากสารละลาย และนำไปวิเคราะห์ด้วย HPLC-DAD (Elizalde-Velazquez et al., 2020)

3.6.7 การวิเคราะห์พารามิเตอร์ทั่วไปของน้ำ

ลักษณะทั่วไปของน้ำเสีย Total organic carbon (TOC), Chemical oxygen demand (COD), Total Kjeldahl nitrogen (TKN) , Total suspended solids (TSS) , Total dissolved solids (TDS), Total solid (TS), Temperature และ pH เป็นลักษณะทั่วไปที่สำคัญของน้ำเสีย ซึ่งส่งผลต่อปริมาณและชนิดของยาค้างในน้ำเสียและลักษณะของไมโครพลาสติก รวมทั้งมีความสำคัญต่อกระบวนการดูดซับของยาค้างบนพื้นผิวไมโครพลาสติก โดยพารามิเตอร์เหล่านี้มีกระบวนการวิเคราะห์ต่างกัน (ดังตารางที่ 11)

ตารางที่ 11 พารามิเตอร์ทั่วไปของน้ำเสียและวิธีวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีการมาตรฐาน (กรมควบคุมมลพิษ, 2559)
Total organic carbon (TOC)	High temperature oxidation
Chemical oxygen demand (COD)	วิธีย่อยสลายโดยใช้โพแทสเซียมไดโครเมต (Potassium Dichromate)
Total Kjeldahl nitrogen (TKN)	วิธีเจลดาล์ (Kjeldahl)
Total suspended solids (TSS)	กรองผ่านกระดาษกรองใยแก้ว (Glass Fiber Filter Disk) และอบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลาอย่างน้อย 1 ชั่วโมง
Total dissolved solids (TDS)	ใช้วิธีระเหยตัวอย่างที่กรองผ่านกระดาษกรองใยแก้ว (Glass Fiber Filter Disk) และอบแห้งที่อุณหภูมิ 180 องศาเซลเซียส เป็นเวลาอย่างน้อย 1 ชั่วโมง
Total solids (TS)	วิธีการกรวยอิมฮอฟฟ์ (Imhoff cone) ขนาดบรรจุ 1,000 ลบ.ซม ในเวลา 1 ชั่วโมง
Temperature	เครื่องวัดความเป็นกรดและด่างของน้ำ (pH Meter)
pH	เครื่องวัดความเป็นกรดและด่างของน้ำ (pH Meter)

3.7 การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ

3.7.1 การประเมินความเสี่ยงเนื่องจากการสัมผัสไมโครพลาสติก

การประเมินความเสี่ยงเนื่องจากการสัมผัสไมโครพลาสติก (Microplastic Risk Assessment) ในสิ่งแวดล้อมเป็นกระบวนการประเมินความเสี่ยงและลักษณะความเป็นพิษของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ รวมทั้งผลกระทบต่อระบบนิเวศทางน้ำโดยอาศัยกระบวนการต่าง ๆ ดังนี้

1) ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (Polymer Risk Index: H)

เป็นวิธีการประเมินระดับความเสี่ยงและลักษณะความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในสิ่งแวดล้อมเมื่อได้สัมผัสกับไมโครพลาสติกโดยอาศัยข้อมูลชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติก ดังสมการที่ 3.3

$$H = \sum P_n \times S_n \quad 3.3$$

เมื่อ P_n คือ ร้อยละของปริมาณไมโครพลาสติกแต่ละชนิดพอลิเมอร์ในแต่ละตัวอย่าง

S_n คือ ระดับความเป็นพิษของไมโครพลาสติกแต่ละชนิดอ้างอิงจาก (Lithner et al., 2011)

ผลการประเมินระดับความเสี่ยงของไมโครพลาสติกสามารถจำแนกออกเป็น 4 ระดับ (ดังตารางที่ 12)

ตารางที่ 12 ระดับความเสี่ยงจากการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์

H	ระดับความเสี่ยง
< 10	I
10-100	II
100-1000	III
> 1000	IV

ที่มา (Ranjani et al., 2021)

2) ดัชนีภาระมลพิษ (Pollution Load Index: PLI)

ดัชนีภาระมลพิษเป็นตัวชี้วัดที่ใช้ประเมินการเสื่อมสภาพของระบบนิเวศทางน้ำ เนื่องจากการรองรับมลพิษทางน้ำจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น การดำรงชีวิตอุตสาหกรรม และการเกษตร ซึ่งไมโครพลาสติกถือได้ว่าเป็นปัญหามลพิษทางน้ำที่สำคัญและส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศทางน้ำอย่างมาก ดังนั้นจึงสามารถใช้ดัชนีภาระมลพิษเพื่อประเมินแนวโน้มความเสื่อมสภาพของระบบนิเวศแหล่งน้ำเนื่องจากปัญหาไมโครพลาสติกได้ดังสมการที่ 3.4 และสมการที่ 3.5

$$CF_i = C_i / C_{oi} \quad 3.4$$

$$PLI = \sqrt{CF_i} \quad 3.5$$

เมื่อ CF_i คือ ปัจจัยความเข้มข้นของไมโครพลาสติก

C_i คือ ความเข้มข้นของไมโครพลาสติกในแต่ละตัวอย่าง

C_{oi} คือ ปริมาณต่ำสุดของไมโครพลาสติก

ระดับดัชนีภาระมลพิษเนื่องจากปัญหาไมโครพลาสติกสามารถจำแนกออกเป็น 4 ระดับ (ดังตารางที่ 13)

ตารางที่ 13 ระดับดัชนีภาระมลพิษ

PLI	ระดับความเสี่ยง
<10	I
10-20	I
20-30	II
>30	IV

ที่มา (Tomlinson et al., 1980)

3.7.2 สัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (Risk Quotient: RQ)

น้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลมักมีการปนเปื้อนของยาตกค้างในน้ำเสีย เนื่องจากการรักษาผู้ป่วยจำเป็นต้องใช้ยาต้านการอักเสบเพื่อลดสถานะอักเสบของผู้ป่วย ในทางกลับกันตัวยาเหล่านี้มีความเป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อม เมื่อถูกปลดปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจึงต้องมีการประเมินความเสี่ยงจากยาตกค้างในน้ำทิ้ง โดยการคำนวณสัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (Risk Quotient: RQ) ดังสมการที่ 3.6 และสมการที่ 3.7

$$RQ = \frac{MEC}{PNEC} \quad 3.6$$

$$PNEC = \frac{LC50}{1000} \quad 3.7$$

- เมื่อ RQ คือ ค่าความเสี่ยงของยาตกค้างในน้ำทิ้ง
 MEC คือ ความเข้มข้นของยาตกค้างในน้ำทิ้งที่วัดได้
 PNEC คือ ความเข้มข้นสูงสุดของสารที่ไม่ส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิต
 LC50 คือ ค่าความเข้มข้นของยาตกค้างซึ่งเป็นเหตุทำให้กลุ่มของสัตว์ทดลองร้อยละ 50 (ครึ่งหนึ่ง) ตายลง

ผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายสามารถจำแนกออกเป็น 3 ระดับ
 (ดังตารางที่ 14)

ตารางที่ 14 ผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตราย

RQ	ค่าความเสี่ยงของยาตกค้าง
$RQ < 0.1$	ความเสี่ยงน้อย
$0.1 \leq RQ < 1$	ความเสี่ยงปานกลาง
$RQ > 1$	ความเสี่ยงสูง

ที่มา (Camacho-Muñoz et al., 2010)

3.7.3 ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (PER)

ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (Potential Ecological Risk: PER) เป็นดัชนีชนิดหนึ่งที่ใช้ประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในระบบนิเวศ เนื่องจากการสัมผัสยาตกค้างและไมโครพลาสติกที่ถูกปลดปล่อยออกมาพร้อมกับน้ำทิ้ง โดยการประเมินศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงเชิงนิเวศสามารถคำนวณได้ดังสมการที่ 3.8 3.9 และ 3.10

$$C_f^i = \frac{C^i}{C_n^i} \quad 3.8$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad 3.9$$

$$PER = \sum_{n=1} E_r^i \quad 3.10$$

เมื่อ C_f^i คือ ค่าปัจจัยมลพิษของไมโครพลาสติกหรือยาตกค้าง

C^i คือ ความเข้มข้นของยาตกค้างหรือไมโครพลาสติกในตัวอย่าง

C_n^i คือ ปริมาณพื้นฐานของยาตกค้างหรือไมโครพลาสติกในสิ่งแวดล้อม

E_r^i คือ ดัชนีความเสี่ยงเชิงนิเวศน์

T_r^i คือ ค่าสัมประสิทธิ์ความเป็นพิษทางเคมีของไมโครพลาสติกหรือยาตกค้าง

ระดับศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศจำแนกออกเป็น 5 ระดับ
(ดังตารางที่ 15)

ตารางที่ 15 ระดับศักยภาพในการสร้างความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติก

E_r^i	PER	ระดับศักยภาพในการสร้างความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ
<40	<150	ระดับต่ำ
$40 \leq E_r^i < 80$	$150 \leq PER < 300$	ระดับปานกลาง
$80 \leq E_r^i < 160$	$300 \leq PER < 600$	ระดับที่ต้องพิจารณาเฝ้าระวัง
$160 \leq E_r^i < 320$	$600 \leq PER < 1200$	ระดับสูง
≥ 320	≥ 1200	ระดับสูงมาก

ที่มา (Liu et al., 2017)

3.8 การควบคุมคุณภาพในการเก็บตัวอย่าง

3.8.1 Background Blank

Background Blank เป็นวิธีการบ่งชี้และลดการปนเปื้อนจากอากาศในช่วงที่ทำการวิเคราะห์ โดยการนำกระดาษกรอง (Filter Paper) ที่ใส่ใน Petri Dish และทำการเปิดฝาไว้ตลอดช่วงที่ทำการวิเคราะห์ หรือ ใช้ขวดรูปชมพู่ที่บรรจุน้ำกลั่นตั้งไว้โดยไม่มีการปิดคลุมตลอดช่วงที่ทำการวิเคราะห์ และนำ Background Blank ที่ได้ไปวิเคราะห์หลังจากการวิเคราะห์ตัวอย่างเสร็จสิ้น

3.8.2 Field Blank

Field Blank เป็นวิธีการบ่งชี้และลดการปนเปื้อนจากสิ่งแวดล้อมในช่วงการเก็บตัวอย่างในภาคสนาม โดยใช้ขวดรูปชมพู่ที่บรรจุน้ำกลั่นตั้งไว้โดยไม่มีการปิดคลุมตลอดช่วงที่เก็บตัวอย่าง และนำ Field Blank ที่ได้ไปวิเคราะห์หลังจากการเก็บตัวอย่างเสร็จสิ้น

นอกจากนี้ในกระบวนการเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ยังมีการลดการปนเปื้อนด้วยวิธีต่าง ๆ โดยเริ่มตั้งแต่ขั้นตอนการเก็บตัวอย่างโดยการล้างอุปกรณ์เก็บตัวอย่างทุกชิ้นด้วยน้ำกลั่นก่อนนำไปเก็บตัวอย่างในภาชนะโดยอุปกรณ์เก็บตัวอย่างทุกชิ้นจะเป็นขวดแก้วหรือโลหะเพื่อลดการปนเปื้อนจากพลาสติก นอกจากนี้ในขั้นตอนการวิเคราะห์จะต้องทำภายใต้ตู้ดูดอากาศและเครื่องแก้วทุกชิ้น โดยจะต้องใช้แผ่นอะลูมิเนียมปิดคลุมตลอดเวลา

3.9 การวิเคราะห์ทางสถิติ

3.9.1 สถิติเชิงพรรณนา (Descriptive Statistic)

ผู้วิจัยใช้ค่าเฉลี่ย (Average) ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (Standard Deviation) ค่ามัธยฐาน (Median) ค่าต่ำสุด (Min) และค่าสูงสุด (Max) ในการอธิบายลักษณะเชิงพรรณนาของข้อมูล

3.9.2 สถิติเชิงวิเคราะห์ (Analytical statistic)

ผู้วิจัยใช้ ANOVA สำหรับวิเคราะห์ความแตกต่างของไมโครพลาสติกและยาตกค้างในน้ำในแต่ละวัน และวิเคราะห์ความแตกต่างในระบบบำบัดแต่ละส่วน โดยใช้ t-test สำหรับวิเคราะห์ความแตกต่างของยาตกค้างที่ดูดซับบนพื้นผิวไมโครพลาสติกและที่อยู่ในน้ำ

บทที่ 4

ผลการศึกษาและการอภิปรายผล

4.1 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาล

การศึกษาครั้งนี้ทำการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติทั่วไปของน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลทั้งในช่วงวันธรรมดา (Weekday) และวันหยุดสุดสัปดาห์ (Weekend) ได้แก่ ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) อุณหภูมิ (Temperature) ปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด (Total Organic Carbon: TOC) ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD) ของแข็งทั้งหมด (Total Solids: TS) ปริมาณของแข็งที่ละลายทั้งหมด (Total Dissolved Solids: TDS) ปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids: TSS) และ ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (Total Kjeldahl Nitrogen: TKN) โดยทำการวิเคราะห์จากตัวอย่างน้ำจากระบบบำบัดแต่ละส่วน ได้แก่ น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย (Influent) น้ำในถังเติมอากาศ (Aeration Tank) น้ำในถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) น้ำในถังเติมคลอรีน (Chlorination Tank) และ น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย (Effluent) (ดังตารางที่ 16)

ผลการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดามีค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) และอุณหภูมิของน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 6.7-7.1 และ 29.2-30.8 °C ตามลำดับ ปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด ค่าซีโอดี และ ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด มีค่าอยู่ในช่วง 8.16-9.51mg/L 40-45 mg/L และ 7.84-10.25 mg/L ตามลำดับ ของแข็งในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลประกอบไปด้วย ปริมาณของแข็งทั้งหมด ปริมาณของแข็งที่ละลายทั้งหมด และ ปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด มีค่าอยู่ระหว่าง 390-470 mg/L 421-438 mg/L และ 15-24 mg/L ตามลำดับ (ดังตารางที่ 16)

ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์มีค่าความเป็นกรด-ด่าง และ อุณหภูมิของน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 6-6.9 และ 29.5-30.2°C ตามลำดับ ปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด ค่าซีโอดี และ ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด มีค่าอยู่ในช่วง 10.54-8.16 mg/L 40-49 mg/L และ 6.72-9.78 mg/L ตามลำดับ ปริมาณของแข็งทั้งหมด ปริมาณของแข็งที่ละลายทั้งหมด และ ปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด มีค่าอยู่ระหว่าง 721-431 mg/L 652-388 mg/L และ 80-11 mg/L ตามลำดับ ปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด ค่าซีโอดี และ ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด มีค่าอยู่ในช่วง 32.16-8.16 mg/L 105-40 mg/L และ 22.86-6.72 mg/L

ตามลำดับ ปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด ค่าซีโอดี และ ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด มีค่าอยู่ในช่วง 421-431 mg/L 388-425 mg/L และ 6.72-9.78 mg/L ตามลำดับ (ดังตารางที่ 16)

เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทที่ได้กำหนดค่ามาตรฐานของ pH, TDS, TSS และ TKN ในอาคารประเภท ข ซึ่งได้กำหนดค่ามาตรฐานไว้ที่ 5-9, น้อยกว่า 500 mg/L, น้อยกว่า 30 mg/L และ น้อยกว่า 35 mg/L ตามลำดับ โดยพบว่าลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลมีค่าผ่านเกณฑ์มาตรฐาน

เมื่อพิจารณาผลการศึกษาข้างต้น พบว่า ค่าความเป็นกรด-ด่าง และ อุณหภูมิของน้ำทิ้งโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีลักษณะมีการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อยในระบบบำบัดแต่ละส่วน ในส่วนปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด ค่าซีโอดี และ ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดจะมีปริมาณสูงที่สุดในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและมีปริมาณลดลงอย่างต่อเนื่องในระบบบำบัดแต่ละส่วนและมีปริมาณที่ต่ำสุดในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากน้ำเสียจะถูกบำบัดโดยกระบวนการแต่ละส่วนในระบบบำบัดน้ำเสีย ได้แก่ กระบวนการบำบัดทางชีวภาพโดยอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ การตกตะกอน และการใช้คลอรีนในส่วนของปริมาณของแข็งทั้งหมด ปริมาณของแข็งที่ละลายทั้งหมด และ ปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด มีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่องในระบบบำบัดน้ำเสียแต่ละส่วนและมีปริมาณต่ำสุดในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย

โดยผลการศึกษาลักษณะสมบัติทั่วไปของน้ำเสียโรงพยาบาลครั้งนี้มีลักษณะคล้ายคลึงกับการศึกษาลักษณะสมบัติทั่วไปของน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศไทย ซึ่งพบว่าค่าเฉลี่ยของ pH, COD, TKN และ SS มีค่าอยู่ที่ 7.47, 46.5 mg/L, 10 mg/L และ 17.4 mg/L ตามลำดับ (Chiemchaisri et al., 2022) อย่างไรก็ตามลักษณะสมบัติทั่วไปของน้ำเสียโรงพยาบาลครั้งนี้ยังคงแตกต่างจากการศึกษาลักษณะสมบัติทั่วไปของน้ำเสียจากโรงพยาบาลในประเทศอินโดนีเซีย ซึ่งพบว่าค่าเฉลี่ยของ pH, TSS, TS, TKN และ COD มีค่าอยู่ที่ 7.6, 209 mg/L, 534 mg/L, 11.8 mg/L และ 2400 mg/L ตามลำดับ (Amouei et al., 2015)

ตารางที่ 16 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ลักษณะสมบัติ	วันธรรมดา						วันหยุดสุดสัปดาห์					
	ค่ามาตรฐาน ^a	น้ำเสีย	ถึงเต็มอากาศ	ถึงตกตะกอน	ถึงเต็มคลอรีน	น้ำทิ้ง	น้ำเสีย	ถึงเต็มอากาศ	ถึงตกตะกอน	ถึงเต็มคลอรีน	น้ำทิ้ง	
pH	5-9	6.6-7.2	6.2-6.9	6.1-7	5.9-7.2	6.7-7.1	7.2-5.6	6.4-6.9	5.9-6.6	6.5-7.1	6-6.9	
อุณหภูมิ (°C)	-	30.2-31.1	29-31.1	28.9-30.2	30.5-31.2	29.2-30.8	29.5-31.1	30.2-31.2	30.4-31.1	29.5-30	29.5-30.2	
TOC (mg/L)	-	29.1-31.99	10.92-14.5	8.31-12.51	8.45-10.45	8.16-9.51	28.54-32.6	12.6-10.71	12.3-10.15	10.41-7.34	10.54-8.16	
COD (mg/L)		100-110	84-91	56-64	38-48	40-45	105-107	87-95	49-54	40-48	40-49	
TS (mg/L)	-	720-790	830-890	610-682	592-600	390-470	721-765	832-865	686-712	540-609	421-431	
TDS (mg/L)	<500	670-713	720-796	620-642	495-510	421-438	652-720	723-780	640-698	485-510	388-425	
TSS (mg/L)	<30	83-94	110-121	62-70	38-46	15-24	80-93	107-115	61-73	39-49	11-20	
TKN (mg/L)	<35	23.82-31.45	16.48-25.34	12.58-18.12	7.84-10.34	7.84-10.25	22.86-30.25	16.24-2.78	12.72-16.23	7.82-12.25	6.72-9.78	

^a ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2548 เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุม การระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด

4.2 ไมโครพลาสติก

4.2.1 ปริมาณและประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกของระบบบำบัดน้ำเสีย

การศึกษาปริมาณและประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกในน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ โดยมีการเก็บตัวอย่างจากน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย น้ำจากถังเติมอากาศ น้ำจากถังตกตะกอน น้ำจากถังเติมคลอรีน น้ำทิ้งที่ออกจากจากระบบบำบัด และตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

การวิเคราะห์ปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล ทำการวิเคราะห์โดยใช้เครื่อง μ -FTIR ซึ่งผลการศึกษาบ่งชี้ว่าตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดแต่ละหน่วยมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกทั้งในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ปริมาณไมโครพลาสติกที่พบในช่วงวันธรรมดาในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถังเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน น้ำทิ้งที่ออกจากจากระบบบำบัด และตะกอน มีปริมาณไมโครพลาสติกอยู่ที่ 133.25 ± 8.54 ชิ้น/ลิตร, 168.00 ± 4.55 ชิ้น/ลิตร, 70.25 ± 3.95 ชิ้น/ลิตร, 44.50 ± 4.80 ชิ้น/ลิตร, 34.50 ± 3.11 ชิ้น/ลิตร และ 4007.25 ± 244.63 ชิ้น/กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง ตามลำดับ (ดังตารางที่ 17)

ปริมาณไมโครพลาสติกที่พบในช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถังเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน น้ำทิ้งที่ออกจากจากระบบบำบัด และตะกอน มีปริมาณไมโครพลาสติกอยู่ที่ 125.25 ± 1.89 ชิ้น/ลิตร, 160.75 ± 3.30 ชิ้น/ลิตร, 65.50 ± 5.45 ชิ้น/ลิตร, 41.75 ± 9.54 ชิ้น/ลิตร, 32.75 ± 3 ชิ้น/ลิตร และ 4371.91 ± 246.70 ชิ้น/ลิตร ตามลำดับ (ดังตารางที่ 17)

แนวโน้มปริมาณไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีลักษณะแนวโน้มใกล้เคียงกัน ซึ่งพบปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีปริมาณเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญสถิติ ($P\text{-value} < 0.05$) เนื่องจากการเติมอากาศทำให้ไมโครพลาสติกเกิดการฟุ้งกระจายและการเวียนตะกอนกลับ หลังจากนั้นปริมาณไมโครพลาสติกจะลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P\text{-Value} < 0.05$) ในถังตกตะกอน เนื่องจากไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ถูกดูดซับกับตะกอนและเกิดการตกสะสมในชั้นตะกอนด้านล่างถังตกตะกอน หลังจากนั้นน้ำเสียจะถูกระบายสู่ถังเติมคลอรีนซึ่งมีปริมาณไมโครพลาสติกลดลงอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ($P\text{-Value} > 0.05$) เนื่องจากไมโครพลาสติกที่ตกตะกอนได้ง่ายเกิดการตกตะกอนไปแล้วในถังตกตะกอนส่งผลให้น้ำเสียที่ระบายมาที่ถังเติมคลอรีนเกิดการตะกอนได้ลดลง หลังจากปริมาณไมโครพลาสติกยังคงลดลงและมีปริมาณต่ำสุดในน้ำทิ้งที่ออกจากจากระบบบำบัดซึ่งมีปริมาณลดลงอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ($P\text{-value} > 0.05$)

ดังนั้น ปริมาณไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียและปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติมีปริมาณอยู่ในช่วง 34.50 ± 3.11 ชิ้น/ลิตร ถึง 32.75 ± 3 ชิ้น/ลิตร ซึ่งใกล้เคียงกับการศึกษาปริมาณไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนใน South Carolina ประเทศสหรัฐอเมริกา ที่ศึกษาไมโครพลาสติกขนาดเล็กที่ $60 \mu\text{m}$ และพบว่าไม่มีไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดในช่วง 1-30 ชิ้น/ลิตร (Conley et al., 2019) นอกจากนี้ยังมีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาปริมาณไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ Daegu ประเทศเกาหลีใต้ ที่ศึกษาไมโครพลาสติกขนาดเล็กที่ $60 \mu\text{m}$ และพบไมโครพลาสติกจำนวน 33 ชิ้น/ลิตร (Hidayaturrahman & Lee, 2019) และการศึกษาปริมาณไมโครพลาสติกจากน้ำทิ้งในชุมชนประเทศเกาหลีใต้ที่ศึกษาไมโครพลาสติกขนาดเล็กที่สุด 20 ไมครอน มีปริมาณไมโครพลาสติกเท่ากับ 29.85 ชิ้น/ลิตร (Lee & Kim, 2018) อย่างไรก็ตามยังมีการศึกษาอื่นที่พบปริมาณไมโครพลาสติกสูงกว่าการศึกษาครั้งนี้ เช่น การศึกษาปริมาณไมโครพลาสติกจากน้ำเสียที่ Danang ประเทศเวียดนาม ที่ศึกษาไมโครพลาสติกขนาดเล็กที่ $1.6 \mu\text{m}$ และมีปริมาณ 276 ชิ้น/ลิตร (Van Do et al., 2022) และการศึกษาไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Changzhou ประเทศจีน ศึกษาไมโครพลาสติกขนาดเล็กที่ 0-500 μm และมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกปริมาณ 196 ชิ้น/ลิตร (Xu et al., 2019) ดังนั้นจากผลการศึกษาที่กล่าวมาข้างต้นแสดงให้เห็นถึงปริมาณไมโครพลาสติกในระบบบำบัดแต่ละแห่งอาจมีปริมาณใกล้เคียงกันหรือแตกต่างกันขึ้นอยู่กับประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกของระบบบำบัดน้ำเสีย น้ำเสียแต่ละชนิด ปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด การทำงานของจุลินทรีย์ การควบคุมการตกตะกอน รวมถึงการติดตั้งระบบบำบัดชนิดตติยภูมิ เนื่องจากในกระบวนการกำจัดไมโครพลาสติกจากน้ำในระบบบำบัดชนิดตะกอนเร่งต้องอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศหากจุลินทรีย์เหล่านี้ได้รับผลกระทบจากสารเคมีหรือลักษณะของน้ำที่ผิดแปลกไปอาจทำให้จุลินทรีย์เหล่านี้ลดลงและมีประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกที่ลดลง นอกจากนี้การเติมอากาศอย่างทั่วถึงยังช่วยให้จุลินทรีย์สามารถทำงานได้ดียิ่งขึ้น ในส่วนต่อมาการตกตะกอนของไมโครพลาสติกจะเกิดขึ้นในถังตกตะกอน การสร้างถังให้น้ำสามารถตกตะกอนได้ดียิ่งขึ้นจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด นอกจากนี้ยังคงมีปัจจัยอื่นที่ไม่เกี่ยวข้องกักระบบบำบัดแต่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด เช่น ชนิดของกิจกรรมจากแหล่งกำเนิด จำนวนประชากรในพื้นที่ที่รองรับน้ำเสีย และความหนาแน่นของชุมชน (Talbot & Chang, 2022) โดยสาเหตุที่กิจกรรมของแหล่งกำเนิดมีผลต่อปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำทิ้ง เนื่องจากกิจกรรมแต่ละชนิดมีลักษณะกิจกรรมแตกต่างกัน ส่งผลให้การใช้สารเคมีหรือลักษณะน้ำเสียแตกต่างกัน ซึ่งการปนเปื้อนสารเคมีอันตรายหรือไมโครพลาสติกชนิดที่เป็นพิษสูงอาจลดประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดชนิดตะกอนเร่งซึ่งทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไมโครพลาสติกลดลง

4.2.1.2 ประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติก

ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลประกอบด้วยกระบวนการบำบัด 3 ส่วน ได้แก่ 1) การบำบัดขั้นปฐมภูมิ (Primary Treatment) ทำหน้าที่ดักจับเศษกรวด หิน ดิน ทราย หรือ กิ่งไม้ขนาดใหญ่ เพื่อไม่ให้เข้าสู่ระบบบำบัดและทำหน้าที่ปรับสภาพน้ำ โดยส่วนประกอบของการบำบัดขั้นปฐมภูมิ ได้แก่ ตะแกรง และ ถังปรับสภาพ 2) การบำบัดขั้นทุติยภูมิ (Secondary Treatment) ทำหน้าที่หลักในการบำบัดสารอินทรีย์และสิ่งสกปรกในน้ำเสีย โดยส่วนประกอบของการบำบัดขั้นทุติยภูมิ ได้แก่ ถังเติมอากาศ และถังตกตะกอน และ 3) การบำบัดขั้นตติยภูมิ (Tertiary Treatment) ทำหน้าที่บำบัดสารอินทรีย์บางส่วนที่ผ่านถังตกตะกอนมาและช่วยฆ่าเชื้อในน้ำเสีย โดยส่วนประกอบของการบำบัดขั้นตติยภูมิ ได้แก่ ถังเติมคลอรีน

ผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีประสิทธิภาพที่ใกล้เคียงกันอยู่ที่ร้อยละ 74.11 และ 73.85 ตามลำดับ (ดังตารางที่ 17) นอกจากนี้เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแต่ละส่วน พบว่าการบำบัดน้ำเสียในขั้นทุติยภูมิมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงที่สุด โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดอยู่ในช่วงร้อยละ 58.18 - 59.25 รองลงมาคือการบำบัดน้ำเสียในขั้นตติยภูมิ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดอยู่ในช่วงร้อยละ 36.26 -36.65 สำหรับเหตุผลที่ทำให้การบำบัดขั้นทุติยภูมิมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงที่สุด เนื่องจากในการบำบัดขั้นทุติยภูมิเป็นการบำบัดด้วยระบบตะกอนเร่งและการตกตะกอน ซึ่งไมโครพลาสติกที่เข้ามาในถังเติมอากาศจะมีจุลินทรีย์มาเกาะบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกทำให้เกิดไบโอฟิล์มเคลือบไมโครพลาสติก และทำให้สารอินทรีย์ในน้ำเข้ามาเกาะบนไบโอฟิล์มส่งผลให้อนุภาคมีขนาดใหญ่ขึ้น เมื่ออนุภาคเหล่านี้เข้าสู่ถังตกตะกอนซึ่งสร้างสภาวะให้เอื้อต่อการตกตะกอนของอนุภาคส่งผลให้ไมโครพลาสติกเกิดการตกตะกอนไปสะสมในตะกอนน้ำเสียและทำให้ในตะกอนมีการพบไมโครพลาสติกสูงกว่าในน้ำเสีย (Hongprasith et al., 2020) โดยในการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้พบปริมาณไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียจำนวน 4007.25-4371.91 ชิ้น/กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกของระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลในครั้งนี้ใกล้เคียงกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของ ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในประเทศตุรกีซึ่งมีประสิทธิภาพการบำบัดอยู่ในช่วงร้อยละ 73 -79 โดยการบำบัดขั้นทุติยภูมิมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงที่สุด (Gündoğdu et al., 2018) และสอดคล้องกับการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกแต่ละขั้นในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนประเทศเกาหลีใต้โดยพบว่า การบำบัดขั้นทุติยภูมิ โดยใช้ระบบตะกอนเร่งมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงที่สุดอยู่

ในช่วงร้อยละ 75 - 91.9 (Hidayaturrahman & Lee, 2019) นอกจากนี้การศึกษาของ (Jiang et al., 2020) พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ Harbin ประเทศจีนมีประสิทธิภาพอยู่ที่ร้อยละ 75.7 และพบว่า การบำบัดขั้นทุติยภูมิมีประสิทธิภาพสูงสุดเช่นเดียวกัน อย่างไรก็ตาม การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมืองแวนคูเวอร์ ประเทศแคนาดาสามารถกำจัดไมโครพลาสติกในน้ำเสียได้ร้อยละ 92 ของไมโครพลาสติกในน้ำเสีย (Gies et al., 2018) หรือการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในประเทศฟินแลนด์สามารถกำจัดไมโครพลาสติกน้ำเสียได้ร้อยละ 98.85 (Lares et al., 2018) ซึ่งมีประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกสูงกว่าการศึกษานี้ โดยเหตุผลที่ประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกในการศึกษาอื่นแตกต่างจากการศึกษานี้เนื่องจากลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดที่ต่างกันซึ่งในน้ำเสียโรงพยาบาลจะมีการปนเปื้อนยาหรือสารเคมีซึ่งส่งผลกระทบต่อการทำงานและเติบโตของจุลินทรีย์ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกลดลง นอกจากนี้ในแต่ละพื้นที่มีลักษณะกิจกรรม จำนวนประชากร และความหนาแน่นของชุมชนแตกต่างกันซึ่งส่งผลกระทบต่อปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดแตกต่างกัน ซึ่งในปัจจุบันยังไม่มีระบบบำบัดที่ออกแบบเพื่อบำบัดไมโครพลาสติกในน้ำเสียโดยเฉพาะ ส่งผลให้ในน้ำเสียชุมชน หรือน้ำเสียโรงพยาบาลยังคงมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติก (Reddy & Nair, 2022)

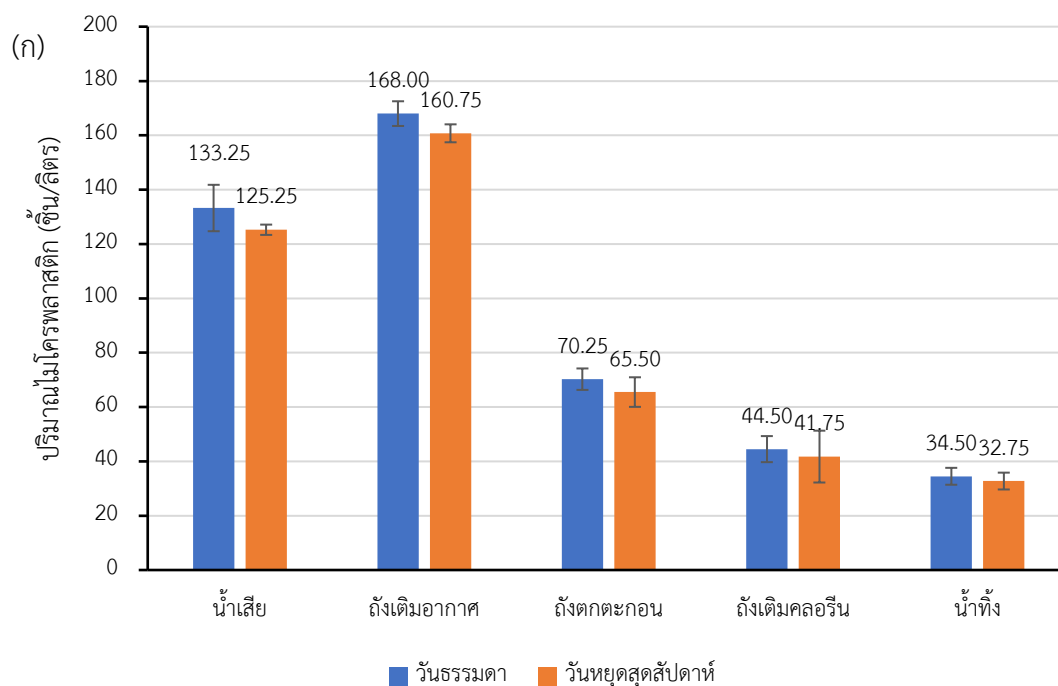
แนวโน้มปริมาณไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลทุก ๆ หน่วยย่อย การบำบัดช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์แตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ (ดังภาพที่ 11.ก) เมื่อเปรียบเทียบแนวโน้มปริมาณไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียกับลักษณะสมบัติทั่วไปของน้ำเสีย (ดังตารางที่ 16) พบว่าแนวโน้มของปริมาณไมโครพลาสติกเป็นไปในทิศทางเดียวกับปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด ค่าซีโอดี ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด ปริมาณของแข็งที่ละลายทั้งหมด และ ปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด กล่าวคือไมโครพลาสติกมีปริมาณสูงที่สุดในถังเติมอากาศและลดลงอย่างต่อเนื่องในถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน และมีปริมาณต่ำสุดในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด

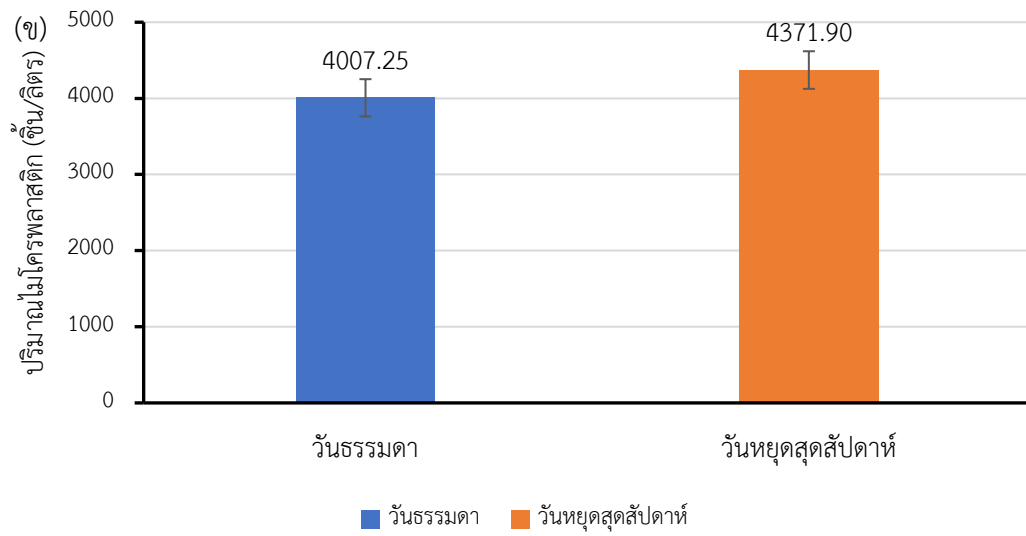
กลไกการบำบัดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียชนิดตะกอนเร่ง (Activated sludge systems) แบ่งออกเป็นสี่ส่วน ได้แก่ ส่วนแรกเกิดขึ้นเมื่อไมโครพลาสติกเข้ามาสู่ถังปรับเสถียร (Equalization tank) พร้อมกับน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดซึ่งในน้ำเสียที่เข้ามาจะมีสารอินทรีย์ ตะกอน หรือสิ่งสกปรก จุลินทรีย์ รวมถึงสารเคมี ซึ่งจุลินทรีย์และตะกอนจะเข้ามาดูดซับบริเวณพื้นผิวไมโครพลาสติก ทำให้ของแข็งเกิดการรวมตัวมีขนาดใหญ่ขึ้นแต่เนื่องจากในถังปรับเสถียรจะมีการรับน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดตลอดเวลาและถังปรับเสถียรไม่ได้ถูกออกแบบให้เหมาะสมต่อการตกตะกอนของไมโครพลาสติก จึงส่งผลให้ไมโครพลาสติกที่ดูดซับกับตะกอนจนมีขนาดใหญ่แต่ยังคงไม่สามารถ

ตกตะกอนได้เนื่องจากน้ำในถังปรับเสถียรมีการเคลื่อนที่อยู่ตลอดเวลา หลังจากนั้นน้ำที่ปนเปื้อนไมโครพลาสติกจะถูกส่งเข้าสู่ถังเติมอากาศ (Aeration tank) ซึ่งในถังนี้จะมีการเติมอากาศตลอดเวลาเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ ส่งผลให้ตะกอนและไมโครพลาสติกถูกพัดพาขึ้นมาสู่ชั้นน้ำด้านบนมากขึ้นซึ่งจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศจะเข้าไปเกาะบนพื้นผิวไมโครพลาสติกและใช้สิ่งสกปรกในน้ำเป็นสารตั้งต้นในการเติบโตและเพิ่มจำนวน ส่งผลให้พื้นผิวของไมโครพลาสติกปกคลุมไปด้วยชั้นไบโอฟิล์มที่ถูกสร้างโดยจุลินทรีย์และตะกอนที่เข้ามาเกาะบนพื้นผิวไมโครพลาสติก ส่งผลให้ไมโครพลาสติกมีขนาดใหญ่ขึ้นแต่ยังคงไม่สามารถตกตะกอนได้เนื่องจากมีการเติมอากาศตลอดเวลาทำให้น้ำเกิดการเคลื่อนที่ หลังจากนั้นน้ำในถังเติมอากาศจะไปสู่ถังตกตะกอน (Sedimentation tank) ซึ่งเป็นถังที่นำน้ำจากถังเติมอากาศเข้าไปพักไว้โดยไม่มีการเคลื่อนที่ของน้ำส่งผลให้ไมโครพลาสติกที่มีขนาดใหญ่ที่เกิดขึ้นจากการดูดซับจุลินทรีย์และตะกอนสามารถดูดซับกับไมโครพลาสติกข้างเคียงด้วยพันธะไฮโดรเจน แรงแวนเดอร์วาล หรือแรงดึงดูดทางไฟฟ้าเนื่องจากเป็นโมเลกุลที่ไม่ชอบน้ำเหมือนกันส่งผลให้ตะกอนที่มีไมโครพลาสติกมีขนาดใหญ่ขึ้นจนสามารถตกตะกอนตามแรงโน้มถ่วงมาสะสมอยู่ในชั้นตะกอนด้านล่างซึ่งตะกอนบางส่วนจะถูกเวียนกลับไปในถังเติมอากาศ (Return sludge) เพื่อเพิ่มจุลินทรีย์ให้สามารถย่อยสิ่งสกปรกในน้ำต่อไปได้ และบางส่วนจะถูกทิ้งออกไปจากระบบบำบัดน้ำเสียเรียกว่าตะกอนส่วนเกิน (Excess sludge) หลังจากนั้นน้ำในถังตกตะกอนจะถูกส่งเข้าสู่ถังเติมคลอรีนซึ่งมีวัตถุประสงค์หลักในการฆ่าเชื้อก่อโรคที่ปนเปื้อนในน้ำเสียโรงพยาบาล อย่างไรก็ตามในถังเติมคลอรีนยังสามารถกำจัดไมโครพลาสติกได้เช่นกัน เนื่องจากในถังนี้ น้ำจะมีลักษณะไหลเอื่อย ซึ่งมีลักษณะเป็นคลองวนเวียนเพื่อทำให้จุลินทรีย์สัมผัสกับคลอรีนได้มากที่สุดซึ่งไมโครพลาสติกที่สามารถดูดซับกับสารอินทรีย์อื่น ๆ และเกิดการตกตะกอนตามแรงโน้มถ่วงมาสะสมด้านล่าง ส่งผลให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลมีไมโครพลาสติกตกลง

ประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกขึ้นอยู่กับปัจจัยในการบำบัดทั้งสิ้นเก้าข้อ ได้แก่ 1) ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบบำบัดจะส่งผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์หากในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีสารอินทรีย์สูงจะทำให้จุลินทรีย์เติบโตอย่างรวดเร็วและไม่รวมตัวกัน หรือหากสารอินทรีย์น้อยไปจะทำให้จุลินทรีย์เติบโตช้า 2) อาหารเสริมสำหรับจุลินทรีย์ ซึ่งจุลินทรีย์จำเป็นต้องใช้อาหารเสริมในการเจริญเติบโต เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และเหล็ก เป็นต้น 3) ปริมาณออกซิเจนที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ต้องอยู่ในช่วง 1-2 มิลลิกรัม/ลิตร 4) ระยะเวลาในการกักน้ำในถังเติมอากาศและถังตกตะกอน 5) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ของน้ำต้องอยู่ในช่วง 6.5-8.5 ซึ่งเหมาะสมต่อการเติบโตของแบคทีเรีย 6) สารพิษที่ก่อให้เกิดอันตรายต่อจุลินทรีย์ 7) อุณหภูมิของน้ำ 8) การกวนผสมในถังเติมอากาศ และ 9) อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นในการเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกของระบบบำบัดน้ำเสีย

ชนิดตะกอนเร่งจำเป็นต้องเพิ่มการทำงานของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศและการตกตะกอนในถังตกตะกอนโดยการควบคุมอัตราส่วนของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบบำบัดให้พอเหมาะต่อจุลินทรีย์ รวมทั้งควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดให้มีความต่อเนื่อง ควบคุมการเติมอากาศให้มีออกซิเจนละลายในน้ำอยู่ในช่วง 1-2 มิลลิกรัม/ลิตร เพิ่มระยะเวลาการกักน้ำในถังเติมอากาศและตกตะกอนเพื่อเพิ่มการตกตะกอน ควบคุมให้มีการกวนผสมอย่างทั่วถึงภายในถังเติมอากาศเพื่อให้จุลินทรีย์สัมผัสกับออกซิเจนได้อย่างเพียงพอ ควบคุมอุณหภูมิของน้ำให้ไม่เกิน 37 องศาเซลเซียส และรักษาค่าความเป็นกรด-ด่างให้อยู่ในช่วง 6.5-8.5 ซึ่งเป็นสภาวะที่แบคทีเรียจะทำงานได้ดีที่สุด นอกจากนี้ยังสามารถเติมอาหารเสริมสำหรับการเติบโตของจุลินทรีย์หรือเติมสารเคมีที่ช่วยเร่งการจับตัวของตะกอนในถังตกตะกอนซึ่งจะช่วยให้ไมโครพลาสติกสามารถตกตะกอนพร้อมสารอินทรีย์ได้ดียิ่งขึ้น ในส่วนการเร่งการตกตะกอนสามารถเร่งกระบวนการรวมตะกอนและตกตะกอน (coagulation flocculation) โดยสารเคมี เช่น Aluminium Sulphate หรือ Aluminum chlorohydrate นอกจากนี้ยังสามารถประยุกต์ปฏิกิริยาทางเคมีไฟฟ้าเพื่อเร่งการตกตะกอนเรียกว่า การตกตะกอนด้วยไฟฟ้า (electrocoagulation) เป็นต้น





ภาพที่ 11 กราฟปริมาณเฉลี่ยของโพลีเอทิลีนใน (ก) น้ำเสีย และ (ข) ตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์



ตารางที่ 17 ปริมาณและประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลแต่ละหน่วยช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

หน่วยของระบบบำบัด	วันธรรมดา	ประสิทธิภาพการบำบัด	วันหยุดสุดสัปดาห์	ประสิทธิภาพการบำบัด
น้ำเสีย	133.25±8.54		125.25±1.89	
ถังเติมอากาศ	168.00±4.55		160.75±3.30	
ถังตกตะกอน	70.25±3.95		65.50±5.45	
ถังเติมคลอรีน	44.50±4.80		41.75±9.54	
น้ำทิ้ง	34.50±3.11	74.11%	32.75±3.10	73.85%
ตะกอน	4007.25±244.63		4371.91±246.70	

* หน่วย ขึ้น/ลิตร สำหรับปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำเสีย และ ขึ้น/กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง สำหรับตะกอน

4.2.2 ลักษณะไมโครพลาสติก

4.2.2.1 ขนาดไมโครพลาสติก

การศึกษากการกระจายขนาดของไมโครพลาสติกในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด น้ำในถังเติมอากาศ น้ำในถังตกตะกอน น้ำในถังเติมคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย ในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ โดยใช้เครื่อง μ -FTIR เพื่อระบุและจำแนกการกระจายขนาดของไมโครพลาสติกออกเป็น 9 ขนาด ได้แก่ 20-100 μm , 101-200 μm , 201-300 μm , 301-400 μm , 401-500 μm , 501-600 μm , 601-700 μm , 701-800 μm และมากกว่า 801 μm

ขนาดของไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ พบว่า มีการกระจายที่แตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ซึ่งในน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดา พบไมโครพลาสติกขนาด 20-100 μm มีสัดส่วนสูงที่สุดคิดเป็นร้อยละ 91.94 - 93.81 รองลงมาคือ ขนาด 101-200 μm (ร้อยละ 3.94 - 11.75), 201-300 μm (ร้อยละ 0.57-2.9), 401-500 μm (ร้อยละ 0.75-1.75), มากกว่า 801 μm (ร้อยละ 0-1.24), 301-400 μm (ร้อยละ 0-0.77), 701-800 μm (ร้อยละ 0.19-0.62) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 12.ก) ในส่วนของน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ พบไมโครพลาสติกขนาด 20-100 μm มีสัดส่วนสูงที่สุด (ร้อยละ 77.86-96.18) รองลงมาคือ ขนาด 101-200 μm (ร้อยละ 3.44-9.3), 201-300 μm (ร้อยละ 1.53-4), 401-500 μm (ร้อยละ 0.77-

1.53), มากกว่า 801 μm (ร้อยละ 0.19-1.14), 301-400 μm (ร้อยละ 0-0.16), 701-800 μm (ร้อยละ 0.38-1.6) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 12.ข)

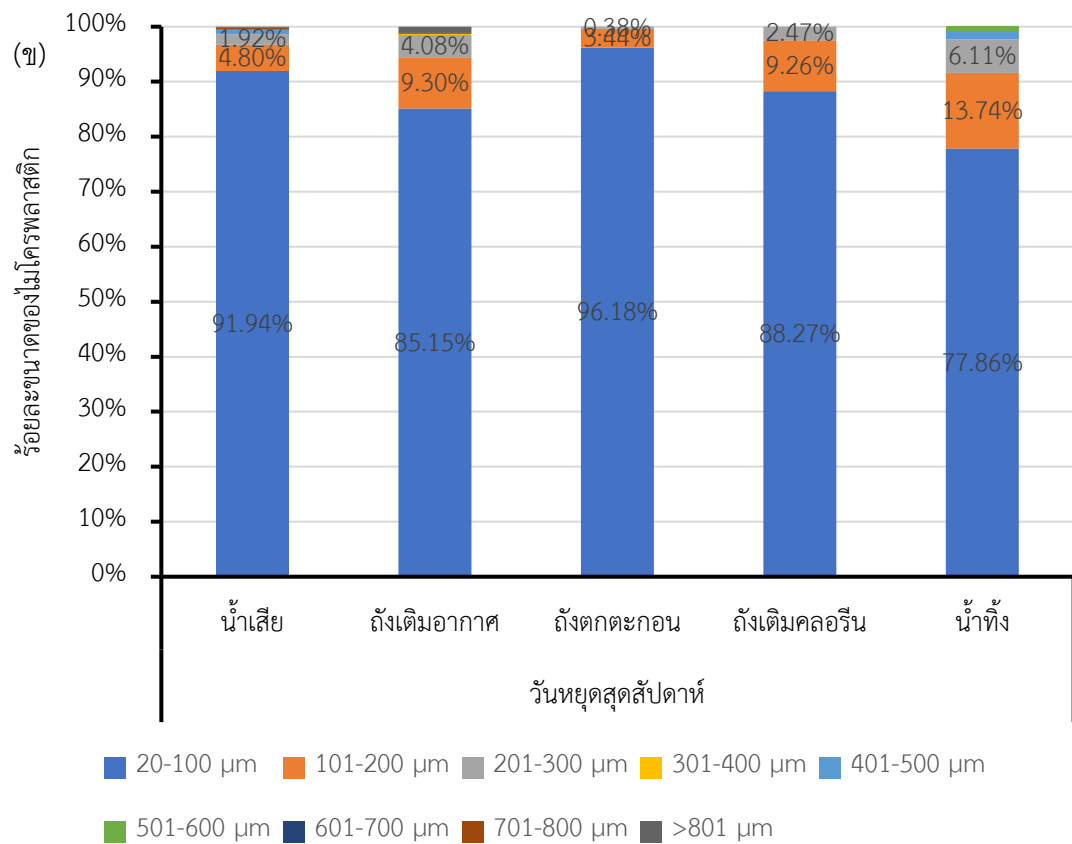
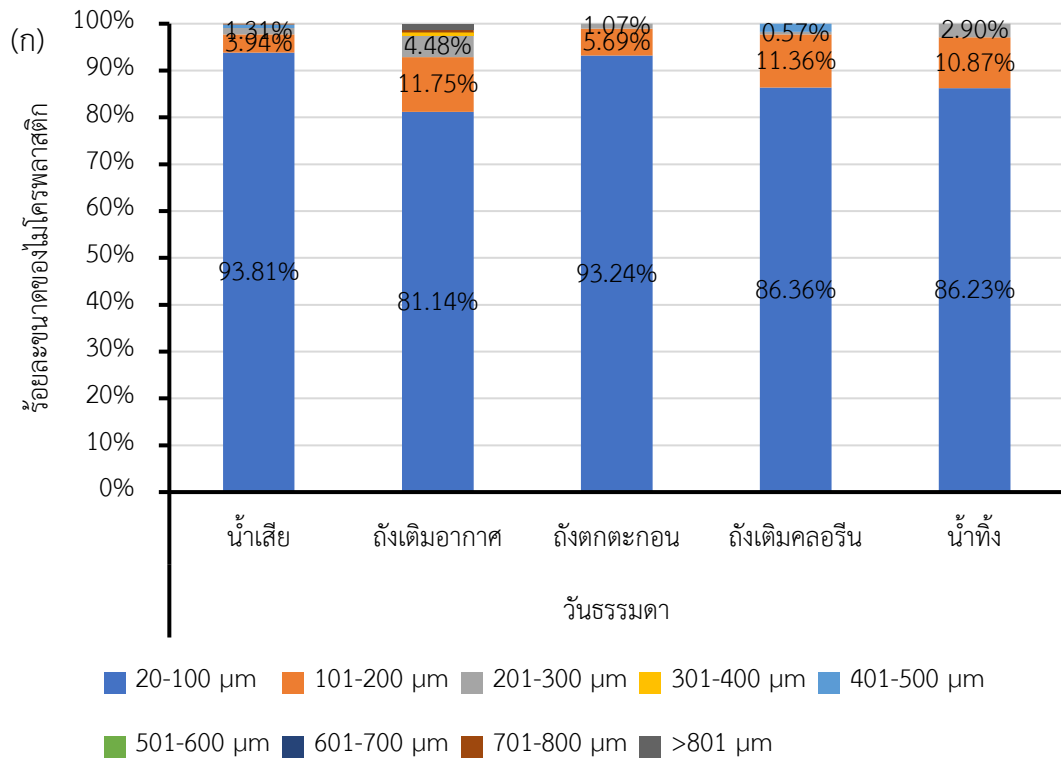
การกระจายของขนาดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสีย ดังกล่าว สอดคล้องกับการศึกษาลักษณะไมโครพลาสติกในน้ำเสียชุมชนเมือง South Carolina ประเทศสหรัฐอเมริกา มีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกขนาด 60-178 μm สัดส่วนสูงที่สุดคิดเป็นร้อยละ 50 ของปริมาณทั้งหมดที่พบ (Conley et al., 2019) หรือการศึกษาลักษณะไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Danang ประเทศเวียดนามมีไมโครพลาสติกขนาด 1.6-100 μm สัดส่วนสูงที่สุดอยู่ที่ร้อยละ 52.9-75.5 (Van Do et al., 2022) และการศึกษาไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Viikinmäki ประเทศฟินแลนด์ซึ่งพบว่าไมโครพลาสติกส่วนใหญ่มีขนาดเท่ากับ 20-100 μm คิดเป็นร้อยละ 39-81 (Talvitie et al., 2017) อย่างไรก็ตามการศึกษาขนาดไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Adana city ประเทศตุรกีอยู่ในช่วง 1000-5000 μm คิดเป็นร้อยละ 53.6-59.2 ของไมโครพลาสติกทั้งหมด หรือการศึกษาขนาดไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน New South Wales ประเทศออสเตรเลียมีขนาดใหญ่กว่า 1500 μm คิดเป็นร้อยละ 39.83 โดยเหตุผลที่ทำให้ขนาดไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียมีขนาดแตกต่างกัน เนื่องจากน้ำทิ้งจากโรงพยาบาลมีการปนเปื้อนสารเคมีชนิดต่างๆ เช่น ยา หรือสารเคมีจากห้องปฏิบัติการ รวมทั้งมีการปนเปื้อนกรวด หิน ดิน ทราย และจุลินทรีย์ชนิดต่าง ๆ จากการรักษาโรค ซึ่งส่งผลให้เกิดกระบวนการย่อยสลายของไมโครพลาสติกได้เร็วขึ้น นอกจากนี้การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียให้มีการกักเก็บน้ำไว้ในระบบในช่วงเวลาสั้น ๆ ทำให้ไมโครพลาสติกขนาดเล็กที่สามารถตกตะกอนได้ช้ากว่าไมโครพลาสติกขนาดใหญ่เกิดการตกตะกอนได้น้อย

เหตุผลที่ทำให้ในน้ำเสียมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกขนาด 20-100 μm ในสัดส่วนที่สูงกว่าไมโครพลาสติกขนาดอื่น ๆ เนื่องจากในน้ำเสียไม่ได้มีเพียงการปนเปื้อนด้วยไมโครพลาสติกแต่ยังมีการปนเปื้อนจากสารเคมี ของแข็งและจุลินทรีย์ ซึ่งสิ่งเหล่านี้ก่อให้เกิดปฏิกิริยาทางเคมีซึ่งส่งผลให้ไมโครพลาสติกมีขนาดเล็กลง ได้แก่ การเสียดสีทางกล (Mechanical Abrasion) ซึ่งเกิดจากความปั่นป่วนของน้ำทำให้ของแข็งในน้ำเสีย เช่น กรวด หิน ดิน ทราย เกิดการเสียดสีกับไมโครพลาสติก ส่งผลให้เกิดการกร่อนของอนุภาคไมโครพลาสติก (Ter Halle et al., 2016) ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) เป็นปฏิกิริยาที่น้ำเข้าไปสลายโครงสร้างของไมโครพลาสติกทำให้โครงสร้างของพลาสติกกร่อนลง (Sørensen et al., 2021) ปฏิกิริยาออกซิเดชัน (Oxidation) เป็นปฏิกิริยาที่โมเลกุลของไมโครพลาสติกสูญเสียอิเล็กตรอนให้กับโมเลกุลที่ทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนโดยมีแสงหรือความร้อนเป็นตัวเร่งส่งผลให้โครงสร้างพลาสติกเปลี่ยนไปและเกิดการหลุดจากกัน (Wu et al., 2021) หรือการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradation) เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ในน้ำเสียไป

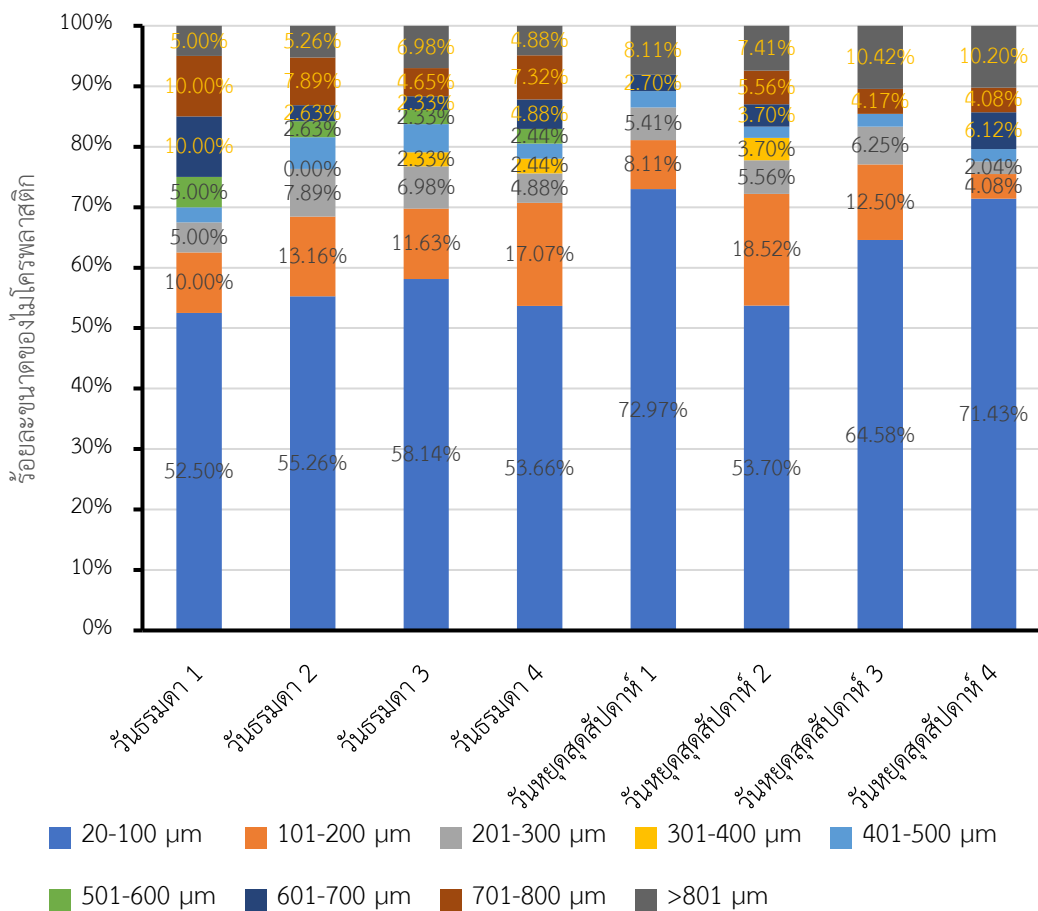
เกาะบนพื้นผิวไมโครพลาสติกและสร้างสารเคมีที่ทำให้ไมโครพลาสติกเกิดการกร่อน (Albright III & Chai, 2021)

ขนาดของไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีการกระจายที่แตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ซึ่งในตะกอนน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดา มีสัดส่วนไมโครพลาสติกขนาด 20-100 μm สูงที่สุด (ร้อยละ 52.5-58.14) รองลงมาคือ 101-200 μm (ร้อยละ 10-17.07), 701-800 μm (ร้อยละ 4.65-10), มากกว่า 800 μm (ร้อยละ 4.88-6.98), 601-700 μm (ร้อยละ 2.63-10), 201-300 μm (ร้อยละ 4.88-7.89), 501-600 μm (ร้อยละ 2.33-5) และ 301-400 μm (ร้อยละ 2.33-2.44) ตามลำดับ ในส่วนของสัดส่วนการกระจายของไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ ไมโครพลาสติกขนาด 20-100 μm มีสัดส่วนสูงที่สุด (ร้อยละ 53.7-72.97) รองลงมาคือ 101-200 μm (ร้อยละ 4.08-18.52), มากกว่า 800 μm (ร้อยละ 7.41-10.42), 201-300 μm (ร้อยละ 2.04-6.25), 601-700 μm (ร้อยละ 0-6.12), 701-800 μm (ร้อยละ 4.17-5.56), 301-400 μm (ร้อยละ 0-3.7) และ 400-501 μm (ร้อยละ 1.85-2.7) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 13) โดยผลการศึกษาระบายขนาดของไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียครั้งนี้สอดคล้องกับการศึกษาลักษณะไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Harbin ประเทศจีน ที่ส่วนใหญ่มีขนาด 20-100 μm (Jiang et al., 2020) เช่นเดียวกับการศึกษาลักษณะไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ประเทศฝรั่งเศส พบว่า ไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ที่พบมีขนาดเล็กกว่า 500 μm (El Hayany et al., 2020)

แนวโน้มของขนาดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลส่วนใหญ่เป็นไมโครพลาสติกขนาดเล็ก และเมื่อพิจารณาในระบบบำบัดย่อยทุกหน่วย พบว่า ในถังเติมอากาศมีสัดส่วนของไมโครพลาสติกขนาดเล็กลดลง เมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดส่วนอื่น ๆ เนื่องจากในถังเติมอากาศมีการใช้เครื่องเติมอากาศส่งผลให้น้ำเสียเกิดการปั่นป่วนทำให้ไมโครพลาสติกขนาดใหญ่ซึ่งจมอยู่ด้านล่างถูกพัดขึ้นมาด้านบนมากขึ้น ในส่วนแนวโน้มสัดส่วนขนาดไมโครพลาสติกในตะกอนพบว่าไมโครพลาสติกขนาดเล็กมีสัดส่วนลดลงและไมโครพลาสติกขนาดใหญ่กว่ามีสัดส่วนเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับสัดส่วนในน้ำเสีย เนื่องจากไมโครพลาสติกขนาดเล็กส่วนใหญ่จมตัวลงมากับตะกอนได้น้อยกว่าไมโครพลาสติกขนาดใหญ่ที่สามารถจมตัวไปกับตะกอนได้ดีกว่าและเกิดการสะสมในตะกอนได้มากกว่าในน้ำเสีย



ภาพที่ 12 ขนาดไมโครพลาสติกในน้ำเสีย (ก) วันธรรมดา และ(ข) วันหยุดสุดสัปดาห์



ภาพที่ 13 ขนาดไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสีย

4.2.2.2 ชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกจากการเก็บตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนน้ำเสียทั้งในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ โดยใช้เครื่อง $\mu\text{-FTIR}$ เพื่อระบุและจำแนกชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติก โดยในการศึกษาพบไมโครพลาสติกจำนวน 11 ชนิด ได้แก่ Polyethylene (PE), Polyacrylate (PAA), Polyester (PES), Polystyrene (PS), Polyurethane (PU), Polypropylene (PP), Polyamide (PA), Polyvinyl chloride (PVC), Epoxy, Thermoplastic polyurethane (TPU) และ Polyacrylonitrile (PAN) โดยผลการศึกษาแสดงดังต่อไปนี้

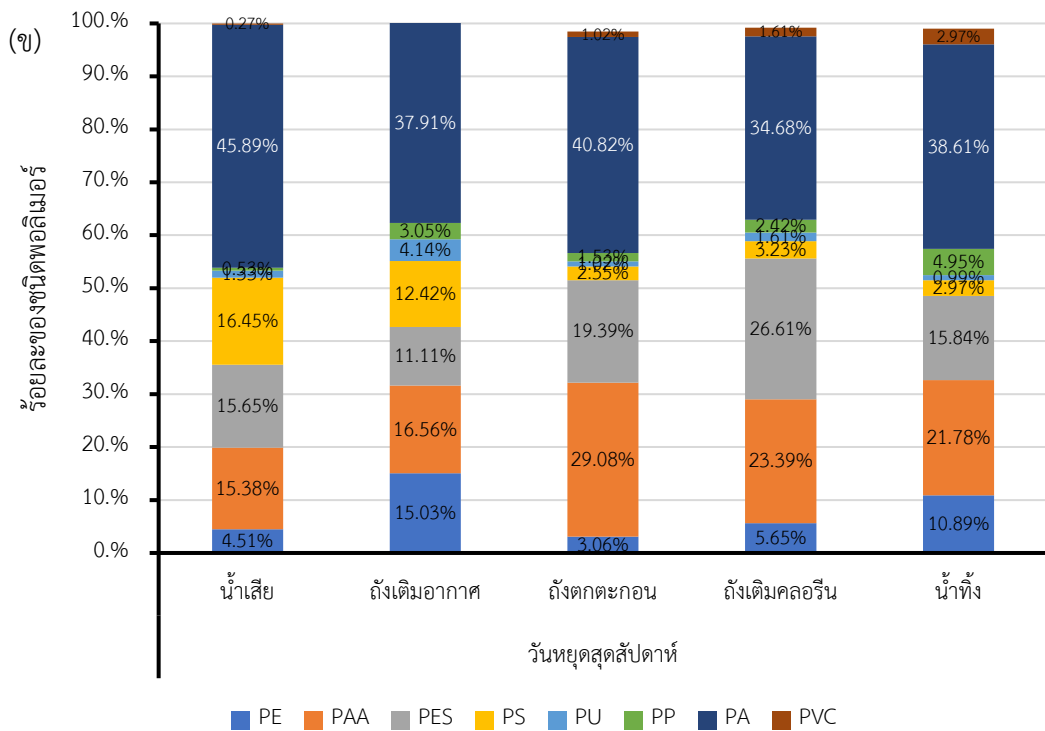
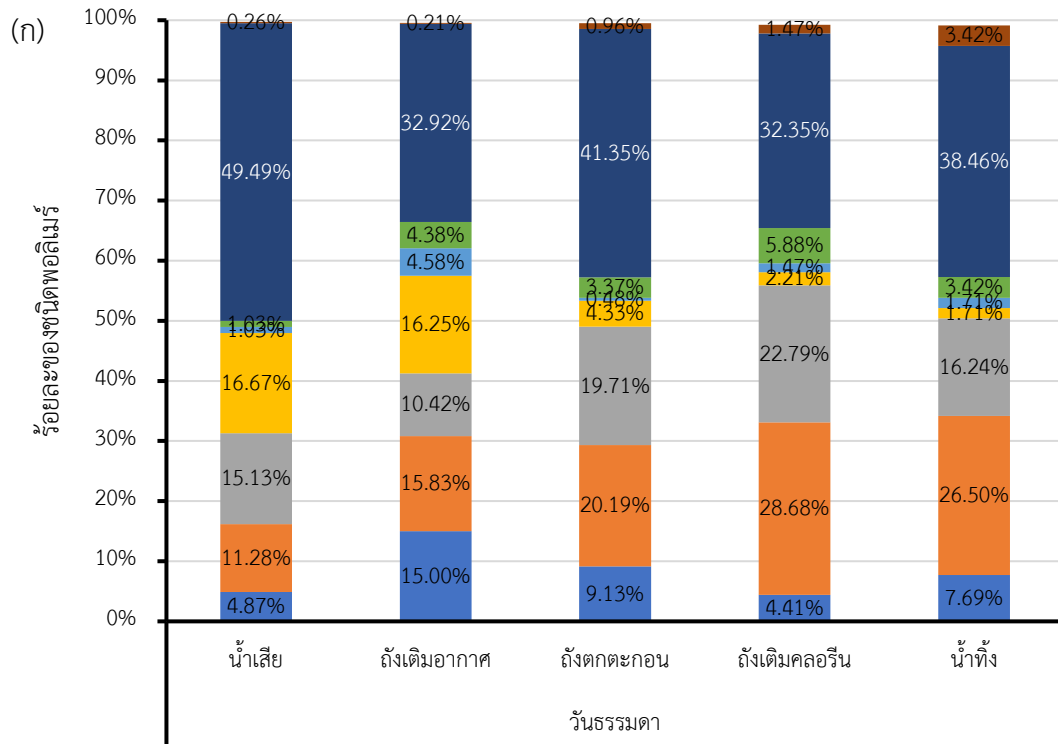
ชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล ในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีการกระจายที่แตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ โดยผลการศึกษาชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกในน้ำเสียช่วงวันธรรมดา พบว่าพอลิเมอร์ที่มีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับพอลิเมอร์ชนิดอื่น ๆ คือ PA (ร้อยละ 32.92-49.49) รองลงมาคือ PAA (ร้อยละ 15.38-29.08), PES (ร้อยละ 10.42-22.79), PS (ร้อยละ 1.71-16.67), PP (ร้อยละ 1.03-5.88), PU (ร้อยละ 1.03-4.58) และPVC (ร้อยละ 0.21-3.42) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 14.ก) ในส่วนของชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกในน้ำเสียที่พบช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ พบว่าพอลิเมอร์ที่มีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับพอลิเมอร์ชนิดอื่น ๆ คือ PA (ร้อยละ 32.35-49.49) รองลงมาคือ PAA (ร้อยละ 15.38-29.08), PES (ร้อยละ 11.11-26.61), PS (ร้อยละ 2.55-16.45), PU (ร้อยละ 0.99-4.14), PP (ร้อยละ 0.53-3.05) และPVC (ร้อยละ 0.22-2.97) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 14.ข) ดังนั้นจะเห็นได้ว่าชนิดของพอลิเมอร์ที่พบ มากกว่าร้อยละ 50 เป็นพอลิเมอร์ชนิด Polyamide Polyacrylate และ Polyester

สำหรับเหตุผลที่ทำให้น้ำเสียโรงพยาบาลส่วนใหญ่ปนเปื้อนไมโครพลาสติกชนิด Polyamide, Polyester และ Polyacrylate เนื่องจากในโรงพยาบาลมีการใช้เครื่องนุ่งห่มจำนวนมากทั้งชุดผู้ป่วย ผ้าคลุมเตียง หรือที่นอนสำหรับผู้ป่วย ซึ่งสิ่งทอเหล่านี้จำเป็นต้องมีการซักล้างเป็นประจำเพื่อลดการสะสมหรือสัมผัสเชื้อก่อโรคของผู้ป่วย โดยในกระบวนการซักล้างจำเป็นต้องมีการใช้สารเคมี ความร้อน หรือการปั่น ส่งผลให้เส้นใยพลาสติกในสิ่งทอเกิดการแตกหักกลายเป็นพลาสติกขนาดเล็กปนเปื้อนไปกับน้ำเสียจากโรงซักล้างในโรงพยาบาล นอกจากนี้ในโรงพยาบาลไม่ได้มีเพียงโรงซักล้างที่อาจก่อให้เกิดไมโครพลาสติกจากการซักล้างเพียงอย่างเดียว แต่ในโรงพยาบาลยังมีส่วนที่พกอาศัยสำหรับบุคลากรทางการแพทย์บางส่วนซึ่งจำเป็นต้องมีการซักล้างเครื่องนุ่งห่มที่ใช้ในชีวิตประจำวันเป็นประจำ (De Falco et al., 2019), (Napper & Thompson, 2016) และ (Pirc et al., 2016)

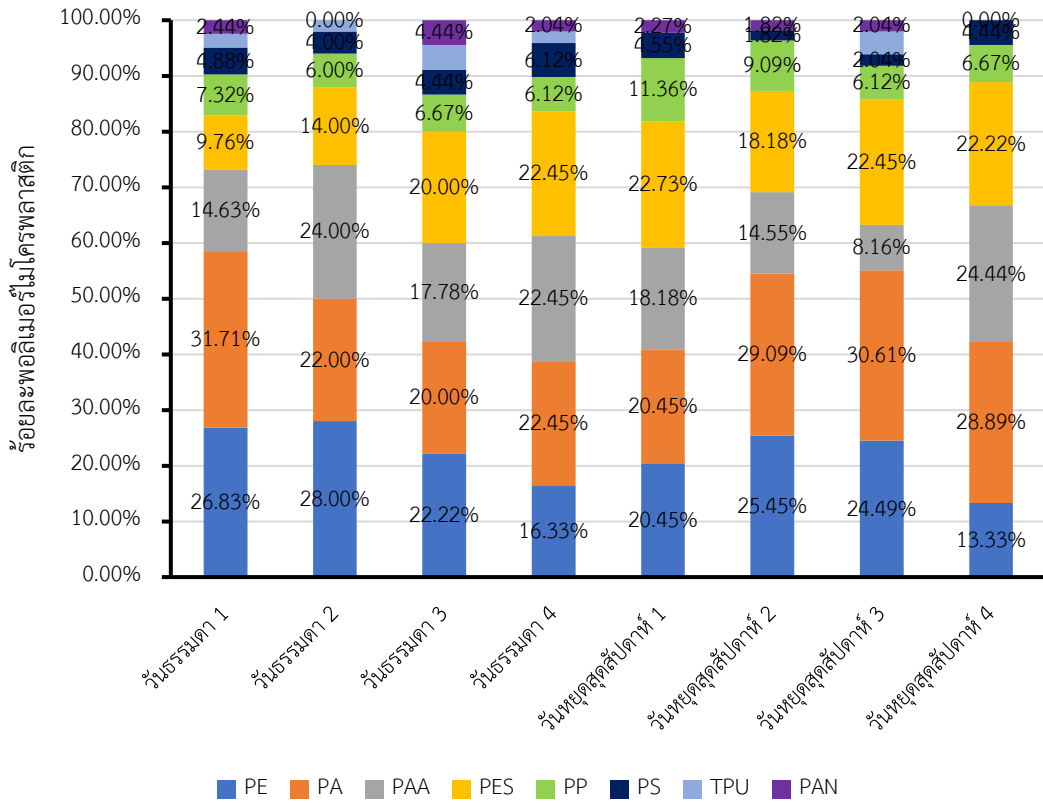
ชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีการกระจายที่แตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ โดยผลการศึกษาชนิดพอลิเมอร์ในตะกอนช่วงวันธรรมดาพบว่า พอลิเมอร์ที่มีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับพอลิเมอร์ชนิดอื่น ๆ คือ PA (ร้อยละ 20.00-31.71) รองลงมาคือ PE (ร้อยละ 16.33-28.00), PAA (ร้อยละ 14.63-24.00), PES (ร้อยละ 9.76-22.45), PP (ร้อยละ 6.00-7.32), PS (ร้อยละ 4.00-6.12), TPU (ร้อยละ 2.00-4.44) และ PAN (ร้อยละ 0-4.44) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 15) ในส่วนของชนิดพอลิเมอร์ในตะกอนช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ พบว่า พอลิเมอร์ที่มีสัดส่วนสูงที่สุด

เมื่อเปรียบเทียบกับพอลิเมอร์ชนิดอื่น ๆ คือ PA (ร้อยละ 20.45-30.61) เช่นกัน รองลงมาคือ PE (ร้อยละ 13.33-25.45), PAA (ร้อยละ 8.16-24.44), PES (ร้อยละ 18.18-22.73), PP (ร้อยละ 6.12-11.36), PS (ร้อยละ 1.82-4.55), TPU (ร้อยละ 0-2.04) และ PAN (ร้อยละ 0-4.44) ตามลำดับ โดยผลการศึกษารั้วนี้สอดคล้องกับการศึกษาชนิดพอลิเมอร์ในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Wuhan ประเทศจีน พบว่าพอลิเมอร์ส่วนใหญ่ทั้งในน้ำเสียและตะกอนเป็นพอลิเมอร์ชนิด Polyamide (ร้อยละ 58.2) (Liu et al., 2019) ซึ่งแสดงให้เห็นถึงแนวโน้มการกระจายของชนิดพอลิเมอร์ที่มีความสัมพันธ์กันระหว่างในน้ำเสียและตะกอน เนื่องจากไมโครพลาสติกในน้ำเสียสามารถรวมกับจุลินทรีย์และสารอินทรีย์อื่น ๆ ในน้ำเสียจนมีขนาดใหญ่และเกิดการตกตะกอนกลายเป็นตะกอนในท้ายที่สุด (Rummel et al., 2017)

โดยผลการศึกษาดังกล่าวสอดคล้องกับการศึกษาชนิดพอลิเมอร์ ซึ่งส่วนใหญ่ที่พบในน้ำเสียชุมชนที่เมือง Wuhan ประเทศจีน เป็นพอลิเมอร์ชนิด Polyamide (PA) คิดเป็นร้อยละ 54.8 (Liu et al., 2019) หรือการศึกษาชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Harbin ประเทศจีน โดยพบว่ามากกว่าร้อยละ 50 ของพอลิเมอร์ที่พบ คือ พอลิเมอร์ชนิด Polyester (PES) และ Polyamide (PA) (Jiang et al., 2020) นอกจากนี้การศึกษาชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากการซักล้าง พบว่า มากกว่าร้อยละ 50 ของพอลิเมอร์ที่พบเป็นพอลิเมอร์ชนิด Polyester Polyamide และ Polyacrylate เช่นเดียวกัน (Praveena et al., 2021) อย่างไรก็ตามผลการศึกษารั้วนี้ยังคงแตกต่างจากการศึกษาชนิดพอลิเมอร์ส่วนใหญ่ที่พบในน้ำเสียชุมชนที่ New South Wales ประเทศออสเตรเลียซึ่งพบ Polypropylene (PP) สูงที่สุดคิดเป็นร้อยละ 35.91 (Raju et al., 2020) หรือการศึกษาชนิดพอลิเมอร์ไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Bangkok ประเทศไทยซึ่งพบ Polypropylene (PP) มีสัดส่วนสูงที่สุด (Tadsuwan & Babel, 2021) โดยเหตุผลที่ทำให้ลักษณะชนิดพอลิเมอร์ส่วนใหญ่ในการศึกษารั้วนี้แตกต่างจากการศึกษาอื่น ๆ เนื่องจากพอลิเมอร์ส่วนใหญ่ของไมโครพลาสติกเป็น Polyamide, Polyacrylate หรือ Polyester ซึ่งมาจากการแตกหักของเส้นใยในเสื้อผ้า เครื่องนุ่งห่ม ชุดผู้ป่วย หรือผ้าปูเตียงที่ใช้ทั่วไปในโรงพยาบาล ในส่วนของพลาสติกทั่วไปที่เกิดจากการแตกหักจะพบได้น้อยในส่วนการศึกษารั้วอื่น ๆ ซึ่งพบว่าไมโครพลาสติกชนิด Polypropylene มีการปนเปื้อนสูงที่สุดในน้ำเสียจากชุมชน เนื่องจากในน้ำเสียจากชุมชนจะมีการทิ้งขยะพลาสติก เช่น ถังพลาสติก ภาชนะบรรจุอาหาร หรือ ขวดแชมพู ซึ่งเป็นพลาสติกชนิด Polypropylene ทั้งสิ้น ส่งผลให้ขยะพลาสติกที่ถูกทิ้งจากกิจกรรมของชุมชนเกิดการย่อยสลายด้วยกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพในสิ่งแวดล้อมและกลายเป็นไมโครพลาสติก



ภาพที่ 14 ชนิดพอลิเมอร์ไมโครพลาสติกในน้ำเสียน้ำดื่ม (ก) วันธรรมดาและ (ข) วันหยุดสุดสัปดาห์



ภาพที่ 15 ชนิดพอลิเมอร์ไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสีย



4.2.2.3 รูปร่างของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษารูปร่างไมโครพลาสติกจากการเก็บตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนน้ำเสียทิ้งในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ โดยใช้การส่องภายใต้กล้องจุลทรรศน์แบบใช้แสง (Stereo microscope) เพื่อจำแนกรูปร่างของไมโครพลาสติกออกเป็น 4 ชนิด ได้แก่ เส้นใย (Fiber), ชิ้นส่วน (Fragment), เม็ด (Pellet) และ แผ่นฟิล์ม (Films)

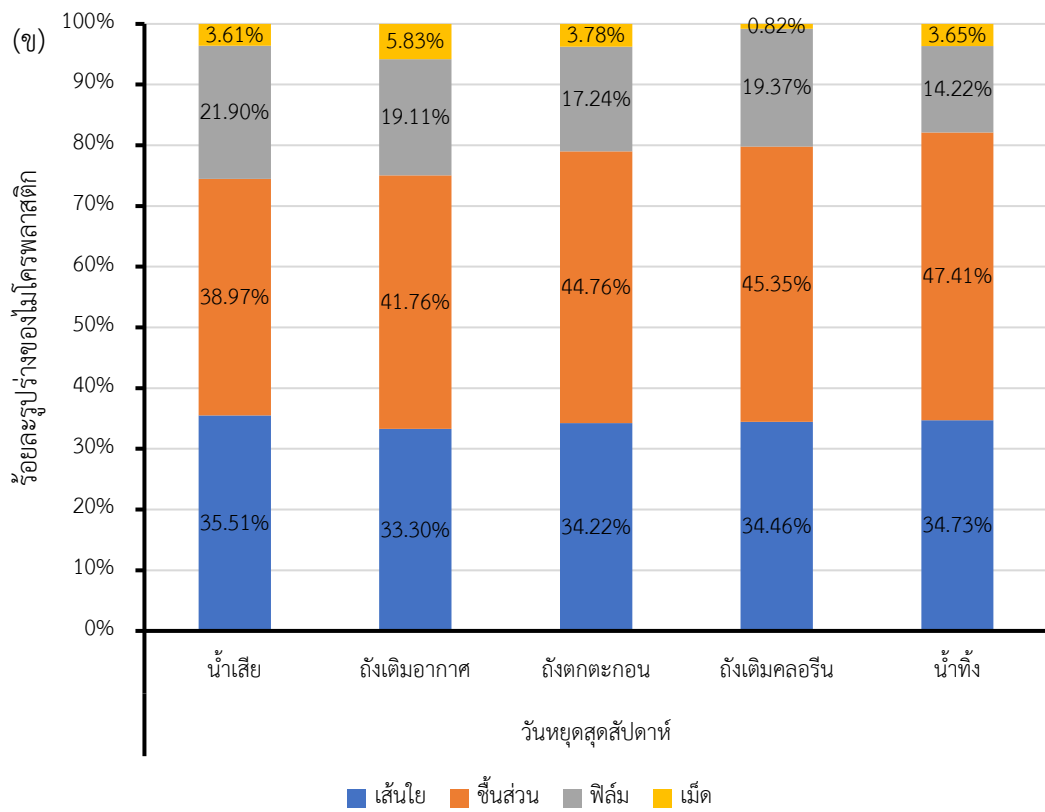
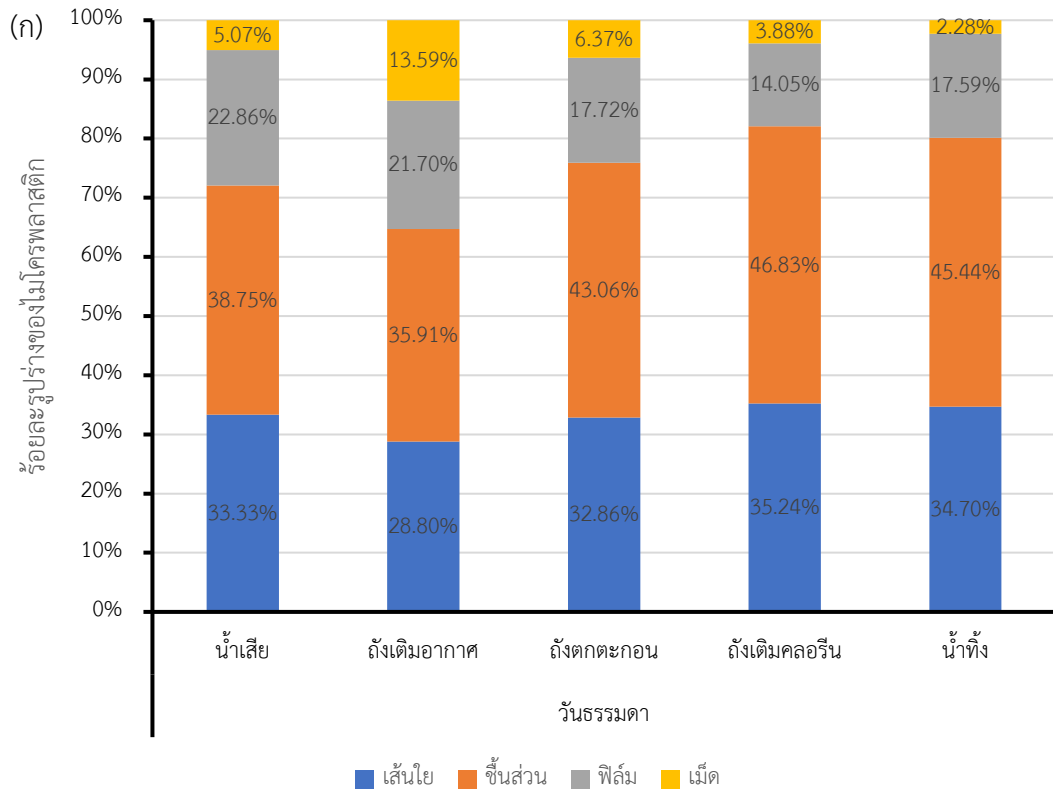
รูปร่างของไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีสัดส่วนของรูปร่างไมโครพลาสติกแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ โดยผลการศึกษารูปร่างไมโครพลาสติกในน้ำเสียช่วงวันธรรมดาพบว่า ไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน มีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกรูปร่างอื่น ๆ (ร้อยละ 35.91-46.83) รองลงมาคือ เส้นใย (ร้อยละ 28.80-35.24), แผ่นฟิล์ม (ร้อยละ 14.05-22.86) และ แบบเม็ด (ร้อยละ 2.28-13.59) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 16.ก) ในส่วนผลการศึกษารูปร่างไมโครพลาสติกในน้ำเสียช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ พบว่า ไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน มีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกรูปร่างอื่น ๆ (ร้อยละ 38.97-47.41) รองลงมาคือ เส้นใย (ร้อยละ 33.30-35.51), แผ่นฟิล์ม (ร้อยละ 14.22-21.90) และ แบบเม็ด (ร้อยละ 0.82-5.83) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 16.ข) ดังนั้นจากการศึกษาครั้งนี้แสดงให้เห็นว่ามากกว่าร้อยละ 50 ของรูปร่างไมโครพลาสติกในน้ำเสียคือชนิดชิ้นส่วนและเส้นใย

ผลการศึกษานี้สอดคล้องกับการศึกษาลักษณะของไมโครพลาสติกในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง San Colombano ประเทศอิตาลี พบว่ารูปร่างส่วนใหญ่ที่พบเป็นไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน (ร้อยละ 47) และ เส้นใย (ร้อยละ 31) (Becucci et al., 2022) หรือการศึกษารูปร่างไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียเมือง Guilin ประเทศจีน พบว่ารูปร่างของไมโครพลาสติกมากกว่าร้อยละ 70 คือ ไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วนและเส้นใย (Zhang et al., 2021) นอกจากนี้การศึกษาลักษณะไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Cartagena ประเทศสเปน คือ ไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน (ร้อยละ 46.9) และเส้นใย (ร้อยละ 34) (Bayo et al., 2020) อย่างไรก็ตามผลการศึกษารูปร่างส่วนใหญ่ของไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนและอุตสาหกรรมในเมือง Daegu ประเทศเกาหลีใต้มีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกชนิดเม็ดบีดสูงที่สุดถึงร้อยละ 70 (Hidayaturrehman & Lee, 2019) โดยเหตุผลที่ทำให้ไมโครพลาสติกในการศึกษานี้ยังคงแตกต่างจากการศึกษาอื่นเนื่องจากลักษณะไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ในน้ำทิ้งจะสัมพันธ์กับกิจกรรมที่ก่อให้เกิดไมโครพลาสติกในน้ำเสีย ซึ่งน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมการใช้ชีวิตทั่วไปจะปนเปื้อนไมโครพลาสติกชนิดเส้นใยที่เกิดจากการซักล้างเครื่องนุ่งห่มใน

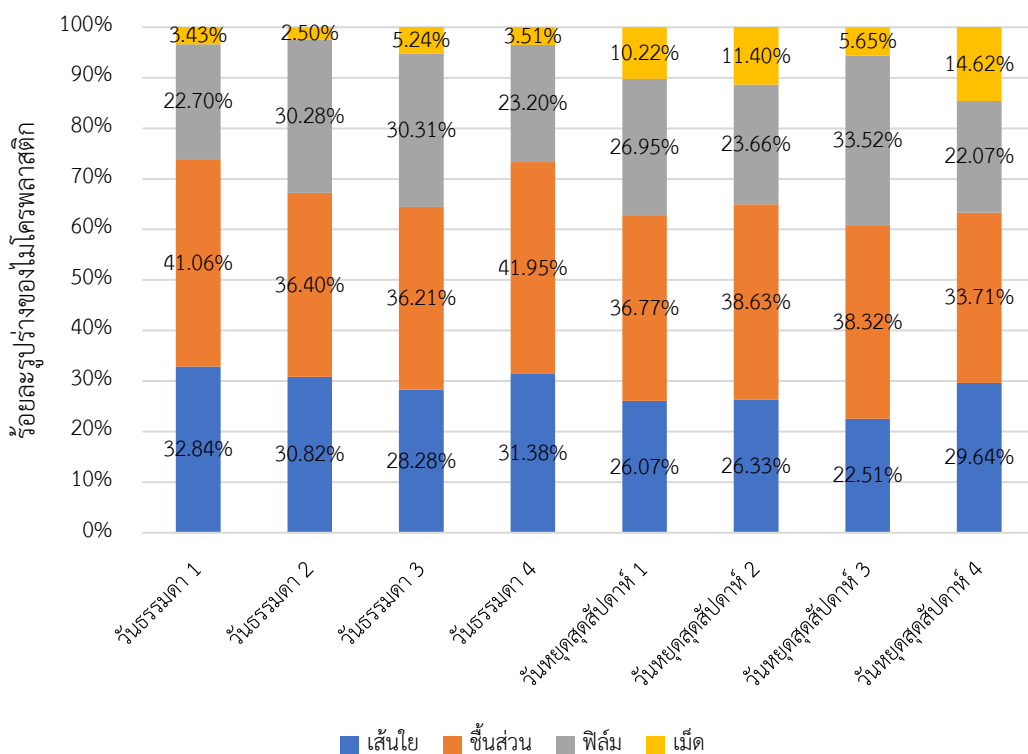
ชีวิตประจำวัน หรือการใช้และทิ้งผลิตภัณฑ์พลาสติกลงสู่แหล่งน้ำ ซึ่งทำให้เกิดการแตกหักเป็นไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน ในส่วนของน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนเม็ดปิด เนื่องจากในพื้นที่มีโรงงานอุตสาหกรรมที่ใช้พลาสติกชนิดเม็ดปิดตั้งอยู่ซึ่งส่งผลให้มีการปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำ

เหตุผลหลักที่ทำให้ในน้ำเสียโรงพยาบาลประกอบด้วยไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วนและ เส้นใย เป็นหลัก เนื่องจากไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วนเกิดจากการแตกหักจากพลาสติกชิ้นใหญ่ทั่วไปในส่วนสำนักงาน โรงอาหาร หรือที่พักอาศัยทั่วไปในโรงพยาบาล เช่น ถุงพลาสติก กล่องบรรจุอาหาร ขวดน้ำ ขวดบรรจุแชมพู เป็นต้น โดยมีปัจจัยทางด้านแสงอาทิตย์ แร่ สารเคมี และจุลินทรีย์เป็นตัวเร่งให้เกิดการแตกหัก (Ngo et al., 2019) ในส่วนของไมโครพลาสติกชนิดเส้นใย เกิดจากการซักล้างเครื่องนุ่งห่มสำหรับผู้ป่วย ผ้าปูเตียง สิ่งทอที่ใช้ในโรงพยาบาล รวมถึงการซักล้างเครื่องนุ่งห่มทั่วไปของบุคลากรทางการแพทย์ที่พักอาศัยในโรงพยาบาล (De Falco et al., 2019)

รูปร่างของไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีสัดส่วนของรูปร่างไมโครพลาสติกแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ โดยผลการศึกษารูปร่างไมโครพลาสติกในตะกอนช่วงวันธรรมดา พบว่าไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน มีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกรูปร่างอื่น ๆ (ร้อยละ 36.21-41.95) รองลงมาคือ เส้นใย (ร้อยละ 28.28-32.84), แผ่นฟิล์ม (ร้อยละ 23.30-30.31) และแบบเม็ด (ร้อยละ 2.50-5.20) ตามลำดับ ในส่วนของรูปร่างไมโครพลาสติกในตะกอนช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ พบว่า ไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน มีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกรูปร่างอื่น ๆ (ร้อยละ 33.71-38.63) รองลงมา คือ เส้นใย (ร้อยละ 22.51-29.64), แผ่นฟิล์ม (ร้อยละ 22.07-33.52) และ แบบเม็ด (ร้อยละ 5.56-14.62) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 17) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษารูปร่างของไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียเมือง Yangling ประเทศจีน ซึ่งพบว่าไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วนและเส้นใยมีสัดส่วนมากกว่าร้อยละ 50 (Ren et al., 2020) หรือ การศึกษารูปร่างของไมโครพลาสติกในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ประเทศสเปนพบว่าไมโครพลาสติก ชนิดชิ้นส่วนมีสัดส่วนมากที่สุด (ร้อยละ 46.9) รองลงมาคือเส้นใย (ร้อยละ 34) (Bayo et al., 2020) โดยหากพิจารณาผลการศึกษารูปร่างของไมโครพลาสติกในตะกอนจะมีลักษณะคล้ายกับสัดส่วนของรูปร่างไมโครพลาสติกในน้ำเสีย เนื่องจากไมโครพลาสติกส่วนใหญ่เกิดการรวมกลุ่มกับสารอินทรีย์ในน้ำกลายเป็นอนุภาคขนาดใหญ่และเกิดการตกตะกอนกลายเป็นตะกอนในท้ายที่สุด



ภาพที่ 16 รูปร่างไมโครพลาสติกในน้ำเสีย (ก) วันธรรมดา และ (ข) วันหยุดสุดสัปดาห์



ภาพที่ 17 รูปร่างไมโครพลาสติกในตะกอน

4.2.2.4 สีของไมโครพลาสติก

ผลการศึกษาสีของไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียและตะกอนจากแต่ละหน่วยบำบัดย่อยทั้งในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ โดยการใช้การส่องภายใต้กล้องจุลทรรศน์แบบใช้แสง (Stereo microscope) เพื่อจำแนกสีของไมโครพลาสติกออกเป็น 8 สี ได้แก่ ดำ (Black) แดง (Red), เขียว (Green), เหลือง (Yellow), ฟ้า (Blue), ขาว (White),ใส (Transparent) และม่วง (Purple)

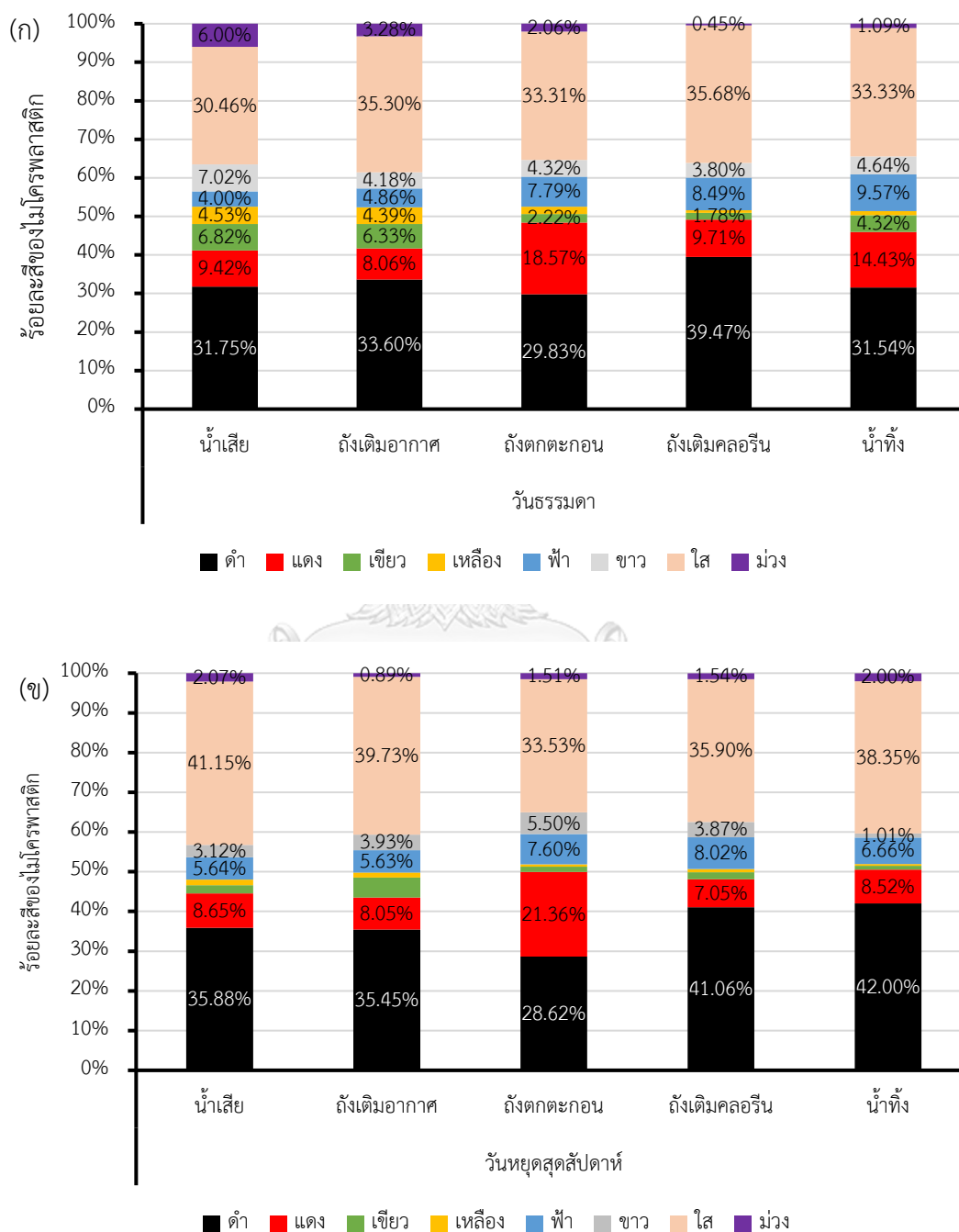
สีของไมโครพลาสติกในน้ำเสียช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีลักษณะใกล้เคียงกัน โดยผลการศึกษาสีของไมโครพลาสติกช่วงวันธรรมดา พบว่า ไมโครพลาสติกที่มีสีดำมีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกสีอื่น ๆ (ร้อยละ 29.83-39.47) รองลงมาคือ ไมโครพลาสติกชนิดใส (ร้อยละ 30.46-35.68), แดง (ร้อยละ 8.06-18.57), ฟ้า (ร้อยละ 4.00-9.57), ขาว (ร้อยละ 3.80-7.02) เขียว (ร้อยละ 2.22-6.82), ม่วง (ร้อยละ 0.45-6.00) และ เหลือง (ร้อยละ 1.78-4.53) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 18.ก) ในส่วนของสีของไมโครพลาสติกในน้ำเสียช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ พบว่า ไมโครพลาสติกที่มีสีดำมีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกสีอื่น ๆ (ร้อยละ 28.62-42.00) รองลงมาคือ ไมโครพลาสติกชนิดใส (ร้อยละ 33.53-41.51),

แดง (ร้อยละ 7.05-21.36), ฟ้า (ร้อยละ 5.63-8.02), ขาว (ร้อยละ 1.01-5.50), เขียว (ร้อยละ 1.02-5.08) และม่วง (ร้อยละ 0.89-2.07) ตามลำดับ (ดังภาพที่ 18.ข) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาลักษณะไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ที่พบในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียเมือง Beijing ประเทศจีน มากกว่าร้อยละ 50 ของไมโครพลาสติกทั้งหมดมีสีดำและใส (Yang et al., 2019) หรือการศึกษาไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนประเทศอิสราเอลเป็นไมโครพลาสติกชนิดสีดำมากกว่าร้อยละ 70 ของไมโครพลาสติกทั้งหมด (Ben-David et al., 2021) อย่างไรก็ตามเมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาลักษณะสีของไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียที่เมือง Cartagena ประเทศสเปนส่วนใหญ่เป็นสีน้ำตาลอ่อน (Bayo et al., 2020) หรือการศึกษาสีของไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในรัฐแคลิฟอร์เนียส่วนใหญ่เป็นไมโครพลาสติกชนิดสีฟ้า โดยเหตุผลที่ทำให้สีของไมโครพลาสติกในการศึกษานี้แตกต่างจากการศึกษาอื่น เนื่องจากน้ำเสียโรงพยาบาลประกอบด้วยยาและสารเคมีหลายชนิดที่สามารถเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันหรือการกร่อนทางเคมีซึ่งทำให้สีที่เคลือบบนพื้นผิวไมโครพลาสติกหลุดร่อนออกไปและเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันทำให้ไมโครพลาสติกมีสีเข้มมากขึ้น

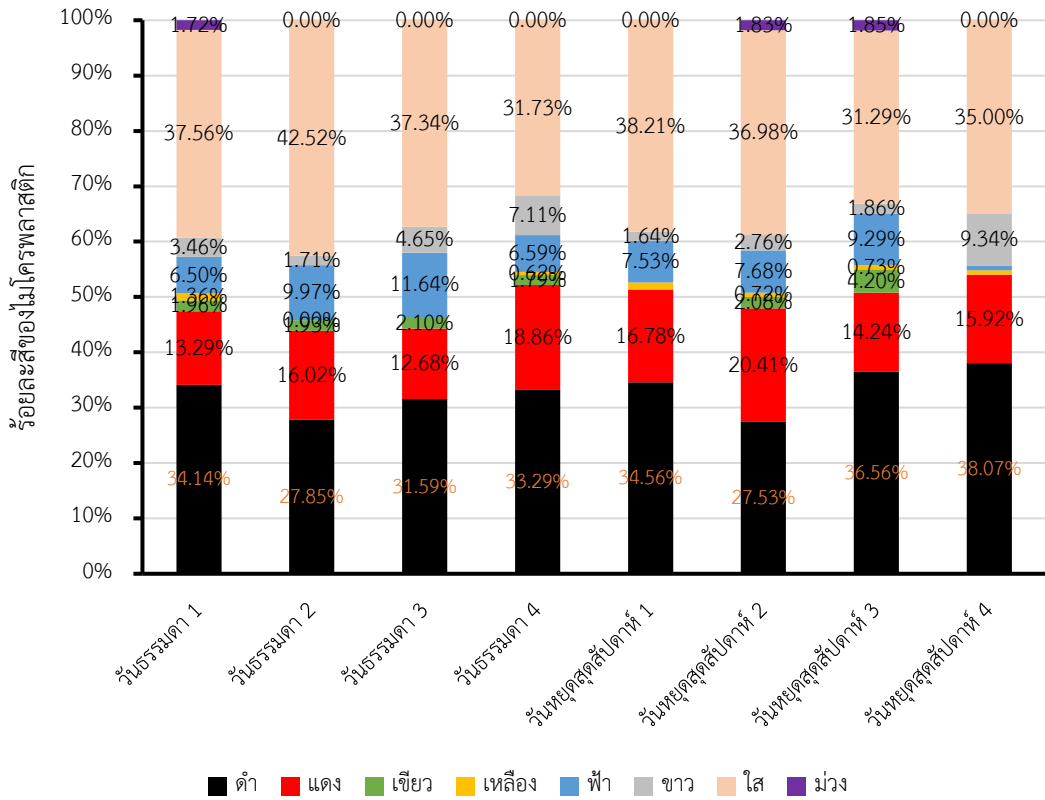
สำหรับเหตุผลที่ทำให้ไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ที่พบในน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลเป็นไมโครพลาสติกชนิดสีดำและใส เนื่องจากไมโครพลาสติกในน้ำเสียสามารถเกิดปฏิกิริยา Hydrolysis, Photo oxidation, Thermal oxidation, Chemical oxidation หรือ Biodegradation กับสารเคมีหรือจุลินทรีย์ในน้ำเสีย ส่งผลให้สีที่เคลือบบนพื้นผิวไมโครพลาสติกเกิดการกร่อนหรือมีโครงสร้างที่เปลี่ยนไป (Wu et al., 2022) นอกจากนี้การศึกษาเตาทะเลหลายสายพันธุ์มักจะมีสารไมโครพลาสติกสีดำหรือสีฟ้าเนื่องจากมีลักษณะใกล้เคียงกับสัตว์น้ำขนาดเล็กส่งผลให้สัตว์น้ำเกิดความเข้าใจผิดว่าพลาสติกเป็นสัตว์น้ำขนาดเล็กหรือแพลงค์ตอน (Hamzah et al., 2021)

สีของไมโครพลาสติกในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีลักษณะใกล้เคียงกัน โดยผลการศึกษาสีของไมโครพลาสติกช่วงวันธรรมดาพบว่า ไมโครพลาสติกที่มีสีดำ มีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกสีอื่น ๆ (ร้อยละ 27.53-38.07) รองลงมาคือ ไมโครพลาสติกชนิดใส (ร้อยละ 35.00-38.26) , แดง (ร้อยละ 12.68-20.41), ฟ้า (ร้อยละ 0.87-11.64), ขาว (ร้อยละ 1.64-7.11), เขียว (ร้อยละ 0-4.20) และม่วง (ร้อยละ 0-1.83) สำหรับผลการศึกษาสีของไมโครพลาสติกช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ พบว่า ไมโครพลาสติกสีดำมีสัดส่วนสูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับไมโครพลาสติกสีอื่น ๆ (ร้อยละ 35.63-39.71) รองลงมา คือ ไมโครพลาสติกชนิดใส (ร้อยละ 27.27-33.33), แดง (ร้อยละ 11.69-17.11), ฟ้า (ร้อยละ 1.47-15.58), เขียว (ร้อยละ 0-2.60), เหลือง (ร้อยละ 0-1.30), และม่วง (ร้อยละ 0-1.30) (ดังภาพที่ 19)

จากผลการศึกษาสีของไมโครพลาสติกในตะกอนมากกว่าร้อยละ 50 ของไมโครพลาสติกทั้งหมดเป็นไมโครพลาสติกชนิดสีดำและใส ซึ่งมีแนวโน้มใกล้เคียงกับสีของไมโครพลาสติกในน้ำเสีย โดยมีลักษณะคล้ายคลึงกับการศึกษาลักษณะของไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ในน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Haikou ประเทศจีน ที่พบไมโครพลาสติกชนิดสีดำ (Bao et al., 2022)



ภาพที่ 18 สีของไมโครพลาสติกในน้ำเสีย (ก) วันธรรมดา และ (ข) วันหยุดสุดสัปดาห์



ภาพที่ 19 สีของไมโครพลาสติกในตะกอนน้ำเสีย



4.3 ยาตกค้างในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs)

4.3.1 ยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ในน้ำเสีย

การศึกษาลักษณะและความเข้มข้นของยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (Nonsteroidal anti-inflammatory drug : NSAIDs) โดยการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด น้ำในถังเติมอากาศ น้ำในถังตกตะกอน น้ำในถังเติมคลอรีน และ น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์และทำการวิเคราะห์ปริมาณยาในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในตัวอย่างน้ำทิ้ง 3 ชนิด ได้แก่ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac โดยใช้เครื่อง High-Performance Liquid Chromatography with Diode-Array Detection (HPLC-DAD)

ความเข้มข้นของ Ibuprofen ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดา ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีความเข้มข้นของ Ibuprofen สูงที่สุด รองลงมา คือ ถังเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $4.66 \pm 0.49 \mu\text{g/L}$, $3.61 \pm 0.27 \mu\text{g/L}$, $3.21 \pm 0.72 \mu\text{g/L}$, $2.59 \pm 0.27 \mu\text{g/L}$ และ $2 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 20.ก) ในส่วนความเข้มข้นของ Ibuprofen ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์มีแนวโน้มใกล้เคียงกับช่วงวันธรรมดา ซึ่งพบว่า Ibuprofen ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีความเข้มข้นสูงสุด รองลงมาเป็น ถังเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $5.08 \pm 0.21 \mu\text{g/L}$, $3.24 \pm 0.28 \mu\text{g/L}$, $2.93 \pm 0.26 \mu\text{g/L}$, $2.34 \pm 0.3 \mu\text{g/L}$ และ $1.97 \pm 0.08 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 20.ก) ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Ibuprofen ที่พบในการศึกษานี้ยังคงมีปริมาณน้อยกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาความเข้มข้นของ Ibuprofen ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศอินเดีย ซึ่งพบว่าในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีความเข้มข้นเท่ากับ $6.08 \mu\text{g/L}$ และ $2.31 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (Praveenkumarreddy et al., 2021) หรือการศึกษาลักษณะของน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศโปตุเกสมีความเข้มข้นของ Ibuprofen ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดเท่ากับ $24.505 \mu\text{g/L}$ และ $3.304 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (Paiga et al., 2016) อย่างไรก็ตามในการศึกษายากลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศอิหร่านชี้ให้เห็นว่า Ibuprofen มีความเข้มข้นต่ำกว่าการศึกษานี้ ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ $0.29 \mu\text{g/L}$ (Eslami et al., 2015) (ดังตารางที่ 18)

การวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลนอกจากจะพบ Ibuprofen แล้วยังพบ Naproxen ซึ่งผลการศึกษาความเข้มข้นของ Naproxen ในน้ำเสียช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีความเข้มข้นแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ โดยความเข้มข้นของ Naproxen ในช่วงวันธรรมดาพบว่า ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีความเข้มข้นของ Naproxen สูงที่สุด รองลงมา คือ ถังเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $2.49 \pm 0.87 \mu\text{g/L}$, $1.63 \pm 0.35 \mu\text{g/L}$, $1.30 \pm 0.21 \mu\text{g/L}$, $0.81 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$ และ $0.25 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 20.ข) ในส่วนของผลการศึกษาความเข้มข้นของ Naproxen ในน้ำเสียช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ พบว่า ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีความเข้มข้นของ Naproxen สูงที่สุดเช่นกัน รองลงมา คือ ถังเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด โดยมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $2.58 \pm 0.92 \mu\text{g/L}$, $1.66 \pm 0.38 \mu\text{g/L}$, $1.34 \pm 0.31 \mu\text{g/L}$, $0.88 \pm 0.21 \mu\text{g/L}$ และ $0.51 \pm 0.26 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 20.ข) เมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นของ Naproxen ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลที่ประเทศเม็กซิโก พบว่า น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีความเข้มข้นสูงกว่าการศึกษารั้งนี้โดยมีความเข้มข้นเท่ากับ $1.79 \mu\text{g/L}$ (Pérez-Alvarez et al., 2018) หรือการศึกษายาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ ในน้ำทิ้งโรงพยาบาลที่ประเทศสเปนมีความเข้มข้นของ Naproxen ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียมีความเข้มข้นสูงกว่าการศึกษารั้งนี้เช่นกันโดยมีความเข้มข้นเท่ากับ $2.58 \mu\text{g/L}$ (Martín et al., 2012) อย่างไรก็ตามการศึกษายากลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศอิหร่านแสดงผลการศึกษาที่แตกต่างออกไป ซึ่งพบว่าในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลมีการปนเปื้อน Naproxen น้อยกว่าการศึกษารั้งนี้โดยมีความเข้มข้นเท่ากับ $0.084 \mu\text{g/L}$ (Eslami et al., 2015) (ดังตารางที่ 18)

ความเข้มข้นของ Diclofenac ในตัวอย่างน้ำจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดามีแนวโน้มใกล้เคียงกับ Ibuprofen ซึ่งพบว่าน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีความเข้มข้นของ Diclofenac สูงที่สุด รองลงมา คือ ถังเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $3.99 \pm 0.6 \mu\text{g/L}$, $2.85 \pm 0.45 \mu\text{g/L}$, $2.56 \pm 0.48 \mu\text{g/L}$, $2.50 \pm 0.8 \mu\text{g/L}$ และ $1.76 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 20.ค) และความเข้มข้นของ Diclofenac ในช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์มีลักษณะใกล้เคียงกับความเข้มข้นของ Diclofenac ในน้ำเสียช่วงวันธรรมดา ซึ่งพบว่าความเข้มข้นของ Diclofenac ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีปริมาณสูงสุด รองลงมา คือ น้ำเสียในถังเติมอากาศ ถังตกตะกอน น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด และน้ำเสียในถังเติม

คลอรีน โดยมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $4.60 \pm 0.6 \mu\text{g/L}$, $3.28 \pm 0.45 \mu\text{g/L}$, $2.11 \pm 0.26 \mu\text{g/L}$, $1.74 \pm 0.28 \mu\text{g/L}$ และ $1.71 \pm 0.13 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 20.ค) เมื่อเปรียบเทียบกับผลการศึกษายาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดและน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศอินเดียมีความเข้มข้นของ Diclofenac สูงกว่าการศึกษาครั้งนี้ที่ความเข้มข้น $29 \mu\text{g/L}$ และ $2.4 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (Praveenkumarreddy et al., 2021) หรือการศึกษายาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศกรีซมีการปนเปื้อน Diclofenac ใกล้เคียงกับการศึกษาครั้งนี้โดยมีความเข้มข้นเท่ากับ $3.9 \mu\text{g/L}$ ในส่วนของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีความเข้มข้นมากกว่าการศึกษาครั้งนี้ โดยมีความเข้มข้นเท่ากับ $2.6 \mu\text{g/L}$ (Kosma et al., 2010) อย่างไรก็ตามการศึกษายาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียหลายแห่งทั้งโรงพยาบาลและชุมชนแสดงให้เห็นว่าความเข้มข้นของ Diclofenac ในน้ำทิ้งมีความเข้มข้นน้อยกว่าการศึกษาครั้งนี้โดยมีความเข้มข้นเท่ากับ $0.077 \mu\text{g/L}$, $0.14\text{--}0.95 \mu\text{g/L}$ และ $0.78\text{--}1.63 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (Eslami et al., 2015) (Tanaka & Takada, 2016) และ (Gómez et al., 2006) (ดังตารางที่ 18)

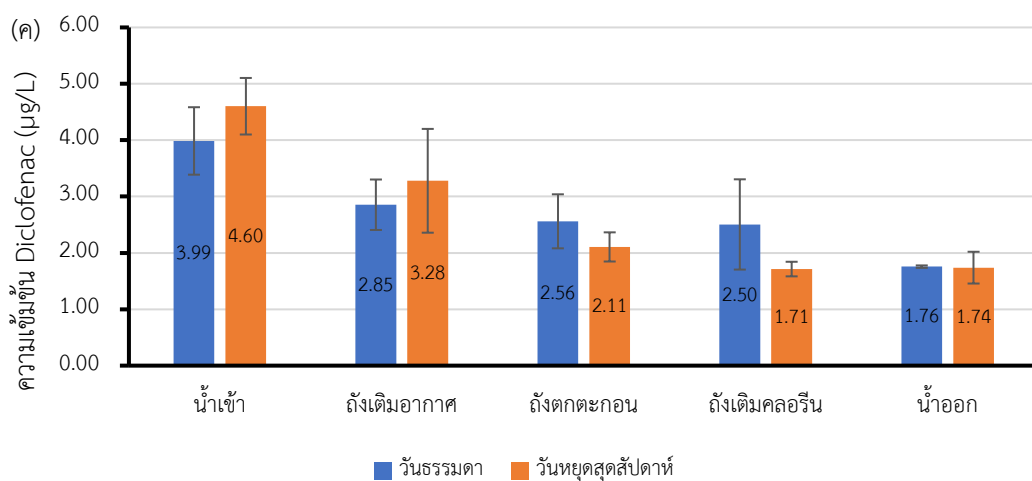
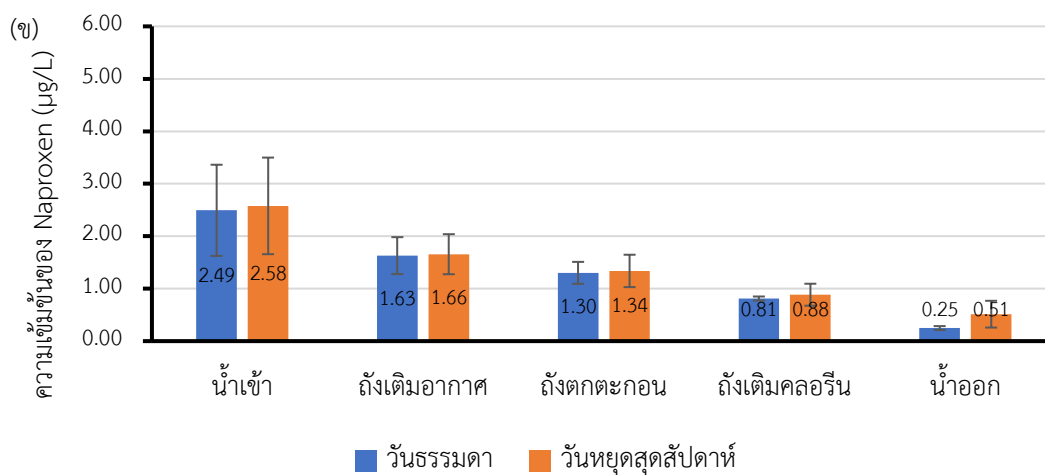
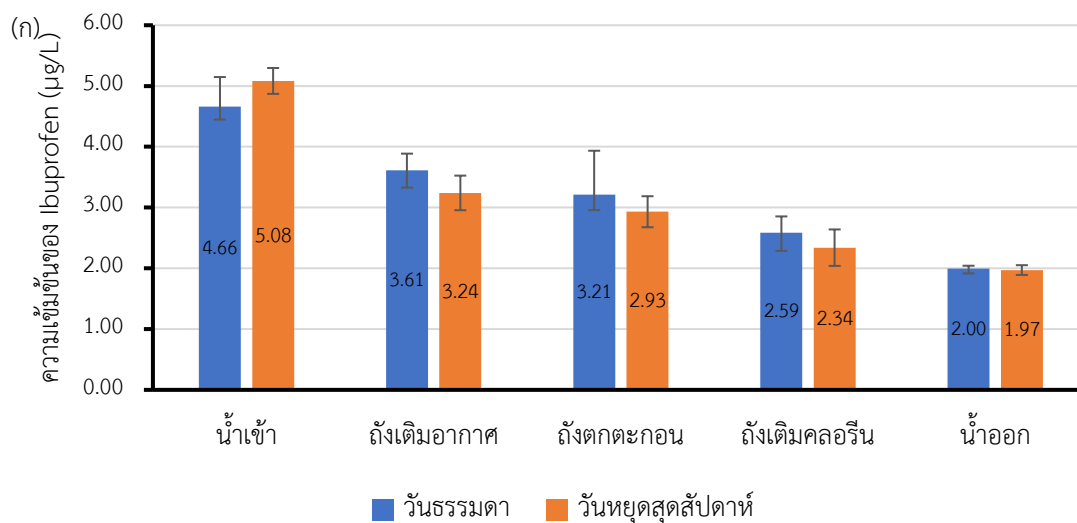
ยากกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลทั้งสามชนิด ได้แก่ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac ทั้งวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีแนวโน้มใกล้เคียงกัน กล่าวคือ ความเข้มข้นของยาตกค้างทั้งสามชนิดมีปริมาณสูงที่สุดในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดและลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-Value} < 0.05$) ในถึงเต็มอากาศหลังจากนั้นจะลดลงอย่างต่อเนื่องในถึงตกตะกอน และถึงเต็มคลอรีน จนกระทั่งมีความเข้มข้นน้อยที่สุดในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด ซึ่งในแต่ละถึงจะมีความเข้มข้นแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญ ($p\text{-Value} > 0.05$) โดยประสิทธิภาพในการบำบัดยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ ได้แก่ Ibuprofen, Naproxen และ Diclofenac อยู่ในช่วงร้อยละ 57.08-61.22, ร้อยละ 80.23-85.08 และร้อยละ 55.88-62.17 ตามลำดับ โดยกระบวนการหลักที่ทำหน้าที่ลดความเข้มข้นของยากกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ สามารถจำแนกออกเป็นสามกระบวนการย่อย ได้แก่ การบำบัดทางชีวภาพ กายภาพ และเคมี

การบำบัดทางชีวภาพ เป็นกระบวนการบำบัดแรกสุดที่เกิดขึ้นเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ถึงเต็มอากาศ โดยในถึงนี้จะมีตะกอนเร่งซึ่งประกอบไปด้วยจุลินทรีย์จำนวนมากและมีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องเพื่อให้กิจกรรมของจุลินทรีย์สามารถดำเนินต่อไป โดยจุลินทรีย์ในถึงเต็มอากาศเหล่านี้ทำหน้าที่ย่อยสลายยาตกค้างกลุ่ม NSAIDs โดยจุลินทรีย์จะไปดึงคาร์บอนในโครงสร้างของยาออกมาเป็นคาร์บอน

ตั้งต้นสำหรับการเติบโตของจุลินทรีย์ ส่งผลให้โครงสร้างของยาเปลี่ยนแปลงไป นอกจากนี้จุลินทรีย์ยังสามารถปลดปล่อยเอนไซม์เพื่อย่อยสลายยาตกค้าง นอกจากกระบวนการข้างต้นจุลินทรีย์ยังสามารถทำปฏิกิริยากับยาตกค้างได้ เช่น Decarboxylation, Dehydrogenation, Dichlorination, Detachment of acetate group, Hydrolysis, C-N bond cleavage, Methylation of hydroxyl group, Elimination of hydrochloric group, Replacing hydrogen with sulfonic group และ Intramolecular amidation เป็นต้น (Rastogi et al., 2021)

การบำบัดทางกายภาพ เมื่อยาตกค้างกลุ่ม NSAIDs ยังคงหลงเหลือหลังจากการบำบัดทางชีวภาพในถังเติมอากาศเข้าสู่ถังตกตะกอนจะเกิดกระบวนการบำบัดทางกายภาพ โดยยาตกค้างสามารถเกิด Hydrophobic interaction ระหว่างหมู่ aliphatic และ aromatic ในโครงสร้างของยากกลุ่ม NSAIDs กับ lipophilic cell membrane ของจุลินทรีย์ หรือ ส่วนที่เป็นไขมันในตะกอนน้ำเสีย นอกจากนี้ยังสามารถเกิดการดูดซับชนิด electrostatic integration ระหว่างขั้วบวกในโมเลกุลของยาตกค้างและขั้วลบบนพื้นผิวของจุลินทรีย์หรือตะกอน ดังนั้นการดูดซับของยาตกค้างและตะกอนในถังตกตะกอนจึงส่งผลให้ยาตกค้างเหล่านี้ถูกกำจัดออกจากน้ำเสียกลายเป็นตะกอนส่วนเกินในท้ายที่สุด (Martínez-Alcalá et al., 2017)

การบำบัดทางเคมี เมื่อน้ำทิ้งที่ออกจากถังตกตะกอนเข้าสู่ถังเติมคลอรีนและยังคงมีการปนเปื้อนของยาตกค้างหลงเหลืออยู่ ยาตกค้างเหล่านี้จะถูกบำบัดโดยกระบวนการทางเคมี เนื่องจากในถังเติมคลอรีนมีการเติม Hypochlorous Acid (HOCl) ลงไปในน้ำเสียเพื่อกำจัดจุลินทรีย์ที่อาจเป็นเชื้อก่อโรคในสิ่งแวดล้อม อย่างไรก็ตาม HOCl ไม่เพียงสามารถกำจัดเชื้อก่อโรคแต่ยังสามารถลดปริมาณยาตกค้างกลุ่ม NSAIDs ในน้ำเสียได้บางส่วน เนื่องจาก HOCl สามารถแตกตัวเป็น Reactive chlorine species (RCSs) เช่น $\text{Cl}\cdot$, $\text{Cl}_2\cdot^-$ และ ClO เป็นต้น ซึ่งมีความว่องไวในการเกิด Oxidation กับสารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งรวมถึงยาตกค้างกลุ่ม NSAIDs ส่งผลให้ยาตกค้างกลุ่ม NSAIDs มีโครงสร้างเปลี่ยนแปลงไปและมีความเป็นพิษลดลง (Khajouei et al., 2022)



ภาพที่ 20 ความเข้มข้นของ (ก) Ibuprofen (ข) Naproxen และ (ค) Diclofenac ในน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ตารางที่ 18 เปรียบเทียบความเข้มข้นของยาต้านการอักเสบชนิดไม่สเตียรอยด์ (NSAIDs) ในน้ำเสี้ยวกับการศึกษาอื่น ๆ

อ้างอิง	สถานที่	ชนิดตัวอย่าง	น้ำเสี้ยวที่เข้าสู่ระบบบำบัด (µg/L)			น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด (µg/L)		
			Ibuprofen	Naproxen	Diclofenac	Ibuprofen	Naproxen	Diclofenac
(Praveenkumarreddy et al., 2021)	India	น้ำเสียโรงพยาบาล	6.08	29	29	2.31	14	2.4
(Eslami et al., 2015)	Tehran, Iran	น้ำทิ้งโรงพยาบาล	-	-	-	0.29	0.084	0.077
(Tran et al., 2014)	Hanoi, Vietnam	น้ำทิ้งโรงพยาบาล	-	-	-	0.35–1.85	0.15–0.55	0.14–0.95
(Thomas et al., 2007)	Oslo City	น้ำทิ้งโรงพยาบาล	-	-	-	0.42 –0.99	-	0.78–1.63
(Gómez et al., 2006)	Spain	น้ำทิ้งโรงพยาบาล	-	-	-	1.5–15	-	0.06–1.9
(Paiga et al., 2016)	Portugal	น้ำเสียชุมชนโรงพยาบาล	24.5	3,245	0.972	3.304	2.7	0.724
(Kosma et al., 2010)	Greece	น้ำเสียโรงพยาบาล	25.4	2	3.9	2.6	0.7	2.6
(Kermia et al., 2016)	Algiers, Algeria	น้ำเสียชุมชน	8.612	9.584	2.318	0.431	0.33	1.615
(Martinez-Alcalá et al., 2017)	Seville, Spain	น้ำเสียชุมชน	50.6	4.09	0.72	3.74	2.58	0.53
(Pérez-Alvarez et al., 2018)	Toluca, Mexico	น้ำทิ้งโรงพยาบาล	-	-	-	0.62	1.79	0.59
(Marian, 2022) (Leverett et al., 2021)	คำมาตรฐาน European Water Framework Directive (WFD)		-	-	-	0.064	-	0.126

4.3.2 ยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ที่ดูดซับกับ ไมโครพลาสติกในน้ำเสีย

พลาสติกเป็นผลิตภัณฑ์ที่ประกอบขึ้นจากมอนอเมอร์หลายชนิด เมื่อเกิดการแตกหัก กลายเป็นไมโครพลาสติกขนาดเล็ก ซึ่งส่งผลให้ไมโครพลาสติกมีพื้นที่ผิวในการดูดซับกับมลพิษชนิดอื่นได้มากขึ้น โดยในการศึกษานี้มีวัตถุประสงค์ในการศึกษาความเข้มข้นของ ยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ที่ดูดซับกับไมโครพลาสติกในน้ำเสียทั้งสามชนิด ได้แก่ Ibuprofen Naproxen และ Diclofenac โดยใช้ CaCl_2 ในการสกัดแยกยาในกลุ่ม NSAIDs ออกมาจากพื้นผิวไมโครพลาสติกและนำสารสกัดที่ได้ไปวิเคราะห์ความเข้มข้นของยาในกลุ่ม NSAIDs ทั้งสามชนิด โดยใช้เครื่อง High-Performance Liquid Chromatography with Diode-Array Detection (HPLC-DAD) เพื่ออธิบายแนวโน้มและความเข้มข้นของยาในกลุ่ม NSAIDs

การวิเคราะห์ความเข้มข้นและแนวโน้มของ Ibuprofen บนพื้นผิวไมโครพลาสติกในตัวอย่างน้ำเสียจากระบบบำบัดช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีแนวโน้มใกล้เคียงกัน โดยผลการศึกษาพบว่า Ibuprofen ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถึงเต็มอากาศ ถึงตกตะกอน ถึงเต็มคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $1.87 \pm 0.08 \mu\text{g/L}$, $1.85 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$, $1.84 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, $1.81 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$ และ $1.66 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$ (ดังภาพที่ 20.ก) ในช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์พบความเข้มข้นของ Ibuprofen ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถึงเต็มอากาศ ถึงตกตะกอน ถึงเต็มคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $1.88 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$, $1.74 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$, $1.70 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, $1.66 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$ และ $1.68 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 21)

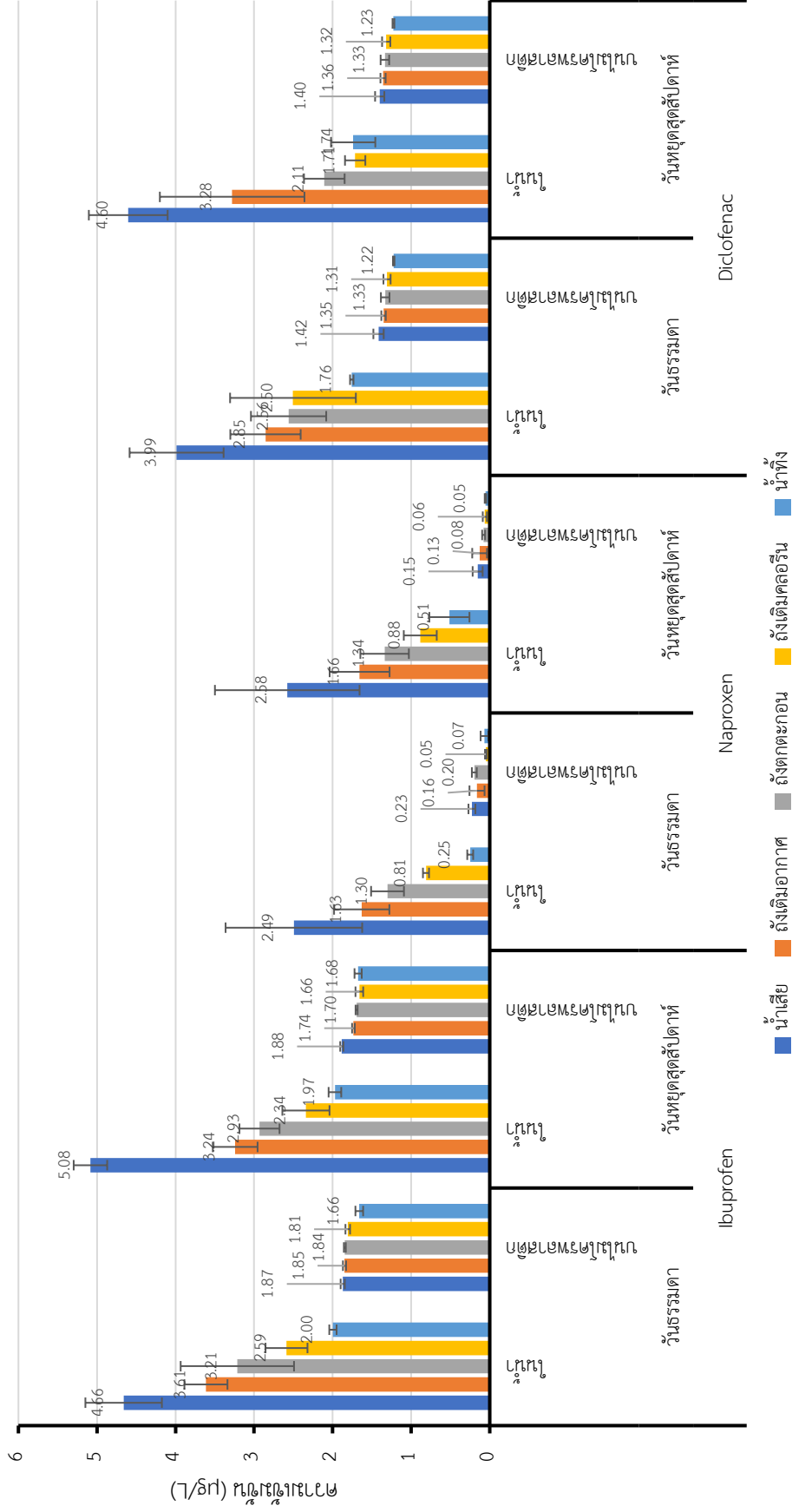
ผลการศึกษาความเข้มข้นของ Naproxen ที่สกัดแยกจากพื้นผิวไมโครพลาสติกในน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาพบว่าความเข้มข้นของ Naproxen ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถึงเต็มอากาศ ถึงตกตะกอน ถึงเต็มคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $0.23 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$, $0.16 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, $0.20 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$, $0.05 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$ และ $0.07 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$ (ดังภาพที่ 20.ข) ในช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์พบความเข้มข้นของ Naproxen ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถึงเต็มอากาศ ถึงตกตะกอน ถึงเต็มคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $0.15 \pm 0.06 \mu\text{g/L}$, $0.13 \pm 0.09 \mu\text{g/L}$, $0.08 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$, $0.06 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$ และ $0.05 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 21)

การวิเคราะห์ปริมาณและแนวโน้มการลดลงของ Diclofenac ใกล้เคียงกับยาในกลุ่ม NSAIDs ชนิดอื่น ๆ ซึ่งแสดงให้เห็นว่า Diclofenac มีความเข้มข้นในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถึงเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดในช่วงวันธรรมดาเท่ากับ 1.42 ± 0.07 $\mu\text{g/L}$, 1.35 ± 0.03 $\mu\text{g/L}$, 1.33 ± 0.05 $\mu\text{g/L}$, 1.31 ± 0.05 $\mu\text{g/L}$ และ 1.22 ± 0.01 $\mu\text{g/L}$ (ดังภาพที่ 20. ค) ตามลำดับ เช่นเดียวกับผลการศึกษาช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ที่พบความเข้มข้นของ Diclofenac ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถึงเติมอากาศ ถังตกตะกอน ถังเติมคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดใกล้เคียงกับวันธรรมดามีความเข้มข้นเท่ากับ 1.40 ± 0.06 $\mu\text{g/L}$, 1.36 ± 0.03 $\mu\text{g/L}$, 1.33 ± 0.05 $\mu\text{g/L}$, 1.32 ± 0.05 $\mu\text{g/L}$ และ 1.23 ± 0.05 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (ดังภาพที่ 21)

ความเข้มข้นของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์บนพื้นผิวไมโครพลาสติกมีแนวโน้มลดลงน้อยกว่าความเข้มข้นของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำ (ดังภาพที่ 21) เนื่องจากเมื่อพิจารณาจากความสามารถในการละลายของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ทั้งสามชนิด ได้แก่ Ibuprofen, Naproxen และ Diclofenac ซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.021 mg/mL, 0.0299 mg/mL และ 0.0482 mg/mL ตามลำดับ และค่าสัมประสิทธิ์การกระจายตัว (Log_{Kow}) ของยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ทั้งสามมีค่าอยู่ที่ 3.97, 3.18 และ 4.51 ซึ่งมีค่ามากกว่า 1 ทั้งสามชนิด จึงกล่าวได้ว่ายาต้านการอักเสบทั้งสามชนิด มีแนวโน้มละลายในตัวทำละลายที่ไม่มีขั้วได้ดีกว่าตัวทำละลายที่มีขั้ว หมายความว่ายาต้านการอักเสบทั้งสามชนิดจะดูดซับกับไมโครพลาสติกรวมทั้งตะกอนอินทรีย์ซึ่งมีโครงสร้างเป็นโมเลกุลไม่มีขั้วและไม่ชอบน้ำที่ล้อมรอบไมโครพลาสติกอยู่ได้ดีกว่าการละลายอยู่ในชั้นน้ำ นอกจากนี้จุลินทรีย์ที่อยู่บนพื้นผิวไมโครพลาสติกยังสามารถสร้างชั้นไบโอฟิล์มขึ้นมาปกคลุมซึ่งส่งผลให้ความเข้มข้นของยาต้านการอักเสบบนพื้นผิวไมโครพลาสติกลดลงน้อยมากเมื่อผ่านกระบวนการบำบัดต่าง ๆ ในระบบบำบัด

เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของยาในกลุ่ม NSAIDs ทั้งสามชนิด พบว่าในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียมีความเข้มข้นเฉลี่ยของ Ibuprofen สูงที่สุด รองลงมาคือ Diclofenac และ Naproxen ซึ่งสอดคล้องกับข้อมูลปริมาณการสั่งจ่ายยาในกลุ่ม NSAIDs ของสหรัฐอเมริกาในปี 2020 มีการสั่งจ่ายยาชนิด Ibuprofen สูงที่สุด รวมทั้งสิ้น 16,533,209 ครั้ง รองลงมาคือยาชนิด Diclofenac ที่มีการสั่งจ่ายยาจำนวน 9,926,750 ครั้ง และสุดท้ายคือยาชนิด Naproxen ที่มีการสั่งจ่ายยาจำนวน 8,184,639 ครั้ง (Kane et al. 2022) โดยสาเหตุที่ทำให้ยาในกลุ่ม NSAIDs สามารถดูดซับบนพื้นผิวของไมโครพลาสติกได้ เนื่องจากยาและไมโครพลาสติกมีอนุภาคที่ประกอบขึ้นจากธาตุต่าง ๆ จนกลายเป็นโมเลกุลส่งผลให้โครงสร้างทั้งสองเกิดปฏิกิริยาเพื่อสร้างพันธะหรือแรงดึงดูดระหว่างกัน โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นหลัก ๆ มีอยู่ทั้งสิ้น 7 ปฏิกิริยา ได้แก่ 1) hydrophobic interaction เป็นแรงดึงดูด

ระหว่างโมเลกุลที่ละลายน้ำได้น้อย ซึ่งโครงสร้างทางเคมีของพลาสติกและยาในกลุ่ม NSAIDs ประกอบไปด้วยโมเลกุลที่ไม่ชอบน้ำและละลายน้ำได้ ส่งผลให้เกิดแรงดึงดูดระหว่างโครงสร้างทั้งสองชนิดได้ 2) Electrostatic interaction เป็นแรงทางไฟฟ้าที่เกิดขึ้นจากยาในกลุ่ม NSAIDs หันโครงสร้างด้านที่มีประจุบวกเข้าหาพื้นผิวไมโครพลาสติกซึ่งมีประจุลบจำนวนมากส่งผลให้เกิดแรงดึงดูดทางไฟฟ้าระหว่างประจุลบและประจุบวกขึ้น 3) Pi-Pi interaction (π - π interaction) เป็นแรงแวนเดอร์วาลส์ที่เกิดจากการดึงดูดกันระหว่างโครงสร้าง Polycyclic ชนิดไม่อิ่มตัวในโครงสร้างของไมโครพลาสติกและยาในกลุ่ม NSAIDs เนื่องจากโครงสร้างยาในกลุ่ม NSAIDs ส่วนใหญ่ถูกออกแบบให้มี Polycyclic ชนิดไม่อิ่มตัวอยู่ในโครงสร้างเพื่อให้เกิด Pi-Pi interaction ในระหว่างที่ร่างกายขนส่งยาไปยังอวัยวะเป้าหมายซึ่งช่วยให้โครงสร้างและหมู่ฟังก์ชันสำหรับการออกฤทธิ์ของยา 4) Cation ion ligand interaction เปลี่ยนแรงดึงดูดระหว่างยาชนิด NSAIDs กับพื้นผิวไมโครพลาสติกโดยอาศัยไอออนที่มีประจุบวก โดยไอออนที่มีประจุบวกทำหน้าที่เชื่อมกับประจุลบของโมเลกุลไมโครพลาสติกและยาที่มีประจุลบ 5) Van der waals interaction (London) แรงดึงดูดระหว่างโมเลกุลที่ไม่มีขั้วด้วยกัน เนื่องจากอิเล็กตรอนเคลื่อนที่แบบไร้ทิศทางทำให้บางครั้ง อิเล็กตรอนมารวมกันอยู่บริเวณเดียวกันทำให้เกิดประจุลบชั่วคราว และทำให้บริเวณที่ไม่มีอิเล็กตรอนอยู่เกิดประจุบวกชั่วคราวเช่นกัน 6) Hydrogen bond เป็นแรงดึงดูดระหว่างโมเลกุลสองโมเลกุลที่ประกอบด้วยอะตอมของไฮโดรเจนสร้างพันธะโคเวเลนต์กับอะตอมของธาตุที่มีค่าอิเล็กโตรเนกาติวิตีสูง เช่น F, O และ N เป็นต้น และ 7) Pore-filling mechanism เป็นปฏิกิริยาที่โครงสร้างของไมโครพลาสติกเกิดการร่อนจนมีรูพรุนทำให้โมเลกุลของยาค่อย ๆ ดูดซับและเติมลงในรูพรุนของไมโครพลาสติก (Elizalde-Velazquez et al., 2020) (Atugoda et al., 2021) และ (Fu et al., 2021)



ภาพที่ 21 ความเข้มข้นยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์บนพื้นผิวไมโครพลาสต์ที่เปรียบเทียบกับความเข้มข้นยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ในน้ำ
 เลี้ยวการระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

4.4 การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ

น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลทั้งในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกและยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) ซึ่งมลพิษทั้งสองชนิดมีความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ ดังนั้นในการศึกษาจึงจำเป็นต้องประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกและยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ ซึ่งในปัจจุบันยังคงไม่มีวิธีมาตรฐานสากลที่ใช้ประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติก ดังนั้นในการศึกษาครั้งนี้จึงประยุกต์วิธีการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศในตะกอนมาใช้ โดยการประเมินความเสี่ยงในการศึกษาครั้งนี้ประกอบไปด้วย ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (Polymer risk index : H), ดัชนีภาระมลพิษ (Pollution load index : PLI), potential ecological risk factor (Ei), potential ecological risk (PER) และ Hazard quotients (HQ)

4.4.1 ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (Polymer risk index: H)

การประเมิน Polymer risk index เป็นการประเมินความเสี่ยงด้านความเป็นพิษทางเคมีของไมโครพลาสติกต่อระบบนิเวศ โดยอาศัยข้อมูลสัดส่วนไมโครพลาสติกจำแนกตามชนิดพอลิเมอร์แต่ละชนิดในตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์จำนวนวันละ 4 ตัวอย่าง และระดับความอันตรายของพอลิเมอร์แต่ละชนิดซึ่งอ้างอิงจากการศึกษาของ (Lithner et al., 2011)

ตัวอย่างน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลประกอบด้วย ไมโครพลาสติกจำนวน 8 ชนิด ได้แก่ Polyethylene (PE), Polyacrylate (PAA), Polyester (PES), Polystyrene (PS), Polyurethane (PU), Polypropylene (PP), Polyamide (PA) และ Poly vinyl chloride (PVC) เมื่อนำมาประเมินร่วมกับระดับความอันตราย (Hazard score) พบว่าผลการประเมิน ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกรวมในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดา ครั้งที่ 1,2,3 และ 4 มีผลการประเมินเท่ากับ 19,988.64, 11,186.84, 8,383.78 และ 7,072.22 ตามลำดับ ในส่วนผลการประเมินในช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ในตัวอย่างน้ำเสียครั้งที่ 1, 2, 3 และ 4 มีผลการประเมินใกล้เคียงกับวันธรรมดาเช่นกันซึ่งมีผลประเมินอยู่ที่ 20,130.95, 18,593.01, 19,939.25, 16,688.60 ตามลำดับ (ดังตารางที่ 19) ผลการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ในทุก ๆ ตัวอย่างของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดทั้งช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีค่ามากกว่า 1,000 และเมื่อนำผลการประเมินที่ได้ไปเปรียบเทียบกับระดับความเสี่ยงพบว่า มีระดับเสี่ยงอยู่ในกลุ่ม IV หรือเป็นระดับที่ความเสี่ยงสูงต่อระบบนิเวศ เนื่องจากไมโครพลาสติกที่พบในตัวอย่างน้ำเสีย เช่น PU

และ PVC มีระดับความเป็นพิษสูง ถึงแม้ว่าในตัวอย่งจะพบไมโครพลาสติกชนิดนี้เพียงร้อยละ 1-2 แต่เมื่อนำมาคำนวณค่าดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์จะส่งผลทำให้ค่าที่ได้สูงเกินกว่า 1,000 นอกจากนี้ PAA ที่พบในตัวอย่งแม้จะมีระดับความอันตรายไม่สูงมากแต่มีสัดส่วนสูงรองมาจาก PA จึงทำให้ผลการประเมินมีค่าสูงขึ้นและทำให้ระดับความเสี่ยงของไมโครพลาสติกทั้งหมดอยู่ในระดับที่มีความเสี่ยงสูงต่อระบบนิเวศ

ตะกอนน้ำเสียที่เก็บจากตะกอนส่วนเกินของระบบบำบัดน้ำเสียหลังจากการวิเคราะห์ด้วย μ -FTIR พบไมโครพลาสติก 7 ชนิด ได้แก่ Polyamide (PA), Polyacrylate (PAA), Polyester (PES), Polypropylene (PP), Polystyrene (PS), Thermoplastic polyurethane (PU) และ Acrylonitrile butadiene styrene (ABS) เมื่อนำมาคำนวณ ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์พบว่าในช่วงวันธรรมดาครั้งที่ 1, 2, 3 และ 4 มีผลการประเมินอยู่ที่ 23,965.85, 9,204, 39,453.33 และ 22,265.31 ตามลำดับ ในส่วนผลการประเมินในช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ครั้งที่ 1, 2, 3 และ 4 มีค่าเท่ากับ 20,477.27, 17,016.36, 21,555.10 และ 7,342.22 ตามลำดับ (ดังตารางที่ 20) ซึ่งผลการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์มากกว่า 1,000 ในทุกตัวอย่ง ผลการประเมินมีระดับความเสี่ยงอยู่ในกลุ่ม IV หรือเป็นระดับที่มีความเสี่ยงสูงต่อระบบนิเวศ เช่นเดียวกับระดับความเสี่ยงของไมโครพลาสติกในน้ำเสีย เนื่องจากในตะกอนน้ำเสียปนเปื้อนไมโครพลาสติกชนิด PAA, TPU และ ABS ที่มีระดับความอันตรายสูงมากส่งผลให้ระดับคะแนนสูงเกิน 1,000 และทำให้ระดับความเสี่ยงของไมโครพลาสติกในตะกอนมีระดับความเสี่ยงสูงต่อระบบนิเวศ

ตารางที่ 19 ผลการประเมิน Polymer risk index (H) ของไมโครพลาสติกแต่ละชนิดในน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ชนิดพอลิเมอร์	ระดับความอันตราย (Sn)	ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (H)							
		วันธรรมดา 1	วันธรรมดา 2	วันธรรมดา 3	วันธรรมดา 4	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4
PE	10	113.64	105.26	81.08	83.33	166.67	60.61	64.52	64.52
PAA	230	5227.27	7868.42	4972.97	5111.11	4928.57	4181.82	7419.35	7419.35
PES	4	63.64	63.16	86.49	88.89	47.62	72.73	90.32	90.32
PS	30	136.36	78.95	81.08	83.33	71.43	90.91	96.77	96.77
PU	556	1263.64	1463.16	1502.70	0.00	1323.81	1684.85	0.00	0.00
PP	1	2.27	0.00	8.11	8.33	7.14	6.06	0.00	0.00
PA	47	1815.91	1607.89	1651.35	1697.22	1678.57	1993.94	1516.13	1516.13
PVC	5001	11365.91	0.00	0.00	0.00	11907.14	10502.10	10752.15	7501.50
รวม		19,988.64	11,186.84	8,383.78	7,072.22	20,130.95	18,593.01	19,939.25	16,688.60
ระดับความเสี่ยง		IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV

หมายเหตุ : I = ความเสี่ยงต่ำ (H<10) , II = ความเสี่ยงปานกลาง (10<H<100) , III = ความเสี่ยงในระดับที่ต้องเฝ้าระวัง (100<H<1000) และ IV = ความเสี่ยงสูง (H>1000)

ตารางที่ 20 ผลการประเมินดัชนีความเสียหายของพอลิเมอร์ (H) ของไมโครพลาติกแต่ละชนิดในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ชนิดพอลิเมอร์	ระดับความอันตราย (Sn)	ดัชนีความเสียหายของพอลิเมอร์ (H)							
		วันธรรมดา 1	วันธรรมดา 2	วันธรรมดา 3	วันธรรมดา 4	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4
PA	47	1,490.24	1,034.00	940.00	1,055.10	961.36	1,367.27	1,438.78	1,357.78
PAA	230	3,365.85	5,520.00	4,088.89	5,163.27	4,181.82	3,345.45	1,877.55	5,622.22
PES	4	39.02	56.00	80.00	89.80	90.91	72.73	89.80	88.89
PP	1	7.32	6.00	6.67	6.12	11.36	9.09	6.12	6.67
PS	30	146.34	120.00	133.33	183.67	136.36	54.55	61.22	133.33
TPU	1,094	2,668.29	2,188.00	4,862.22	2,232.65	-	-	4,465.31	-
ABS	6,552	15,980.49	-	29,120.00	13,371.43	14,890.91	11,912.73	13,371.43	-
รวม		23,965.85	9,204.00	39,453.33	22,265.31	20,477.27	17,016.36	21,555.10	7,342.22
ระดับความเสียหาย		IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV

หมายเหตุ : I = ความเสียหายต่ำ (H<10) , II = ความเสียหายปานกลาง (10<H<100) , III = ความเสียหายในระดับที่ต่อน้ำแข็ง (100<H<1000) และ IV = ความเสียหายสูง (H>1000)

4.4.2 ดัชนีภาวะมลพิษ (PLI)

ดัชนีภาวะมลพิษ (PLI) เป็นตัวชี้วัดที่ใช้สำหรับประเมินการเสื่อมสภาพของระบบนิเวศทางน้ำ เนื่องจากการปนเปื้อนของมลพิษที่ถูกปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ โดยก่อนการวิเคราะห์ดัชนีภาวะมลพิษ จำเป็นต้องวิเคราะห์ปัจจัยการปนเปื้อน (CF) ก่อน ซึ่งวิเคราะห์จากสัดส่วนระหว่างความเข้มข้นของไมโครพลาสติกในตัวอย่างน้ำเสียหรือตะกอน (Ci) และความเข้มข้นต่ำสุดของไมโครพลาสติกในพื้นที่ที่สนใจ (C0i) ซึ่งได้จากการศึกษาปริมาณไมโครพลาสติกในแม่น้ำเจ้าพระยาและไมโครพลาสติกจากหลุมฝังกลบของ (Ta & Babel, 2020) และ (Luanghirun, 2017) ตามลำดับ ผลการศึกษาปัจจัยการปนเปื้อนในตัวอย่างน้ำเสียช่วงวันธรรมดา ครั้งที่ 1, 2, 3, 4 และวันหยุดสุดสัปดาห์ ครั้งที่ 1, 2, 3, 4 มีค่าอยู่ที่ 355.77, 288.46, 346.15, 336.54, 317.31, 288.46, 298.08 และ 355.77 ตามลำดับ หลังจากนั้นนำค่าปัจจัยการปนเปื้อนไปวิเคราะห์ดัชนีภาวะมลพิษ (PLI) ในตัวอย่างน้ำเสียช่วงวันธรรมดา ครั้งที่ 1, 2, 3, 4 และวันหยุดสุดสัปดาห์ ครั้งที่ 1, 2, 3, 4 มีค่าอยู่ที่ 18.86, 16.98, 18.61, 18.34, 17.81, 16.98, 17.26 และ 18.86 ตามลำดับ (ดังตารางที่ 21) ดัชนีภาวะมลพิษในทุก ๆ ตัวอย่างทั้งช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีค่าน้อยกว่า 20 ซึ่งมีระดับความเสื่อมสภาพอยู่ที่ระดับ II หรือ ระดับความเสื่อมสภาพปานกลาง หมายความว่าปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำเสียที่ปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติมีแนวโน้มก่อให้เกิดความเสื่อมโทรมต่อระบบนิเวศแหล่งน้ำอยู่ในระดับต่ำ

ในส่วนผลการประเมินปัจจัยการปนเปื้อนในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียช่วงวันธรรมดา ครั้งที่ 1,2,3 ,4 และวันหยุดสุดสัปดาห์ ครั้งที่ 1,2,3,4 มีค่าอยู่ที่ 6.40, 7.42, 6.82, 6.99, 7.00, 8.04, 7.52 และ 7.58 ตามลำดับ เมื่อนำการประเมินปัจจัยการปนเปื้อนในตะกอนไปคำนวณดัชนีภาวะมลพิษในตะกอน ในตัวอย่างตะกอนช่วงวันธรรมดา ครั้งที่ 1, 2, 3, 4 และวันหยุดสุดสัปดาห์ ครั้งที่ 1, 2, 3, 4 มีค่าอยู่ที่ 2.53, 2.72, 2.61, 2.64, 2.65, 2.84, 2.74 และ 2.75 ตามลำดับ ผลการประเมินดัชนีภาวะมลพิษในตัวอย่างตะกอนในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีค่าน้อยกว่า 10 ซึ่งมีระดับความเสื่อมสภาพอยู่ที่ระดับ I หรือ ระดับความเสื่อมสภาพต่ำเช่นเดียวกับระดับดัชนีภาวะมลพิษในน้ำเสีย (ดังตารางที่ 21)

ตารางที่ 21 ดัชนีการประเมิน (PLI) ของไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ตัวอย่าง	ความเข้มข้นไมโครพลาสติก			ความเข้มข้นย่อยสุดของไมโครพลาสติก (Coi)		ปัจจัยการปนเปื้อน (CF)		ดัชนีการประเมิน (PLI)		ระดับความเสื่อมสภาพ (PLI)	
	น้ำทิ้ง (ซิน/ลิตร)	ตะกอน (ซิน/กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง)	น้ำทิ้ง (ซิน/ลิตร) ¹	ตะกอน (ซิน/กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง) ²	น้ำทิ้ง	ตะกอน	น้ำทิ้ง	ตะกอน	น้ำทิ้ง	ตะกอน	
วันธรรมดา 1	37	3714.57	0.104	1457.99	355.77	2.55	18.86	1.60	II	I	
วันธรรมดา 1	30	4306.22	0.104	1458.99	288.46	2.95	16.98	1.72	II	I	
วันธรรมดา 1	36	3956.83	0.104	1459.99	346.15	2.71	18.61	1.65	II	I	
วันธรรมดา 1	35	4051.38	0.104	1460.99	336.54	2.77	18.34	1.67	II	I	
วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	33	4061.90	0.104	1461.99	317.31	2.78	17.81	1.67	II	I	
วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	30	4664.72	0.104	1462.99	288.46	3.19	16.98	1.79	II	I	
วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	31	4363.31	0.104	1463.99	298.08	2.98	17.26	1.73	II	I	
วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	37	4397.71	0.104	1464.99	355.77	3.00	18.86	1.73	II	I	

หมายเหตุ : I = ระดับความเสื่อมสภาพต่ำ (PLI<10), II = ระดับความเสื่อมสภาพปานกลาง (10≤PLI<20), III = ระดับความเสื่อมสภาพในระดับที่ต้องเฝ้าระวัง (20≤PLI<30) และ IV = ระดับความเสื่อมสภาพสูง (PLI≥30)

1 (Ta et al., 2020), 2 (Leungprasert, 2019)

4.4.3 ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (PER)

ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (Potential ecological risk index : PER) เป็นตัวชี้วัดที่ใช้ประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของไมโครพลาสติกในน้ำเสียหรือตะกอนที่ปนเปื้อนสู่ระบบนิเวศ ซึ่งสามารถวิเคราะห์ได้จากผลรวมของค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศของไมโครพลาสติกแต่ละชนิดในตัวอย่าง (Eri) โดยผลการวิเคราะห์ค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศของไมโครพลาสติกแต่ละชนิดในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีค่าใกล้เคียงกันซึ่งพบว่าไมโครพลาสติกที่พบได้ทั่วไปในน้ำเสีย ได้แก่ PE, PS, PP และ PA มีค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศอยู่ในช่วง 2.01-5.02, 3.01-6.02, 0-0.1 และ 0-14.14 ตามลำดับ และไมโครพลาสติกที่พบได้ยากในสิ่งแวดล้อม ได้แก่ PAA, PES, PU และ PVC ค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศอยู่ในช่วง 138.42-299, 2.01-3.21, 557.67 และ 0-501.6 ตามลำดับ หลังจากนั้นนำค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศมาวิเคราะห์ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ ในตัวอย่างน้ำเสียช่วงวันธรรมดาครั้งที่ 1,2,3,4 และ ตัวอย่างน้ำเสียช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ ครั้งที่ 1,2,3,4 พบว่าศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศในตัวอย่างน้ำเสียช่วงวันธรรมดาครั้งที่ 1 และวันหยุดสุดสัปดาห์ครั้งที่ 1-4 อยู่ในระดับอันตรายมาก และตัวอย่างน้ำเสียช่วงวันธรรมดา ครั้งที่ 2-4 มีศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศในระดับอันตรายเนื่องจากในตัวอย่างน้ำเสียพบ PAA, PU และ PVC ค่าปัจจัยการตอบสนองที่เป็นพิษของไมโครพลาสติก (Tri) และ ค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศของไมโครพลาสติก (Eri) สูงมากเนื่องจากเป็นไมโครพลาสติกชนิดที่สามารถพบได้น้อยในสิ่งแวดล้อมและมีความเป็นพิษสูงต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ ส่งผลให้มีศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศสูงและอยู่ในระดับอันตรายสูงเช่นกัน (ดังตารางที่ 22)

ค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศในตัวอย่างตะกอนช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ของไมโครพลาสติกที่พบได้ทั่วไป ได้แก่ PE, PA, PP และ PS มีค่าอยู่ในช่วง 15.01-23.46, 70.53-126, 0.46-0.84 และ 4.61-10.11 และไมโครพลาสติกที่พบได้ยากในสิ่งแวดล้อม เช่น PAA, PES, PU และ ABS มีค่าอยู่ในช่วง 184.55-299.9, 3.21-3.21, 557.67-948.04 และ 0-501.6 ตามลำดับ หลังจากนั้นนำค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศมาวิเคราะห์ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ ในตัวอย่างตะกอนช่วงวันธรรมดาครั้งที่ 1,2,3,4 และ ตัวอย่างน้ำเสียช่วงวันหยุดสุดสัปดาห์ ครั้งที่ 1,2,3,4 พบว่าตัวอย่างตะกอนส่วนใหญ่มีความเสี่ยงในระดับอันตรายมาก (PER=932.89-1698.99) อย่างไรก็ตามยังพบตัวอย่างตะกอนวันธรรมดา ครั้งที่ 2 มีระดับความเสี่ยงอันตราย (PER=1034.4) และตัวอย่างตะกอนวันหยุดสุดสัปดาห์ครั้งที่ 4 มีระดับความเสี่ยงสูง (PER=544.6) โดยเหตุผลที่ทำให้ระดับความเสี่ยงในตัวอย่างตะกอนแตกต่างกัน เนื่องจากในตัวอย่างตะกอนบางส่วนไม่พบไมโครพลาสติกชนิดที่สามารถพบได้ยากซึ่งทำให้ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (PER) ของตัวอย่างตะกอนลดลงด้วยเช่นกัน (ดังตารางที่ 23)

ตารางที่ 22 คักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (PER) ของไม่โครพลาสติกในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ชนิดพอลิเมอร์	ค่าปัจจัยการตอบสนองที่เป็นพิษของไม่โครพลาสติก (T_i)	ค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศของไม่โครพลาสติก (E_i)											
		วันธรรมดา 1	วันธรรมดา 2	วันธรรมดา 3	วันธรรมดา 4	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4				
PE	10	5.02	4.01	3.01	3.01	7.02	2.01	2.01	2.01	2.01	2.01	2.01	2.01
PAA	230	230.69	299.90	184.55	184.55	207.62	138.42	138.42	138.42	230.69	230.69	230.69	230.69
PES	4	2.81	2.41	3.21	3.21	2.01	2.41	2.41	2.41	2.81	2.81	2.81	2.81
PS	30	6.02	3.01	3.01	3.01	3.01	3.01	3.01	3.01	3.01	3.01	3.01	3.01
PP	1	0.10	0.10	0.10	0.00	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00
PA	47	4.71	0.00	14.14	14.14	14.14	14.14	14.14	14.14	9.43	9.43	9.43	9.43
PU	556	948.04	724.97	724.97	724.97	836.51	780.74	780.74	780.74	557.67	557.67	557.67	557.67
PVC	5001	501.60	0.00	0.00	0.00	501.60	501.60	501.60	501.60	501.60	501.60	501.60	501.60
คักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (PER)		1698.99	1034.40	932.99	932.89	1572.016	1437.713	1437.713	1437.713	1297.79	1297.79	1297.79	1297.79
ระดับความเสี่ยง		อันตรายมาก	อันตราย	อันตราย	อันตราย	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก

หมายเหตุ : สำหรับ E_i ความเสี่ยงต่ำ ($E_i < 40$) , ความเสี่ยงปานกลาง ($40 \leq E_i < 80$) , ความเสี่ยงสูง ($80 \leq E_i < 160$) , ความเสี่ยงในระดับอันตราย ($160 \leq E_i < 320$) , ความเสี่ยงระดับอันตรายมาก ($E_i \geq 320$) สำหรับ PER ความเสี่ยงต่ำ (PER < 150) , ความเสี่ยงปานกลาง ($150 \leq PER < 300$) , ความเสี่ยงสูง ($300 \leq PER < 600$) , ความเสี่ยงในระดับอันตราย ($600 \leq PER < 1200$) , ความเสี่ยงระดับอันตรายมาก (PER $\geq 1,200$)

ตารางที่ 23 คักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกในตะกอนที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ชนิดพอลิเมอร์	ค่าปัจจัยการตอบสนองที่เป็นพิษ (T_r)	ค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศของไมโครพลาสติก (E_r)							
		วันธรรมดา 1	วันธรรมดา 2	วันธรรมดา 3	วันธรรมดา 4	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4
PE	10	18.54	23.10	15.50	13.63	15.01	23.46	18.42	9.89
PA	47	102.98	85.30	65.59	88.08	70.53	126.00	108.24	100.71
PAA	230	232.58	455.37	285.29	431.03	306.81	308.30	141.25	417.02
PES	4	2.70	4.62	5.58	7.50	6.67	6.70	6.76	6.59
PP	1	0.51	0.49	0.47	0.51	0.83	0.84	0.46	0.49
PS	30	10.11	9.90	9.30	15.33	10.00	5.03	4.61	9.89
TPU	1,094	184.38	180.50	339.25	186.38	-	-	335.92	-
ABS	6,552	1,104.26	-	2,031.75	1,116.26	1,092.51	1,097.82	1,005.93	-
คักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ		1,656.05	759.28	2,752.73	1,858.73	1,502.37	1,568.14	1,621.58	544.60
ระดับความเสี่ยง		อันตรายมาก	อันตราย	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก	อันตรายมาก	เสี่ยงสูง

หมายเหตุ : สำหรับ E_r ความเสี่ยงต่ำ ($E_r < 40$) , ความเสี่ยงปานกลาง ($40 \leq E_r < 80$) , ความเสี่ยงสูง ($80 \leq E_r < 160$) , ความเสี่ยงในระดับอันตราย ($160 \leq E_r < 320$) , ความเสี่ยงระดับอันตรายมาก ($E_r \geq 320$) สำหรับ PER ความเสี่ยงต่ำ (PER < 150) , ความเสี่ยงปานกลาง ($150 \leq PER < 300$) , ความเสี่ยงสูง ($300 \leq PER < 600$) , ความเสี่ยงในระดับอันตราย ($600 \leq PER < 1200$) , ความเสี่ยงระดับอันตรายมาก (PER $\geq 1,200$)

4.4.4 สัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (HQ)

สัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (Hazard quotient : HQ) เป็นตัวชี้วัดที่ใช้ประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของสารเคมีที่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ ซึ่งในการศึกษาครั้งนี้ใช้สัดส่วนความเสี่ยงอันตรายมาใช้ประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของยาตกค้างกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์บนพื้นผิวไมโครพลาสติกและน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลทั้ง 3 ชนิด ได้แก่ Ibuprofen, Naproxen และ Diclofenac ซึ่งสามารถวิเคราะห์ได้จากสัดส่วนของความเข้มข้นสูงสุดที่สิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำอาจสัมผัสได้ (MEC) และความเข้มข้นต่ำสุดที่ไม่แสดงให้เห็นความเป็นพิษของสัตว์ทดลอง (PNEC) ในสัตว์ทดลองสายพันธุ์ต่าง ๆ เช่น สาหร่าย (algae) ครัสเตเชียน (crustaceans) โพลิป (polyp) และปลา (Fish) โดยผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายของยาตกค้างชนิด Ibuprofen ก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อ *Hydra attenuate* ในระดับปานกลาง (HQ=0.18671-0.20622) และก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อ *D. subspicatus* และ *Daphnia magna* ในระดับต่ำ (HQ=5.38×10⁻⁴- 6.44×10⁻⁴ และ HQ=2.67×10⁻⁴ – 2.71×10⁻⁴ ตามลำดับ) ในส่วนของ Naproxen มีสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายต่อ *H. attenuate*, *D. subspicatus* และ *D. magna* อยู่ในระดับต่ำ (HQ=2.23 ×10⁻³ -7.69 ×10⁻³ , 2.23 ×10⁻⁵-7.7 ×10⁻⁵ และ 6.98 ×10⁻⁵-2.41 ×10⁻⁴ ตามลำดับ) และผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายของ Diclofenac มีความเสี่ยงต่อ *D. subspicatus*, *D. magna* และ *B. calyciflorus* อยู่ในระดับต่ำ (HQ= 3.08 ×10⁻⁴-3.48 ×10⁻⁴ , 3.42 ×10⁻⁴-4.77 ×10⁻⁴ และ 1.23 ×10⁻³ -1.42×10⁻³ ตามลำดับ) นอกจากนี้ Diclofenac ยังก่อให้เกิดความเสี่ยงสูงต่อ *Ceriodaphnia dubia*, *Pseudokirchneriella subcapitata* และ *Cyclotella meneghiniana* (HQ=1.76 ×10⁻²-1.37, 1.76 ×10⁻³-1.37 และ 1.76×10⁻³ -1.37 ตามลำดับ) (ดังตารางที่ 24)

ในส่วนของสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายของยาตกค้างกลุ่ม NSAIDs บนพื้นผิวไมโครพลาสติกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ที่ใกล้เคียงกับผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายของยาตกค้างกลุ่ม NSAIDs ชนิด Ibuprofen ต่อ *Hydra attenuate* อยู่ในระดับปานกลาง (HQ=0.16-0.17) นอกจากนี้ยังมีความเสี่ยงต่อ *D. Subspicatus* และ *D. Magna* อยู่ในระดับต่ำ (HQ=5.00 ×10⁻⁴ -5.35 ×10⁻⁴ และ 2.49 ×10⁻⁴ -2.75 ×10⁻⁴) ในส่วนของ Naproxen มีสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายต่อ *H. attenuate*, *D. subspicatus* และ *D. magna* อยู่ในระดับต่ำ เช่นเดียวกับระดับสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายของ Naproxen ในน้ำเสีย อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายของ Diclofenac ต่อ *D. Subspicatus* ,*D. magna*, *Ceriodaphnia dubia*, *B. calyciflorus*, *Pseudokirchneriella subcapitata* และ *Cyclotella meneghiniana* อยู่ในระดับต่ำทั้งหมดซึ่งแตกต่างจากผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายของ Diclofenac ในน้ำเสีย (ดังตารางที่ 25)

ตารางที่ 24 ผลการประเมินสัดส่วนความเสียหายอันตราย (HQ) ของยาในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่สเตียรอยด์ในน้ำเสียโรงพยาบาล

ชนิดของยา	ชนิดของสัตว์น้ำ	PNECs (µg/l)	สัดส่วนความเสียหายอันตราย (HQ)							วันหยุดสุดสัปดาห์ 4										
			วันธรรมดา 1	วันธรรมดา 2	วันธรรมดา 3	วันธรรมดา 4	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3											
Ibuprofen	<i>Hydra</i>	10																		
	<i>attenuata</i>		0.20116	0.20346	0.20093	0.19284	0.19863	0.20622	0.19679	0.18671										
	<i>D. subspicatus</i>	3200	6.28×10^{-4}	6.36×10^{-4}	6.27×10^{-4}	6.02×10^{-4}	6.20×10^{-4}	6.44×10^{-4}	6.15×10^{-4}	5.83×10^{-4}										
	<i>D. magna</i>	7500	2.68×10^{-4}	2.71×10^{-4}	2.67×10^{-4}	2.57×10^{-4}	2.64×10^{-4}	2.75×10^{-4}	2.62×10^{-4}	2.49×10^{-4}										
Naproxen	<i>H. attenuata</i>	100	2.3×10^{-3}	2.24×10^{-3}	3.04×10^{-3}	2.34×10^{-3}	3.80×10^{-3}	7.69×10^{-3}	6.80×10^{-3}	2.23×10^{-3}										
	<i>D. subspicatus</i>	10000	2.3×10^{-5}	2.24×10^{-5}	3.04×10^{-5}	2.34×10^{-5}	3.80×10^{-5}	7.7×10^{-5}	6.81×10^{-5}	2.23×10^{-5}										
	<i>D. magna</i>	3200	7.18×10^{-5}	7.02×10^{-5}	9.52×10^{-5}	7.32×10^{-5}	1.18×10^{-4}	2.41×10^{-4}	2.13×10^{-4}	6.98×10^{-5}										
	<i>D. subspicatus</i>	5000	3.52×10^{-4}	3.57×10^{-4}	3.47×10^{-4}	3.48×10^{-4}	3.42×10^{-4}	3.11×10^{-4}	4.29×10^{-4}	3.08×10^{-4}										
Diclofenac	<i>D. magna</i>	4500	3.91×10^{-4}	3.96×10^{-4}	3.86×10^{-4}	3.86×10^{-4}	3.80×10^{-4}	3.46×10^{-4}	4.77×10^{-4}	3.42×10^{-4}										
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	100	1.76×10^{-2}	1.01	0.97	1.00	0.98	0.90	1.37	0.71										
	<i>B. calyciflorus</i>	1250	1.40×10^{-3}	1.42×10^{-3}	1.39×10^{-3}	1.39×10^{-3}	1.37×10^{-3}	1.24×10^{-3}	1.71×10^{-3}	1.23×10^{-3}										
	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	1000																		
Cyclotella meneghiniana	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1000	1.76×10^{-3}	1.01	0.97	1.00	0.98	0.90	1.37	0.71										
			1.76×10^{-3}	1.01	0.97	1.00	0.98	0.90	1.37	0.71										

หมายเหตุ : ความเสี่ยงต่ำ (HQ<0.1), ความเสี่ยงปานกลาง (0.1<HQ≤1), ความเสี่ยงสูง (HQ>1)

ตารางที่ 25 ผลการประเมินสัดส่วนความเสียหายอันตราย (HQ) ของยาในกลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์บนพื้นผิวไมโครพลาสติกจากน้ำเสียโรงพยาบาล

ชนิดของยา	ชนิดของสัตว์น้ำ	PNECs (µg/l)	สัดส่วนความเสียหายอันตราย (HQ)											
			วันธรรมดา 1	วันธรรมดา 2	วันธรรมดา 3	วันธรรมดา 4	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4				
Ibuprofen	<i>Hydra attenuata</i>	10	0.168	0.168	0.164	0.160	0.171	0.163	0.164	0.163	0.164	0.163	0.164	0.169
	<i>D. subspicatus</i>	3200	5.27×10^{-4}	5.27×10^{-4}	5.13×10^{-4}	5.00×10^{-4}	5.35×10^{-4}	5.1×10^{-4}	5.14×10^{-4}	5.1×10^{-4}	5.14×10^{-4}	5.1×10^{-4}	5.14×10^{-4}	5.28×10^{-4}
	<i>D. magna</i>	7500	2.24×10^{-4}	2.24×10^{-4}	2.19×10^{-4}	2.13×10^{-4}	2.28×10^{-4}	2.17×10^{-4}	2.19×10^{-4}	2.17×10^{-4}	2.19×10^{-4}	2.17×10^{-4}	2.19×10^{-4}	2.25×10^{-4}
Naproxen	<i>H. attenuata</i>	100	3.07×10^{-4}	3.07×10^{-4}	4.97×10^{-4}	1.39×10^{-4}	4.67×10^{-4}	4.57×10^{-4}	4.57×10^{-4}	4.57×10^{-4}	4.57×10^{-4}	4.57×10^{-4}	4.57×10^{-4}	6.77×10^{-4}
	<i>D. subspicatus</i>	10000	3.07×10^{-6}	3.07×10^{-6}	4.97×10^{-6}	1.39×10^{-5}	4.67×10^{-6}	4.57×10^{-6}	4.57×10^{-6}	4.57×10^{-6}	4.57×10^{-6}	4.57×10^{-6}	4.57×10^{-6}	6.77×10^{-6}
	<i>D. magna</i>	3200	9.59×10^{-6}	9.59×10^{-6}	1.55×10^{-5}	4.36×10^{-5}	1.45×10^{-5}	1.42×10^{-5}	1.42×10^{-5}	1.42×10^{-5}	1.42×10^{-5}	1.42×10^{-5}	1.42×10^{-5}	2.11×10^{-5}
Diclofenac	<i>D. subspicatus</i>	5000	2.46×10^{-4}	2.46×10^{-4}	2.44×10^{-4}	2.42×10^{-4}	2.46×10^{-4}	2.48×10^{-4}	2.48×10^{-4}	2.48×10^{-4}	2.44×10^{-4}	2.44×10^{-4}	2.44×10^{-4}	2.46×10^{-4}
	<i>D. magna</i>	4500	2.73×10^{-4}	2.73×10^{-4}	2.71×10^{-4}	2.68×10^{-4}	2.73×10^{-4}	2.75×10^{-4}	2.75×10^{-4}	2.71×10^{-4}	2.71×10^{-4}	2.71×10^{-4}	2.73×10^{-4}	
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	100	2.3×10^{-2}	1.23×10^{-2}	1.22×10^{-2}	1.21×10^{-2}	1.23×10^{-2}	1.24×10^{-2}	1.24×10^{-2}	1.22×10^{-2}	1.22×10^{-2}	1.22×10^{-2}	1.23×10^{-2}	
	<i>B. calyciflorus</i>	1250	1.23×10^{-3}	1.23×10^{-3}	1.22×10^{-3}	1.21×10^{-3}	1.23×10^{-3}	1.24×10^{-3}	1.24×10^{-3}	1.22×10^{-3}	1.22×10^{-3}	1.22×10^{-3}	1.23×10^{-3}	
	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	1000	3.07×10^{-3}	3.07×10^{-3}	3.05×10^{-3}	3.025×10^{-3}	3.075×10^{-3}	3.1×10^{-3}	3.1×10^{-3}	3.05×10^{-3}	3.05×10^{-3}	3.05×10^{-3}	3.07×10^{-3}	
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1000	9.84×10^{-3}	9.84×10^{-3}	9.76×10^{-3}	9.68×10^{-3}	9.84×10^{-3}	9.92×10^{-3}	9.76×10^{-3}	9.76×10^{-3}	9.76×10^{-3}	9.76×10^{-3}	9.84×10^{-3}	

4.4.5 การอภิปรายผลการประเมินความเสี่ยง

ผลการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติก (HI) ทั้งในตัวอย่างน้ำและตะกอนอยู่ในระดับความเสี่ยงสูงทุก ๆ ตัวอย่างซึ่งสอดคล้องกับผลการประเมินศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติก (PER) ในตัวอย่างน้ำและตะกอนซึ่งมีความเสี่ยงอยู่ในระดับอันตรายมากซึ่งผลการประเมินทั้งสองบ่งชี้ในทิศทางเดียวกันว่าไมโครพลาสติกในน้ำทั้งและตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียมีโอกาสสูงมากกว่าร้อยละ 50 ที่จะก่อให้เกิดความเปลี่ยนแปลงทางด้านกายวิภาคและสรีรวิทยาต่อสัตว์น้ำและสัตว์ในดินที่สัมผัสไมโครพลาสติกที่ปนเปื้อนในน้ำทั้งและตะกอน ซึ่งก่อให้เกิดการปนเปื้อนในแม่น้ำและดินบริเวณหลุมฝังกลบ เมื่อพิจารณาผลการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (HI) และค่าปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศของไมโครพลาสติก (E_r) จำแนกตามไมโครพลาสติกแต่ละชนิดพบว่า Polyacrylate (PAA) มีค่า HI และ E_r ค่อนข้างสูง ถึงแม้ว่าความเป็นพิษของไมโครพลาสติกชนิด PAA จะอยู่ในระดับปานกลาง แต่พบปริมาณไมโครพลาสติกชนิดดังกล่าวในสัดส่วนที่สูง รองลงมา คือ Polyamide (PA) เมื่อวิเคราะห์จึงทำให้ HI และ E_r สูงด้วยเช่นกัน นอกจากนี้ผลการประเมิน PU, PVC, TPU และ ABS ยังมีค่า HI และ E_r สูงมาก ถึงแม้ว่าสัดส่วนไมโครพลาสติกเหล่านี้ในตัวอย่างจะพบน้อยมาก แต่มีระดับความเป็นพิษที่สูงมาก ดังนั้นเมื่อวิเคราะห์ ค่า HI และ E_r จึงทำให้ผลการวิเคราะห์มีค่าสูง จึงทำให้ผลรวมของดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกและศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกอยู่ในระดับอันตรายมาก

ผลการประเมินภาระมลพิษของไมโครพลาสติก (PLI) ก่อให้เกิดความเสื่อมสภาพปานกลางต่อแหล่งน้ำและก่อให้เกิดความเสื่อมสภาพระดับต่ำต่อดินบริเวณหลุมฝังกลบ โดยเหตุผลที่ทำให้ภาระมลพิษของไมโครพลาสติกต่อแหล่งน้ำอยู่ในระดับปานกลางและสูงกว่าภาระมลพิษต่อดินบริเวณหลุมฝังกลบ เนื่องจากการประเมินภาระมลพิษของไมโครพลาสติกจะคำนวณจากสัดส่วนระหว่างปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำทั้งจากระบบบำบัดและปริมาณไมโครพลาสติกในแหล่งน้ำซึ่งไมโครพลาสติกในแม่น้ำบางส่วนจะโดนเจือจางด้วยปริมาณน้ำและบางส่วนจะตกตะกอนไปสะสมในตะกอนท้องน้ำส่งผลให้ไมโครพลาสติกในชั้นน้ำน้อยลงและเมื่อนำมาคำนวณภาระมลพิษของไมโครพลาสติกต่อแหล่งน้ำจึงอยู่ในระดับปานกลาง ในส่วนภาระมลพิษของไมโครพลาสติกต่อดินบริเวณหลุมฝังกลบอยู่ในระดับต่ำ เนื่องจากในดินบริเวณหลุมฝังกลบจะมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกสูงจากการสลายตัวของขยะพลาสติก เมื่อมาวิเคราะห์สัดส่วนระหว่างไมโครพลาสติกในตะกอนและดินบริเวณหลุมฝังกลบจึงทำให้ผลการศึกษาไม่แตกต่างกันมาก

โดยเหตุผลที่ทำให้ผลการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (HI) และ ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (PER) มีความเสี่ยงอยู่ในระดับสูงมากซึ่งแตกต่างจากผลการประเมินภาระมลพิษของไมโครพลาสติก (PLI) ที่อยู่ในระดับต่ำถึงปานกลาง เนื่องจาก HI และ PER คำนวณโดยใช้ผลคูณของสัดส่วนไมโครพลาสติกแต่ละชนิดและความเป็นพิษของไมโครพลาสติกแต่ละชนิดตามชนิดพอลิเมอร์ ส่วน PLI เกิดจากการเปรียบเทียบสัดส่วนปริมาณไมโครพลาสติกในตัวอย่างและปริมาณไมโครพลาสติกพื้นฐานในสิ่งแวดล้อม ผลการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (HI) และ ศักยภาพในการก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศ (PER) ซึ่งอยู่ในระดับเสี่ยงสูงถึงอันตรายมากสามารถบ่งชี้ได้ว่าไมโครพลาสติกมีโอกาสสูงหรือมากกว่าร้อยละ 50 ที่จะก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ ในขณะที่ผลการประเมินภาระมลพิษของไมโครพลาสติก (PLI) ซึ่งอยู่ในระดับที่ก่อให้เกิดความเสื่อมสภาพต่อระบบนิเวศในระดับต่ำถึงปานกลาง โดยสามารถบ่งชี้ได้ว่าปริมาณไมโครพลาสติกในน้ำทิ้งและตะกอนที่เกิดจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลมีโอกาสที่จะสร้างความเสื่อมโทรมต่อระบบนิเวศทางน้ำและดินในระดับต่ำถึงปานกลางหรือมีโอกาสต่ำกว่าร้อยละ 50

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

ความเข้มข้นและลักษณะของไมโครพลาสติกในน้ำเสียและตะกอนในระบบบำบัดย่อยของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีแนวโน้มไม่แตกต่างกัน ความเข้มข้นของไมโครพลาสติกในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด และตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียในช่วงวันธรรมดามีค่าอยู่ที่ 133.25 ± 8.54 ชิ้น/ลิตร, 34.50 ± 3.11 ชิ้น/ลิตร และ 4007.25 ± 244.63 ชิ้น/กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง ตามลำดับ ในส่วนวันหยุดสุดสัปดาห์มีค่าอยู่ที่ 125.25 ± 1.89 ชิ้น/ลิตร, 32.75 ± 3 ชิ้น/ลิตร และ 4371.91 ± 246.70 ชิ้น/กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นก่อนเข้าระบบบำบัดและหลังออกจากระบบบำบัด ประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์อยู่ที่ร้อยละ 74.11 และ 73.85 ตามลำดับ ส่งผลให้ความเข้มข้นของไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลทั้งสองช่วงมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นในถึงเต็มอากาศและลดลงอย่างต่อเนื่องในถึงตกตะกอน ถึงเต็มคลอรีน และน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีความเข้มข้นต่ำที่สุด ในส่วนลักษณะของไมโครพลาสติกประกอบด้วย ขนาด ชนิดพอลิเมอร์ รูปร่าง และสีของไมโครพลาสติก โดยลักษณะการกระจายขนาดของไมโครพลาสติกส่วนใหญ่ในน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดทั้งสองช่วงเป็นไมโครพลาสติกขนาด $20-100 \mu\text{m}$ อย่างไรก็ตามลักษณะการกระจายของไมโครพลาสติกขนาด $20-100 \mu\text{m}$ มีสัดส่วนน้อยกว่าในน้ำเสียและมีไมโครพลาสติกขนาด $101-200 \mu\text{m}$ และ $601-700 \mu\text{m}$ มีสัดส่วนเพิ่มขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับน้ำเสีย นอกจากนี้ผลการวิเคราะห์ $\mu\text{-FTIR}$ ยังแสดงให้เห็นว่าชนิดพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกในน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดทั้งสองช่วงมีลักษณะคล้ายคลึงกัน โดยมากกว่าร้อยละ 50 ของชนิดพอลิเมอร์เป็น PA, PAA และ PES อย่างไรก็ตามยังคงมีชนิดพอลิเมอร์ส่วนน้อยในน้ำเสียและตะกอนแตกต่างกันอยู่ ผลการศึกษาลักษณะของไมโครพลาสติกภายใต้กล้องจุลทรรศน์แบบใช้แสงในน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดจำแนกออกเป็นสองส่วน ส่วนแรกเป็นผลการศึกษา รูปร่างของไมโครพลาสติกส่วนใหญ่เกินกว่าร้อยละ 50 เป็นไมโครพลาสติกชนิดเส้นใยและชิ้นส่วน ส่วนที่สองเป็นผลการศึกษาสีของไมโครพลาสติกส่วนใหญ่เป็นไมโครพลาสติกสีดำและสีใส โดยพบทั้งในน้ำเสียและตะกอน

ผลการศึกษาความเข้มข้นของยาตค่างชนิดไม่ใช้สเตียรอยด์ (NSAIDs) โดยวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC-DAD พบยากลุ่ม NSAIDs ทั้งสามชนิด ได้แก่ Ibuprofen, Naproxen และ Diclofenac ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด และน้ำเสียในระบบบำบัดย่อยอื่น ๆ ทั้งในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์ ซึ่งยากลุ่ม NSAIDs แต่ละชนิดมีความเข้มข้นและแนวโน้มใกล้เคียงกันในทั้งสองช่วง และเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของยากลุ่ม NSAIDs แต่ละชนิดในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดพบว่า Ibuprofen มีความเข้มข้นสูงสุด รองลงมาคือ Diclofenac และ Naproxen นอกจากนี้ยังพบว่ายากลุ่ม NSAIDs ทั้งสามชนิดสามารถดูดซับกับพื้นผิวไมโครพลาสติกได้และมีความเข้มข้นคงที่ในระบบบำบัดย่อยแต่ละส่วน ซึ่งสามารถอนุมานได้ว่าเมื่อยากลุ่ม NSAIDs ดูดซับบนพื้นผิวไมโครพลาสติกแล้วจะสามารถหลุดออกจากพื้นผิวได้ยาก เนื่องจากพันธะและแรงดึงดูดของไมโครพลาสติกกับยากลุ่ม NSAIDs

การประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศของไมโครพลาสติกและยาตค่างกลุ่ม NSAIDs โดยใช้ดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ (H), ดัชนีการระดมพิษ (PLI), ความเสี่ยงต่อระบบนิเวศแฝงเร้น (PER) และสัดส่วนความเสี่ยงอันตราย (HQ) ผลการประเมินดัชนีความเสี่ยงพอลิเมอร์ในน้ำเสียและตะกอนในช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์อยู่ในระดับมีความเสี่ยงสูง ($H > 1200$) ซึ่งสอดคล้องกับผลการประเมินความเสี่ยงต่อระบบนิเวศแฝงเร้น (PER) ที่พบว่าความเสี่ยงของไมโครพลาสติกในน้ำเสียและตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลทั้งสองช่วงมีความเสี่ยงในระดับความเสี่ยงสูงถึงระดับอันตรายมาก ($PER > 1200$) เนื่องจากในตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนมีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกชนิด PAA, PU, PVC และ ABS ซึ่งมีความเป็นพิษสูง ส่งผลให้คะแนนการประเมินความเสี่ยงพอลิเมอร์ ความเสี่ยงต่อระบบนิเวศแฝงเร้นมีค่าสูงมากขึ้น ในส่วนผลการประเมินดัชนีการระดมพิษ (PLI) ของไมโครพลาสติกในน้ำเสียและตะกอนอยู่ในระดับที่ก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อระบบนิเวศทางน้ำ เนื่องจากการประเมินดัชนีนี้อาศัยข้อมูลความเข้มข้นเปรียบเทียบกับความเข้มข้นต่ำสุดของไมโครพลาสติกในระบบนิเวศซึ่งไม่แตกต่างกันมาก ผลการประเมินสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายของยาตค่างชนิด Ibuprofen ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดก่อให้เกิดความเสี่ยงปานกลางต่อสัตว์น้ำสายพันธุ์ *Hydra attenuata* ในระดับปานกลาง และ Naproxen ในน้ำเสียก่อให้เกิดความเสี่ยงสูงต่อสัตว์น้ำสายพันธุ์ *Ceriodaphnia dubia*, *Pseudokirchneriella subcapitata* และ *Cyclotella meneghiniana* ในทางกลับกัน Ibuprofen, Naproxen และ Diclofenac ที่ดูดซับบนพื้นผิวไมโครพลาสติกก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อสัตว์น้ำทุกชนิดในระดับต่ำ เนื่องจากความเข้มข้นที่ดูดซับกับไมโครพลาสติกมีปริมาณน้อยเมื่อนำมาวิเคราะห์ค่าสัดส่วนความเสี่ยงอันตรายจึงมีค่าน้อยลงไปในเช่นกัน ดังนั้นจากการศึกษาครั้งนี้แสดงให้เห็นว่าน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในช่วงวัน

ธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์มีการปนเปื้อนไมโครพลาสติกและยาตกค้างชนิดยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์ (NSAIDs)

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ศึกษาการกระจายขนาดของไมโครพลาสติกที่สัมพันธ์กับความเข้มข้นของยาตกค้างชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์ที่ดูดซับบนพื้นผิวไมโครพลาสติก เนื่องจากไมโครพลาสติกที่มีขนาดเล็กจะมีแนวโน้มมีพื้นที่ผิวในการดูดซับสูง ส่งผลให้ยากลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์มีแนวโน้มดูดซับได้มากขึ้น

2. ศึกษาปริมาณยากลุ่มยาต้านการอักเสบชนิดไม่ใช่สเตียรอยด์บนพื้นผิวไมโครพลาสติกในน้ำ จำแนกตามพอลิเมอร์ของไมโครพลาสติกแต่ละชนิด

3. ศึกษาการดูดซับของไมโครพลาสติกและสารตกค้างทางเภสัชกรรมในตะกอนเนื่องจากตะกอนเป็นแหล่งสะสมไมโครพลาสติกหลายชนิดและมีจำนวน รวมถึงมีการสะสมสารตกค้างทางเภสัชกรรมในปริมาณสูง

4. การเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดไมโครพลาสติกในระบบบำบัดน้ำเสียชนิดตะกอนเร่งต้องเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์โดยการควบคุมอัตราส่วนของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบบำบัดให้พอเหมาะต่อจุลินทรีย์ รวมทั้งควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดให้มีความต่อเนื่อง ควบคุมการเติมอากาศให้มีออกซิเจนละลายในน้ำอยู่ในช่วง 1-2 มิลลิกรัม/ลิตร เพิ่มระยะเวลาการกักน้ำในถังเติมอากาศและตกตะกอนเพื่อเพิ่มการตกตะกอน ควบคุมให้มีการกวนผสมอย่างทั่วถึงภายในถังเติมอากาศเพื่อให้จุลินทรีย์สัมผัสกับออกซิเจนได้อย่างเพียงพอ ควบคุมอุณหภูมิของน้ำให้ไม่เกิน 37 องศาเซลเซียส และรักษาค่าความเป็นกรด-ด่างให้อยู่ในช่วง 6.5-8.5 ซึ่งเป็นสภาวะที่แบคทีเรียจะทำงานได้ดีที่สุด

5. เพิ่มประสิทธิภาพการตกตะกอนในถังตกตะกอนโดยการเพิ่มกระบวนการรวมตะกอนและตกตะกอน (coagulation flocculation) โดยสารเคมี เช่น Aluminium Sulphate หรือ Polyaluminium chloride นอกจากนี้ยังสามารถประยุกต์ใช้ปฏิกิริยาทางเคมีไฟฟ้าเพื่อเร่งการตกตะกอนเรียกว่าการตกตะกอนด้วยไฟฟ้า (electrocoagulation)

6. ควรปรับปรุงระบบการซักล้างเครื่องนุ่งห่ม ผ้าปูเตียง และปลอกหมอน ที่ใช้ในการรักษาให้เป็นระบบที่มีการถนอมผ้ามากขึ้นเพื่อป้องกันการแตกหักของเส้นใย รวมถึงเพิ่มการใช้น้ำยาปรับผ้านุ่ม เพื่อลดการเสียดทานของเส้นใยในระหว่างการซักซึ่งช่วยลดโอกาสการแตกหักของเส้นใย

บรรณานุกรม

- Abidli, S., Pinheiro, M., Lahbib, Y., Neuparth, T., Santos, M. M., & Trigui El Menif, N. (2021). Effects of environmentally relevant levels of polyethylene microplastic on *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca: Bivalvia): filtration rate and oxidative stress. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(21), 26643-26652.
- Akdogan, Z., & Guven, B. (2019). Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental pollution*, 254, 113011.
- Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2019). Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health? *Food Additives & Contaminants: Part A*, 36(11), 1696-1708.
- Al Qarni, H., Collier, P., O'Keeffe, J., & Akunna, J. (2016). Investigating the removal of some pharmaceutical compounds in hospital wastewater treatment plants operating in Saudi Arabia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13), 13003-13014.
- Albright III, V. C., & Chai, Y. (2021). Knowledge gaps in polymer biodegradation research. *Environmental Science & Technology*, 55(17), 11476-11488.
- Alomar, C., & Deudero, S. (2017). Evidence of microplastic ingestion in the shark *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 in the continental shelf off the western Mediterranean Sea. *Environmental pollution*, 223, 223-229.
- Amouei, A., Asgharnia, H., Fallah, H., Faraji, H., Barari, R., & Naghipour, D. (2015). Characteristics of effluent wastewater in hospitals of Babol University of Medical Sciences, Babol, Iran. *Health Scope*, 4(2).
- Atugoda, T., Vithanage, M., Wijesekara, H., Bolan, N., Sarmah, A. K., Bank, M. S., You, S., & Ok, Y. S. (2021). Interactions between microplastics, pharmaceuticals and personal care products: implications for vector transport. *Environment International*, 149, 106367.
- Auta, H. S., Emenike, C., & Fauziah, S. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects,

- and potential solutions. *Environment International*, 102, 165-176.
- Baeurle, S. A., Hotta, A., & Gusev, A. A. (2006). On the glassy state of multiphase and pure polymer materials. *Polymer*, 47(17), 6243-6253.
- Bao, R., Wang, Z., Qi, H., Mehmood, T., Cai, M., Zhang, Y., Yang, R., Peng, L., & Liu, F. (2022). Occurrence and distribution of microplastics in wastewater treatment plant in a tropical region of China. *Journal of Cleaner Production*, 349, 131454.
- Bayo, J., Olmos, S., & López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, 238, 124593.
- Becucci, M., Mancini, M., Campo, R., & Paris, E. (2022). Microplastics in the Florence wastewater treatment plant studied by a continuous sampling method and Raman spectroscopy: A preliminary investigation. *Science of The Total Environment*, 808, 152025.
- Ben-David, E. A., Habibi, M., Haddad, E., Hasanin, M., Angel, D. L., Booth, A. M., & Sabbah, I. (2021). Microplastic distributions in a domestic wastewater treatment plant: Removal efficiency, seasonal variation and influence of sampling technique. *Science of The Total Environment*, 752, 141880.
- Besseling, E., Foekema, E., Van Franeker, J., Leopold, M., Kühn, S., Rebolledo, E. B., Heße, E., Mielke, L., IJzer, J., & Kamminga, P. (2015). Microplastic in a macro filter feeder: humpback whale *Megaptera novaeangliae*. *Marine pollution bulletin*, 95(1), 248-252.
- Besseling, E., Quik, J. T., Sun, M., & Koelmans, A. A. (2017). Fate of nano-and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental pollution*, 220, 540-548.
- Boontanon, S., Oo, P. Z., Boontanon, N., Tanaka, S., & Shigeo, F. (2020). Abundance and distribution of suspended microplastics in the surface water of Chao Phraya River estuary. *Thai Environmental Engineering Journal*, 34(2), 57-66.
- Camacho-Muñoz, D., Martín, J., Santos, J. L., Aparicio, I., & Alonso, E. (2010). Occurrence, temporal evolution and risk assessment of pharmaceutically active compounds in Doñana Park (Spain). *Journal of hazardous materials*, 183(1-3), 602-608.
- Carraro, E., Bonetta, S., & Bonetta, S. (2017). Hospital wastewater: existing regulations

- and current trends in management. *Hospital Wastewaters*, 1-16.
- Cashman, J. N. (1996). The mechanisms of action of NSAIDs in analgesia. *Drugs*, 52(5), 13-23.
- Chiemchaisri, W., Chiemchaisri, C., Hamjinda, N. S., Jeensalute, C., Buranapakdee, P., & Thamlikitkul, V. (2022). Field investigation of antibiotic removal efficacies in different hospital wastewater treatment processes in Thailand. *Emerging Contaminants*, 8, 329-339.
- Cikcikoglu Yildirim, N., Serdar, O., & Basaran, S. (2022). The use of *Gammarus pulex* as a model organism for ecotoxicological assessment of ibuprofen and propranolol at environmental relevant concentrations. *International Journal of Environmental Health Research*, 32(11), 2385-2395.
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine pollution bulletin*, 70(1-2), 227-233.
- Cleuvers, M. (2004). Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen, and acetylsalicylic acid. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(3), 309-315.
- 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.
- Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., & Beckingham, B. (2019). Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water research X*, 3, 100030.
- Courtene-Jones, W., Quinn, B., Gary, S. F., Mogg, A. O., & Narayanaswamy, B. E. (2017). Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental pollution*, 231, 271-280.
- [Record #172 is using a reference type undefined in this output style.]
- De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., & Avella, M. (2019). The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific reports*, 9(1), 1-11.

- Deng, H., Wei, R., Luo, W., Hu, L., Li, B., & Shi, H. (2020). Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. *Environmental pollution*, 258, 113658.
- Desforges, J.-P. W., Galbraith, M., & Ross, P. S. (2015). Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69(3), 320-330.
- Ding, J., Huang, Y., Liu, S., Zhang, S., Zou, H., Wang, Z., Zhu, W., & Geng, J. (2020). Toxicological effects of nano-and micro-polystyrene plastics on red tilapia: are larger plastic particles more harmless? *Journal of hazardous materials*, 396, 122693.
- Dris, R., Agarwal, S., & Laforsch, C. (2020). Plastics: from a success story to an environmental problem and a global challenge. *Global Challenges*, 4(6).
- Ebbing, D. G., Steven D. (2016). *General Chemistry*. Cengage Learning.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water research*, 75, 63-82.
- El Hayany, B., El Fels, L., Quénéa, K., Dignac, M.-F., Rumpel, C., Gupta, V. K., & Hafidi, M. (2020). Microplastics from lagooning sludge to composts as revealed by fluorescent staining-image analysis, Raman spectroscopy and pyrolysis-GC/MS. *Journal of Environmental Management*, 275, 111249.
- Elizalde-Velazquez, A., Subbiah, S., Anderson, T. A., Green, M. J., Zhao, X., & Cañas-Carrell, J. E. (2020). Sorption of three common nonsteroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) to microplastics. *Science of The Total Environment*, 715, 136974.
- Eo, S., Hong, S. H., Song, Y. K., Han, G. M., & Shim, W. J. (2019). Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. *Water research*, 160, 228-237.
- Escher, B. I., Baumgartner, R., Koller, M., Treyer, K., Lienert, J., & McArdell, C. S. (2011). Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater. *Water research*, 45(1), 75-92.
- Eslami, A., Amini, M. M., Yazdanbakhsh, A. R., Rastkari, N., Mohseni-Bandpei, A., Nasser, S., Piroti, E., & Asadi, A. (2015). Occurrence of non-steroidal anti-inflammatory drugs in Tehran source water, municipal and hospital wastewaters, and their

- ecotoxicological risk assessment. *Environmental monitoring and assessment*, 187(12), 1-15.
- Fok, L., & Cheung, P. K. (2015). Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution. *Marine pollution bulletin*, 99(1-2), 112-118.
- Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine pollution bulletin*, 85(1), 156-163.
- Fu, L., Li, J., Wang, G., Luan, Y., & Dai, W. (2021). Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 217, 112207.
- Gies, E. A., LeNoble, J. L., Noël, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E. R., & Ross, P. S. (2018). Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Marine pollution bulletin*, 133, 553-561.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.006>
- Gill, Y. Q., Khurshid, M., Abid, U., & Ijaz, M. W. (2021). Review of hospital plastic waste management strategies for Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-14.
- Gómez, M. J., Petrović, M., Fernández-Alba, A. R., & Barceló, D. (2006). Determination of pharmaceuticals of various therapeutic classes by solid-phase extraction and liquid chromatography–tandem mass spectrometry analysis in hospital effluent wastewaters. *Journal of Chromatography A*, 1114(2), 224-233.
- Gracia-Lor, E., Sancho, J. V., Serrano, R., & Hernández, F. (2012). Occurrence and removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants at the Spanish Mediterranean area of Valencia. *Chemosphere*, 87(5), 453-462.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.025>
- Gündoğdu, S., Çevik, C., Güzel, E., & Kilercioğlu, S. (2018). Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations. *Environmental monitoring and assessment*, 190(11), 1-10.
- Guo, X., Cai, Y., Ma, C., Han, L., & Yang, Z. (2021). Combined toxicity of micro/nano scale polystyrene plastics and ciprofloxacin to *Corbicula fluminea* in freshwater

- sediments. *Science of The Total Environment*, 789, 147887.
- Hamzah, S. R., Altrawneh, R. a. S., Anuar, S. T., Khalik, W. M. A. W. M., Kolandhasamy, P., & Ibrahim, Y. S. (2021). Ingestion of microplastics by the estuarine polychaete, *Namalycastis* sp. in the Setiu Wetlands, Malaysia. *Marine pollution bulletin*, 170, 112617. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112617>
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039-1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., & Lei, L. (2018). Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109, 163-172. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>
- Hidayaturrahman, H., & Lee, T.-G. (2019). A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. *Marine pollution bulletin*, 146, 696-702. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071>
- Hocaoglu, S. M., Celebi, M. D., Basturk, I., & Partal, R. (2021). Treatment-based hospital wastewater characterization and fractionation of pollutants. *Journal of Water Process Engineering*, 43, 102205. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102205>
- Hongprasith, N., Kittimethawong, C., Lertluksanaporn, R., Eamchotchawalit, T., Kittipongvises, S., & Lohwacharin, J. (2020). IR microspectroscopic identification of microplastics in municipal wastewater treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(15), 18557-18564. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08265-7>
- Ivleva, N. P., Wiesheu, A. C., & Niessner, R. (2017). Microplastic in Aquatic Ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition*, 56(7), 1720-1739. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/anie.201606957>

- Jeyasanta, K. I., Sathish, N., Patterson, J., & Edward, J. K. P. (2020). Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Marine pollution bulletin*, 154, 111055.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111055>
- Jiang, J., Wang, X., Ren, H., Cao, G., Xie, G., Xing, D., & Liu, B. (2020). Investigation and fate of microplastics in wastewater and sludge filter cake from a wastewater treatment plant in China. *Science of The Total Environment*, 746, 141378.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141378>
- Jinhui, S., Sudong, X., Yan, N., Xia, P., Jiahao, Q., & Yongjian, X. (2019). Effects of microplastics and attached heavy metals on growth, immunity, and heavy metal accumulation in the yellow seahorse, *Hippocampus kuda* Bleeker. *Marine pollution bulletin*, 149, 110510.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110510>
- Kanama, K. M., Daso, A. P., Mpenyana-Monyatsi, L., & Coetzee, M. A. A. (2018). Assessment of Pharmaceuticals, Personal Care Products, and Hormones in Wastewater Treatment Plants Receiving Inflows from Health Facilities in North West Province, South Africa. *Journal of Toxicology*, 2018, 3751930.
<https://doi.org/10.1155/2018/3751930>
- Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R. M., & Guwy, A. J. (2009). The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water research*, 43(2), 363-380.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.047>
- Kataoka, T., Nihei, Y., Kudou, K., & Hinata, H. (2019). Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environmental pollution*, 244, 958-965.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.111>
- Kenyon, K. W., & Kridler, E. (1969). Laysan albatrosses swallow indigestible matter. *The Auk*, 86(2), 339-343.
- Kermia, A. E. B., Fouial-Djebbar, D., & Trari, M. (2016). Occurrence, fate and removal efficiencies of pharmaceuticals in wastewater treatment plants (WWTPs)

- discharging in the coastal environment of Algiers. *Comptes Rendus Chimie*, 19(8), 963-970. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.crci.2016.05.005>
- Khajouei, G., Finklea, H. O., & Lin, L.-S. (2022). UV/chlorine advanced oxidation processes for degradation of contaminants in water and wastewater: A comprehensive review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107508. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107508>
- Kosma, C. I., Lambropoulou, D. A., & Albanis, T. A. (2010). Occurrence and removal of PPCPs in municipal and hospital wastewaters in Greece. *Journal of hazardous materials*, 179(1), 804-817. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.075>
- Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., & Sillanpää, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water research*, 133, 236-246. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
- Lee, H., & Kim, Y. (2018). Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea. *Marine pollution bulletin*, 137, 1-8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.050>
- Lee, J., Ji, K., Kho, Y. L., Kim, P., & Choi, K. (2011). Chronic exposure to diclofenac on two freshwater cladocerans and Japanese medaka. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(5), 1216-1225.
- Leungprasert, A. P. a. S. (2019). Determination of Microplastics in Soil and Leachate from the Landfills. *Thai Environmental Engineering Journal* 33, 39-46.
- Leverett, D., Merrington, G., Crane, M., Ryan, J., & Wilson, I. (2021). Environmental quality standards for diclofenac derived under the European Water Framework Directive: 1. Aquatic organisms. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 133. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00574-z>
- Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of The Total Environment*, 707, 135578. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>
- Liebezeit, G., Liebezeit, E. (2015). Origin of synthetic particles in honeys Polish J. *Food Nutrue Science*, 65 (2), 143-147.

- Lin, A. Y.-C., & Tsai, Y.-T. (2009). Occurrence of pharmaceuticals in Taiwan's surface waters: Impact of waste streams from hospitals and pharmaceutical production facilities. *Science of The Total Environment*, 407(12), 3793-3802.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.03.009>
- Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of The Total Environment*, 409(18), 3309-3324.
- Liu, X., Lei, T., Boré, A., Lou, Z., Abdouraman, B., & Ma, W. (2022). Evolution of global plastic waste trade flows from 2000 to 2020 and its predicted trade sinks in 2030. *Journal of Cleaner Production*, 376, 134373.
- Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z., & Wang, J. (2019). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China. *Chemical Engineering Journal*, 362, 176-182.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01.033>
- Liu, X., Zhang, L., & Zhang, L. (2017). Concentration, risk assessment, and source identification of heavy metals in surface sediments in Yinghai: A shellfish cultivation zone in Jiaozhou Bay, China. *Marine pollution bulletin*, 121(1), 216-221. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.063>
- Luanghirun, P., Tanaboriboon, P., Mahissarakul, P., Tongruang, C., Chaichirawiwat, C., Piyaraj, P., Narindrarangkura, P., Lertvivatpong, N. (2017). Prevalence and Associated Factors of Regular Nonsteroidal Anti-inflammatory Drugs used in a Rural Community, Thailand. *Global Journal of Health Science*, 9, 58-67.
- Lucero, G.-M. A., Marcela, G.-M., Sandra, G.-M., Manuel, G.-O. L., & Celene, R.-E. (2015). Naproxen-enriched artificial sediment induces oxidative stress and genotoxicity in *Hyaella azteca*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(6), 1-10.
- Lv, X., Dong, Q., Zuo, Z., Liu, Y., Huang, X., & Wu, W.-M. (2019). Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: Fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies. *Journal of Cleaner Production*, 225, 579-586.
- Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S., & Regoli, F. (2019). The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. *Science of The Total Environment*, 652, 602-610.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.269>

Mao, Y., Ai, H., Chen, Y., Zhang, Z., Zeng, P., Kang, L., Li, W., Gu, W., He, Q., & Li, H. (2018). Phytoplankton response to polystyrene microplastics: Perspective from an entire growth period. *Chemosphere*, *208*, 59-68.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.170>

Mao, Y., Li, H., Gu, W., Yang, G., Liu, Y., & He, Q. (2020). Distribution and characteristics of microplastics in the Yulin River, China: Role of environmental and spatial factors. *Environmental pollution*, *265*, 115033.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115033>

Marian, S., Marco, V., Thomas, B., Teresa, B., Raquel D, D., Peter, H., Rodica M, I., Pim de V. (2022). Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" Ibuprofen. Scientific Committee on Health. *Environmental and Emerging Risks*

Martín, J., Camacho-Muñoz, D., Santos, J. L., Aparicio, I., & Alonso, E. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: Removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. *Journal of hazardous materials*, *239-240*, 40-47.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.068>

Martínez-Alcalá, I., Guillén-Navarro, J. M., & Fernández-López, C. (2017). Pharmaceutical biological degradation, sorption and mass balance determination in a conventional activated-sludge wastewater treatment plant from Murcia, Spain. *Chemical Engineering Journal*, *316*, 332-340.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.01.048>

Mason, S. A., Gameau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., & Rogers, D. L. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental pollution*, *218*, 1045-1054. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056>

Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C. (2015). Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.

McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schlupe, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic

- is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863-11871.
- Mendoza, L. M. R., & Balcer, M. (2019). Microplastics in freshwater environments: a review of quantification assessment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 113, 402-408.
- Mohsen, M., Wang, Q., Zhang, L., Sun, L., Lin, C., & Yang, H. (2019). Heavy metals in sediment, microplastic and sea cucumber *Apostichopus japonicus* from farms in China. *Marine pollution bulletin*, 143, 42-49.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800-5808.
- Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine pollution bulletin*, 112(1-2), 39-45.
- Ngo, P. L., Pramanik, B. K., Shah, K., & Roychand, R. (2019). Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. *Environmental pollution*, 255, 113326.
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J. H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental pollution*, 184, 161-169.
- Paiga, P., Santos, L. H., Ramos, S., Jorge, S., Silva, J. G., & Delerue-Matos, C. (2016). Presence of pharmaceuticals in the Lis river (Portugal): Sources, fate and seasonal variation. *Science of The Total Environment*, 573, 164-177.
- Parolini, M. (2020). Toxicity of the Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs (NSAIDs) acetylsalicylic acid, paracetamol, diclofenac, ibuprofen and naproxen towards freshwater invertebrates: A review. *Science of The Total Environment*, 740, 140043.
- Pauwels, B., & Verstraete, W. (2006). The treatment of hospital wastewater: an appraisal. *Journal of Water and Health*, 4(4), 405-416.
<https://doi.org/10.2166/wh.2006.0024>
- Pérez-Alvarez, I., Islas-Flores, H., Gómez-Oliván, L. M., Barceló, D., De Alda, M. L.,

- Solsona, S. P., Sánchez-Aceves, L., SanJuan-Reyes, N., & Galar-Martínez, M. (2018). Determination of metals and pharmaceutical compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of their toxic impact. *Environmental pollution*, *240*, 330-341.
- Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., & Kržan, A. (2016). Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(21), 22206-22211.
- Plastic, E. (2019). *Plastics - the Facts 2019. An analysis of European plastics production, demand and waste data*
- Prata, J. C., Lavorante, B. R., Maria da Conceição, B., & Guilhermino, L. (2018). Influence of microplastics on the toxicity of the pharmaceuticals procainamide and doxycycline on the marine microalgae *Tetraselmis chuii*. *Aquatic toxicology*, *197*, 143-152.
- Praveena, S. M., Syahira Asmawi, M., & Chyi, J. L. Y. (2021). Microplastic emissions from household washing machines: preliminary findings from Greater Kuala Lumpur (Malaysia). *Environmental Science and Pollution Research*, *28*(15), 18518-18522.
- Praveenkumarreddy, Y., Vimalkumar, K., Ramaswamy, B. R., Kumar, V., Singhal, R. K., Basu, H., Gopal, C. M., Vandana, K. E., Bhat, K., Udayashankar, H. N., & Balakrishna, K. (2021). Assessment of non-steroidal anti-inflammatory drugs from selected wastewater treatment plants of Southwestern India. *Emerging Contaminants*, *7*, 43-51.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.emcon.2021.01.001>
- Ragugnetti, M., Adams, M. L., Guimarães, A. T., Sponchiado, G., de Vasconcelos, E. C., & de Oliveira, C. M. R. (2011). Ibuprofen genotoxicity in aquatic environment: an experimental model using *Oreochromis niloticus*. *Water, Air, & Soil Pollution*, *218*(1), 361-364.
- Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senthirajah, K., Lundmark, A., Rogers, Z., Suresh, S., Evans, G., & Palanisami, T. (2020). Improved methodology to determine the fate and transport of microplastics in a secondary wastewater treatment plant. *Water research*, *173*, 115549.
- Ranjani, M., Veerasingam, S., Venkatachalapathy, R., Mugilarasan, M., Bagaev, A.,

- Mukhanov, V., & Vethamony, P. (2021). Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: A meta-analysis. *Marine pollution bulletin*, 163, 111969.
- Rastogi, A., Tiwari, M. K., & Ghangrekar, M. M. (2021). A review on environmental occurrence, toxicity and microbial degradation of Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs (NSAIDs). *Journal of Environmental Management*, 300, 113694.
- Reddy, A. S., & Nair, A. T. (2022). The fate of microplastics in wastewater treatment plants: An overview of source and remediation technologies. *Environmental Technology & Innovation*, 102815.
- Ren, X., Sun, Y., Wang, Z., Barceló, D., Wang, Q., Zhang, Z., & Zhang, Y. (2020). Abundance and characteristics of microplastic in sewage sludge: A case study of Yangling, Shaanxi province, China. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2, 100050.
- Rivera-Jaimes, J. A., Postigo, C., Melgoza-Alemán, R. M., Aceña, J., Barceló, D., & de Alda, M. L. (2018). Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. *Science of The Total Environment*, 613, 1263-1274.
- Rossi, S. (2006). *Australian medicines handbook*. Sydney, Australia: Australian Medicines Handbook.
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., & Schmitt-Jansen, M. (2017). Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environmental science & technology letters*, 4(7), 258-267.
- Selvam, S., Manisha, A., Venkatramanan, S., Chung, S., & Paramasivam, C. (2020). Microplastic presence in commercial marine sea salts: A baseline study along Tuticorin Coastal salt pan stations, Gulf of Mannar, South India. *Marine pollution bulletin*, 150, 110675.
- Shim, W. J., Hong, S. H., & Eo, S. (2018). Marine microplastics: abundance, distribution, and composition. In *Microplastic contamination in aquatic environments* (pp. 1-

26). Elsevier.

Shrivastava, A. (2018). *Introduction to plastics engineering*. William Andrew.

Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H., & Vethaak, A. D.

(2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic toxicology*, 170, 259-261.

Sørensen, L., Groven, A. S., Hovsbakken, I. A., Del Puerto, O., Krause, D. F., Sarno, A., &

Booth, A. M. (2021). UV degradation of natural and synthetic microfibers causes fragmentation and release of polymer degradation products and chemical additives. *Science of The Total Environment*, 755, 143170.

Stock, F., Kochleus, C., Bänsch-Baltruschat, B., Brennholt, N., & Reifferscheid, G. (2019).

Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment—A review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 113, 84-92.

Sun, P., Liu, X., Zhang, M., Li, Z., Cao, C., Shi, H., Yang, Y., & Zhao, Y. (2021). Sorption and

leaching behaviors between aged MPs and BPA in water: the role of BPA binding modes within plastic matrix. *Water research*, 195, 116956.

Ta, A. T., & Babel, S. (2020). Microplastic contamination on the lower Chao Phraya:

Abundance, characteristic and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, 257, 127234.

Ta, A. T., Babel, S., & Haarstrick, A. (2020). Microplastics Contamination in a High

Population Density Area of the Chao Phraya River, Bangkok. *Journal of Engineering & Technological Sciences*, 52(4).

Tadsuwan, K., & Babel, S. (2021). Microplastic contamination in a conventional

wastewater treatment plant in Thailand. *Waste Management & Research*, 39(5), 754-761.

Talbot, R., & Chang, H. (2022). Microplastics in freshwater: a global review of factors

affecting spatial and temporal variations. *Environmental pollution*, 292, 118393.

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*, 123, 401-407.

Tanaka, K., & Takada, H. (2016). Microplastic fragments and microbeads in digestive

tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific reports*, 6(1), 1-

8.

- Tang, N., Liu, X., & Xing, W. (2020). Microplastics in wastewater treatment plants of Wuhan, Central China: Abundance, removal, and potential source in household wastewater. *Science of The Total Environment*, 745, 141026.
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., & Perez, E. (2016). Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5668-5675.
- Thomas, K. V., Dye, C., Schlabach, M., & Langford, K. H. (2007). Source to sink tracking of selected human pharmaceuticals from two Oslo city hospitals and a wastewater treatment works. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(12), 1410-1418.
- Tomlinson, D., Wilson, J., Harris, C., & Jeffrey, D. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeresuntersuchungen*, 33(1), 566-575.
- Tran, N. H., Uruse, T., & Ta, T. T. (2014). A preliminary study on the occurrence of pharmaceutically active compounds in hospital wastewater and surface water in Hanoi, Vietnam. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 42(3), 267-275.
- [Record #130 is using a reference type undefined in this output style.]
- U.S., E. (1998). Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental pollution*, 199, 10-17.
- Van Cauwenberghe, L., & Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental pollution*, 193, 65-70.
- Van Do, M., Le, T. X. T., Vu, N. D., & Dang, T. T. (2022). Distribution and occurrence of microplastics in wastewater treatment plants. *Environmental Technology & Innovation*, 26, 102286. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102286>
- van Wijnen, J., Ragas, A. M., & Kroeze, C. (2019). Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends. *Science of The Total Environment*, 673, 392-401.

- Wagner, M., & Lambert, S. (2018). *Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?* Springer Nature.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., & Marti, T. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 1-9.
- Welden, N. A., & Cowie, P. R. (2016). Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental pollution*, 218, 895-900.
- Wu, X., Liu, P., Gong, Z., Wang, H., Huang, H., Shi, Y., Zhao, X., & Gao, S. (2021). Humic acid and fulvic acid hinder long-term weathering of microplastics in lake water. *Environmental Science & Technology*, 55(23), 15810-15820.
- Wu, X., Zhao, X., Chen, R., Liu, P., Liang, W., Wang, J., Teng, M., Wang, X., & Ga, S. (2022). Wastewater treatment plants act as essential sources of microplastic formation in aquatic environments: A critical review. *Water research*, 118825.
- Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q., & Wang, L. (2019). Microplastics in the wastewater treatment plants (WWTPs): occurrence and removal. *Chemosphere*, 235, 1089-1096.
- Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., & Lei, K. (2019). Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. *Water research*, 155, 175-181.
- Zhang, L., Liu, J., Xie, Y., Zhong, S., & Gao, P. (2021). Occurrence and removal of microplastics from wastewater treatment plants in a typical tourist city in China. *Journal of Cleaner Production*, 291, 125968.
- Zhang, S., Ding, J., Razanajatovo, R. M., Jiang, H., Zou, H., & Zhu, W. (2019). Interactive effects of polystyrene microplastics and roxithromycin on bioaccumulation and biochemical status in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Science of The Total Environment*, 648, 1431-1439.
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203, 103118.

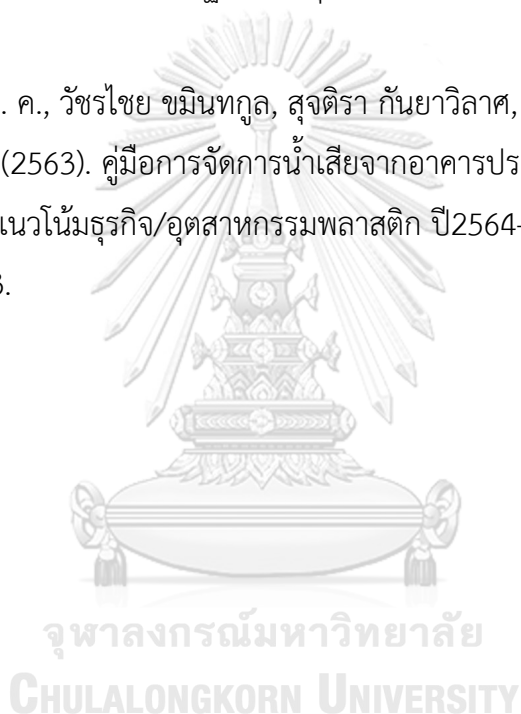
Zhou, Y., Wang, J., Zou, M., Jia, Z., Zhou, S., & Li, Y. (2020). Microplastics in soils: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks. *Science of The Total Environment*, 748, 141368.

กรมควบคุมมลพิษ. (2559). ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม นิคมอุตสาหกรรม และเขตประกอบการอุตสาหกรรม.

กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. (2548). ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมเรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้ง จากอาคารบางประเภทและบางขนาด.

ยุทธชัย สาระไทย, น. ค., วัชรไชย ขมินทกุล, สุจิตรา กันยาวิลาศ, สาธุคุณ พรหมหันทน์, ปาจรีย์, & วงษ์ประยูร. (2563). คู่มือการจัดการน้ำเสียจากอาคารประเภทโรงพยาบาล.

อภิัญญา. (2564). . แนวโน้มธุรกิจ/อุตสาหกรรมพลาสติก ปี2564-66. วิจัยกรุงศรี(มกราคม 2564). 1-13.





ภาคผนวก ก ข้อมูลไมโครพลาสติก

ตารางที่ ก.1 ปริมาณไมโครพลาสติกในระบบบำบัดย่อยแต่ละส่วนช่วงวันธรรมดาและวันหยุดสุดสัปดาห์

ตัวอย่าง	วันธรรมดา ครั้งที่ 1	วันธรรมดา ครั้งที่ 2	วันธรรมดา ครั้งที่ 3	วันธรรมดา ครั้งที่ 4	วันหยุดสุด สัปดาห์ ครั้งที่ 1	วันหยุดสุด สัปดาห์ ครั้งที่ 2	วันหยุดสุด สัปดาห์ ครั้งที่ 3	วันหยุดสุด สัปดาห์ ครั้งที่ 4
น้ำเสีย	130	129	128	146	125	124	124	128
ถังเติมอากาศ	172	162	171	167	160	165	161	157
ถังตกตะกอน	67	72	67	75	60	64	65	73
ถังเติมคลอรีน	42	48	39	49	36	38	37	56
น้ำทิ้ง	37	30	36	35	33	30	31	37
ตะกอน	3714.57	4306.22	3956.83	4051.38	4061.90	4664.72	4363.31	4397.71

หมายเหตุ : สำหรับไมโครพลาสติกในน้ำ หน่วยเป็น ชิ้น/ลิตร และสำหรับตะกอน หน่วยเป็น ชิ้น/ลิตร น้ำหนักแห้ง

ตารางที่ ก.2 ปริมาณพอลิเมอร์ไมโครพลาสติกในแต่ละตัวอย่าง

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	PE	PAA	PES	PS	TPU	PP	PA	PVC
น้ำเสีย	วันธรรมดา 1	5	16	22	21	1	2	62	1
	วันธรรมดา 2	8	12	19	20	1	1	67	1
	วันธรรมดา 3	6	16	18	20	2	1	65	0
	วันธรรมดา 4	5	21	25	18	0	2	75	0
ถังเดิมอากาศ	วันธรรมดา 1	25	27	18	30	7	7	58	0
	วันธรรมดา 2	19	29	17	27	8	7	54	1
	วันธรรมดา 3	28	25	17	23	7	7	59	1
	วันธรรมดา 4	24	28	27	14	14	7	53	1
ถังตกตะกอน	วันธรรมดา 1	3	15	10	8	0	2	29	0
	วันธรรมดา 2	5	13	16	1	1	2	33	1
	วันธรรมดา 3	2	12	15	7	1	1	28	1
	วันธรรมดา 4	3	20	18	4	0	2	28	0
ถังเดิมคลอรีน	วันธรรมดา 1	2	11	9	1	1	2	14	2
	วันธรรมดา 2	2	14	11	1	1	4	15	0
	วันธรรมดา 3	2	11	9	1	0	2	13	1
	วันธรรมดา 4	3	14	10	2	0	2	18	0

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	PE	PAA	PES	PS	TPU	PP	PA	PVC
น้ำทิ้ง	วันธรรมดา 1	2	10	5	0	0	1	18	1
	วันธรรมดา 2	1	8	6	1	1	0	13	0
	วันธรรมดา 3	3	8	8	1	1	3	12	0
	วันธรรมดา 4	3	8	8	2	0	3	11	0
น้ำเสีย	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	8	18	18	22	2	0	57	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	4	20	18	20	1	0	60	1
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	5	20	21	20	2	2	54	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	6	26	22	13	0	4	57	0
ถังเดิมอากาศ	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	21	25	20	18	6	6	64	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	22	27	21	20	6	7	61	1
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	25	28	20	19	7	2	60	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	17	25	17	19	9	2	67	1
ถังตกตะกอน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	3	15	11	1	1	1	27	1
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	2	18	12	3	0	2	27	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	1	23	15	1	1	0	23	1
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	4	22	18	1	0	3	25	0
ถังเดิมโคลน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	1	8	9	2	1	2	12	1

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	PE	PAA	PES	PS	TPU	PP	PA	PVC
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	2	10	10	1	1	1	12	1
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	2	11	10	1	0	0	13	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	3	13	14	3	0	2	21	0
น้ำทิ้ง	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	7	6	3	1	0	3	12	1
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	2	6	5	1	1	2	12	1
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	2	10	7	1	0	0	10	1
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	2	12	7	1	0	0	14	1

ตารางที่ ก. 3 การกระจายขนาดของไมโครพลาสติก

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	20-100 µm	100-200 µm	200-300 µm	300-400 µm	400-500 µm	500-600 µm	600-700 µm	700-800 µm	>800 µm
น้ำเสีย	วันธรรมดา 1	122	5	1	0	1	0	0	1	0
	วันธรรมดา 2	123	5	0	0	1	0	0	0	0
	วันธรรมดา 3	121	4	2	0	1	0	0	0	0
	วันธรรมดา 4	134	7	4	0	1	0	0	0	0
ถังเดิมอากาศ	วันธรรมดา 1	124	28	10	5	0	0	0	1	4
	วันธรรมดา 2	136	15	7	1	0	0	0	1	2
	วันธรรมดา 3	137	23	7	1	0	0	0	1	2
	วันธรรมดา 4	128	23	10	3	0	0	0	1	2
ถังตกตะกอน	วันธรรมดา 1	64	3	0	0	0	0	0	0	0
	วันธรรมดา 2	67	5	0	0	0	0	0	0	0
	วันธรรมดา 3	64	3	0	0	0	0	0	0	0
	วันธรรมดา 4	67	5	3	0	0	0	0	0	0
ถังเดิมคลอรีน	วันธรรมดา 1	39	3	0	0	0	0	0	0	0
	วันธรรมดา 2	41	6	0	0	1	0	0	0	0
	วันธรรมดา 3	32	6	0	0	1	0	0	0	0

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	20-100 µm	100-200 µm	200-300 µm	300-400 µm	400-500 µm	500-600 µm	600-700 µm	700-800 µm	>800 µm
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	68	4	1	0	0	0	0	0	0
ถังเดิมคลองรีน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	33	3	0	0	0	0	0	0	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	33	5	0	0	0	0	0	0	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	37	0	0	0	0	0	0	0	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	40	7	4	0	0	0	0	0	0
น้ำทิ้ง	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	24	5	3	0	1	0	0	0	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	23	5	1	0	1	0	0	0	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	24	4	2	0	0	1	0	0	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	31	4	2	0	0	0	0	0	0

ตารางที่ ก.4 ปริมาณรูปร่างไมโครพลาสติกแต่ละชนิด

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	เส้นใย	ชิ้นส่วน	แผ่นฟิล์ม	เม็ด
น้ำเสีย	วันธรรมดา 1	10.8108	14.7925	6.7944	0.6492
	วันธรรมดา 2	11.6116	14.3075	8.5824	1.2984
	วันธรรมดา 3	10.6106	12.61	8.5824	0.9738
	วันธรรมดา 4	11.8118	10.4275	6.7944	3.8952
ถังเติมอากาศ	วันธรรมดา 1	16.6166	17.46	8.2248	6.1674
	วันธรรมดา 2	14.6146	21.0975	15.3768	6.8166
	วันธรรมดา 3	13.013	16.7325	10.3704	6.8166
	วันธรรมดา 4	10.8108	13.3375	7.5096	6.1674
ถังตกตะกอน	วันธรรมดา 1	6.6066	9.4575	5.364	2.9214
	วันธรรมดา 2	8.6086	11.3975	3.576	0.3246
	วันธรรมดา 3	8.2082	10.4275	3.9336	2.9214
	วันธรรมดา 4	8.4084	10.4275	4.2912	0
ถังเติมคลอรีน	วันธรรมดา 1	5.005	7.5175	1.4304	0.6492
	วันธรรมดา 2	4.2042	6.305	0.7152	0.6492

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	เส้นใย	ชิ้นส่วน	แผ่นฟิล์ม	เม็ด
	วันธรรมดา 3	5.005	6.0625	1.4304	0.3246
	วันธรรมดา 4	6.4064	7.5175	4.6488	0.6492
น้ำทิ้ง	วันธรรมดา 1	3.8038	5.0925	1.4304	0
	วันธรรมดา 2	4.2042	5.335	1.788	0
	วันธรรมดา 3	2.6026	3.6375	1.0728	0.6492
	วันธรรมดา 4	4.2042	5.335	3.2184	0.3246
ตะกอน	วันธรรมดา 1	6.2062	7.76	4.2912	0.6492
	วันธรรมดา 2	8.008	9.4575	7.8672	0.6492
	วันธรรมดา 3	7.007	8.9725	7.5096	1.2984
	วันธรรมดา 4	5.8058	7.76	4.2912	0.6492
น้ำเสีย	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	14.4212	14.8392	4.0986	0.6282
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	14.1886	16.7628	11.5506	1.8846
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	12.5604	15.3888	7.8246	0.3141
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	14.4212	14.0148	10.8054	2.8269
ถังเติมอากาศ	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	19.5384	25.0068	10.8054	3.7692
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	17.6776	23.9076	7.8246	0.6282

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	เส้นใย	ชิ้นส่วน	แผ่นฟิล์ม	เม็ด
ถึงตกตะกอน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	17.2124	19.7856	8.9424	3.7692
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	13.7234	16.7628	11.5506	3.7692
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	9.5366	11.5416	6.3342	1.5705
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	9.7692	12.0912	3.726	0.9423
ถึงเต็มคอลกรีน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	9.7692	14.2896	4.0986	1.2564
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	7.9084	10.4424	4.4712	0.3141
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	7.2106	8.7936	4.4712	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	7.2106	8.7936	5.2164	0.3141
น้ำทิ้ง	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	5.3498	8.7936	0.7452	0.3141
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	6.7454	8.5188	4.4712	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	4.8846	6.0456	1.1178	0
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	5.815	7.9692	3.3534	0.6282
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	5.815	6.87	0.7452	0.6282
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	4.4194	7.6944	3.3534	0.9423

ตารางที่ ก.5 สีของไมโครพลาสติก

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	ดำ	แดง	เขียว	เหลือง	ฟ้า	ขาว	ใส	ม่วง
น้ำเสีย	วันธรรมดา 1	13.47	4.14	2.29	1.90	1.69	3.84	13.64	3.62
	วันธรรมดา 2	11.82	3.10	2.74	2.22	0.84	3.03	12.67	2.01
	วันธรรมดา 3	14.29	3.79	1.83	1.43	2.70	2.22	9.42	3.62
	วันธรรมดา 4	11.54	4.14	4.11	1.74	2.02	2.22	13.32	0.40
ถังเดิมอากาศ	วันธรรมดา 1	16.21	4.83	3.20	2.38	2.53	1.82	15.92	1.61
	วันธรรมดา 2	13.47	4.14	3.66	2.54	1.18	2.43	14.62	2.82
	วันธรรมดา 3	17.31	3.10	0.91	1.27	3.54	1.62	17.54	1.21
	วันธรรมดา 4	14.84	2.76	4.11	1.90	1.69	1.82	16.89	0.40
ถังตกตะกอน	วันธรรมดา 1	8.52	5.17	0.46	0.79	2.02	1.82	9.42	0.80
	วันธรรมดา 2	7.97	6.55	0.91	1.43	2.70	1.82	8.12	0.80
	วันธรรมดา 3	8.79	5.86	0.46	0.00	2.02	0.40	9.74	0.40
	วันธรรมดา 4	9.62	4.14	0.91	0.00	2.36	1.01	11.69	0.40
ถังเดิมคลอรีน	วันธรรมดา 1	7.69	3.79	0.91	0.16	1.52	0.40	8.77	0.40

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	ดำ	แดง	เขียว	เหลือง	ฟ้า	ขาว	ใส	ม่วง
	วันธรรมดา 2	6.32	3.10	0.46	0.48	1.52	0.61	9.09	0.00
	วันธรรมดา 3	8.79	2.41	1.37	0.32	1.52	0.20	9.42	0.00
	วันธรรมดา 4	8.24	2.76	0.46	0.16	1.35	2.02	8.12	0.40
	วันธรรมดา 1	5.77	2.41	0.91	0.16	1.01	0.81	6.17	0.40
น้ำทิ้ง	วันธรรมดา 2	6.32	3.10	0.46	0.32	2.02	1.01	7.15	0.00
	วันธรรมดา 3	5.22	3.45	1.37	0.16	2.53	1.01	5.20	0.00
	วันธรรมดา 4	6.05	1.72	0.46	0.16	1.52	0.61	6.17	0.40
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	14.84	3.10	0.91	1.43	2.53	1.01	16.56	0.40
น้ำเสีย	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	13.47	3.45	0.46	0.32	2.02	1.82	16.24	0.80
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	13.74	3.79	1.83	0.48	2.19	0.40	15.27	1.21
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	13.74	3.10	0.00	0.00	2.02	1.62	15.92	0.80
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	17.04	3.45	2.29	0.63	2.70	2.02	16.89	0.80
ถังเดิมอากาศ	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	14.29	3.10	2.74	0.32	2.19	1.82	17.54	0.40
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	16.21	3.79	3.20	0.48	2.53	1.62	19.49	0.40
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	16.21	4.14	0.91	0.79	2.70	1.62	17.54	0.00

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	ดำ	แดง	เขียว	เหลือง	ฟ้า	ขาว	ใส	ม่วง
ถังตกตะกอน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	7.97	6.55	0.00	0.32	1.86	1.82	9.42	0.00
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	5.77	5.17	0.00	0.16	2.02	1.62	7.15	0.80
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	8.79	5.17	0.46	0.16	1.69	1.42	9.42	0.40
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	7.97	5.86	0.91	0.00	2.53	1.01	9.74	0.40
ถังเดิมคลอรีน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	6.87	1.38	0.00	0.00	1.52	0.81	8.12	0.40
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	7.42	0.69	0.46	0.16	1.69	1.21	7.80	0.00
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	8.24	1.72	0.46	0.32	1.52	0.61	10.39	0.40
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	9.62	1.72	0.46	0.16	1.86	0.40	6.50	0.40
น้ำทิ้ง	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	5.77	2.41	0.46	0.16	2.02	0.61	6.17	0.40
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	6.05	2.76	0.00	0.32	1.52	0.40	6.50	0.40
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	6.87	3.10	0.91	0.16	1.35	0.20	6.50	0.00
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	8.52	2.41	0.46	0.16	1.69	0.61	9.42	0.00

ภาคผนวก ข ภาพตัวอย่างไมโครพลาสติก

ข.1 ภาพตัวอย่างไมโครพลาสติกแต่ละแบบ

1) ไมโครพลาสติกชนิดเส้นใย

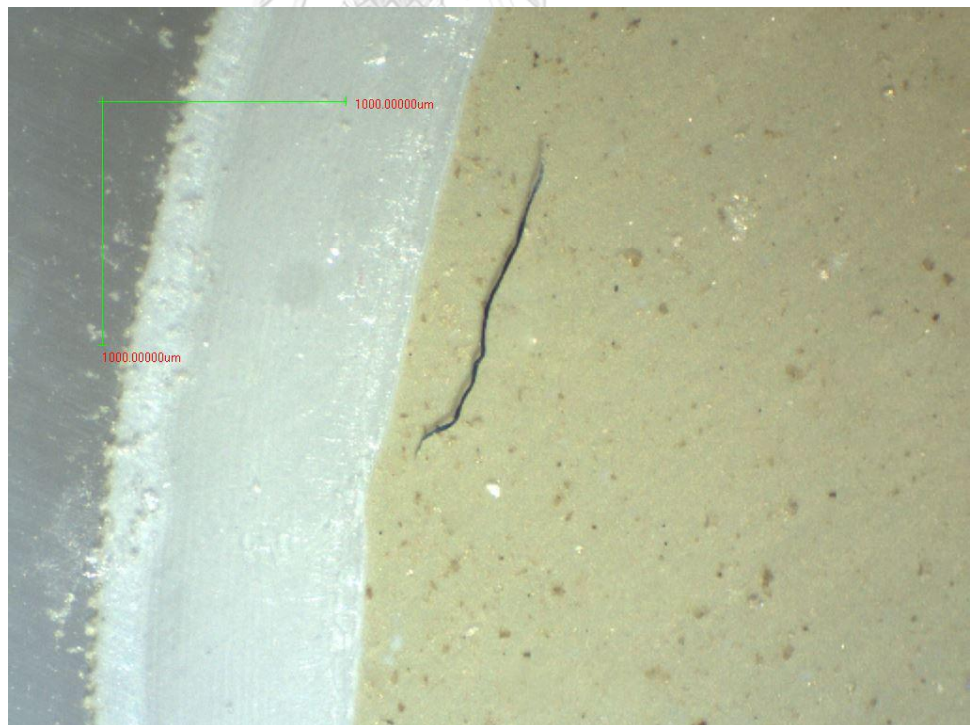
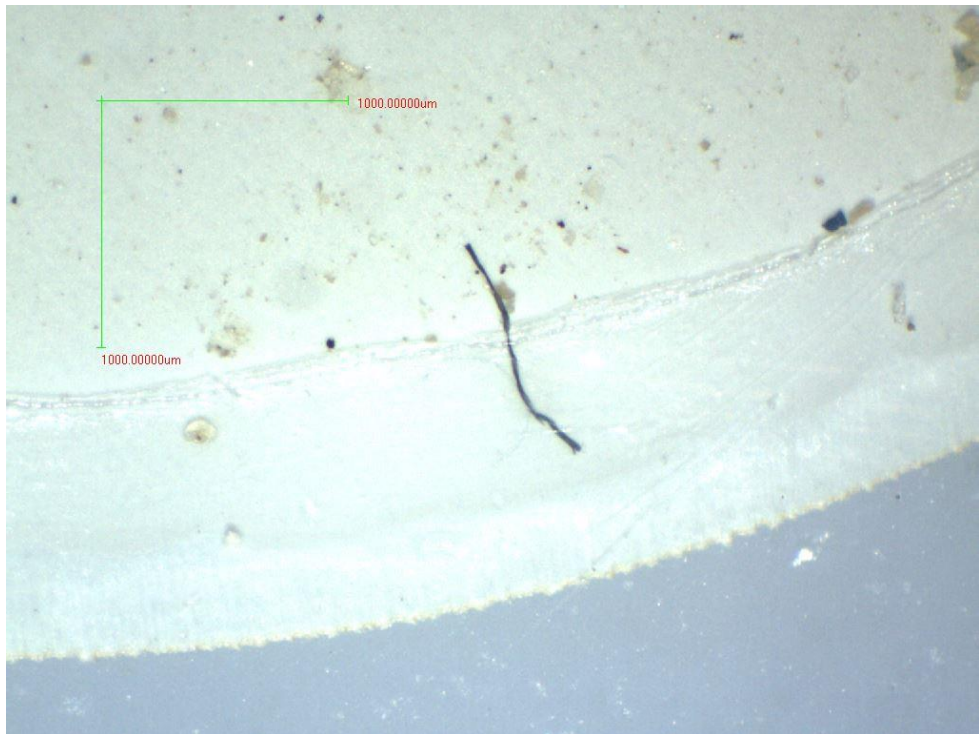


1)

2) ไมโครพลาสติกชนิดเส้นใย (ต่อ)



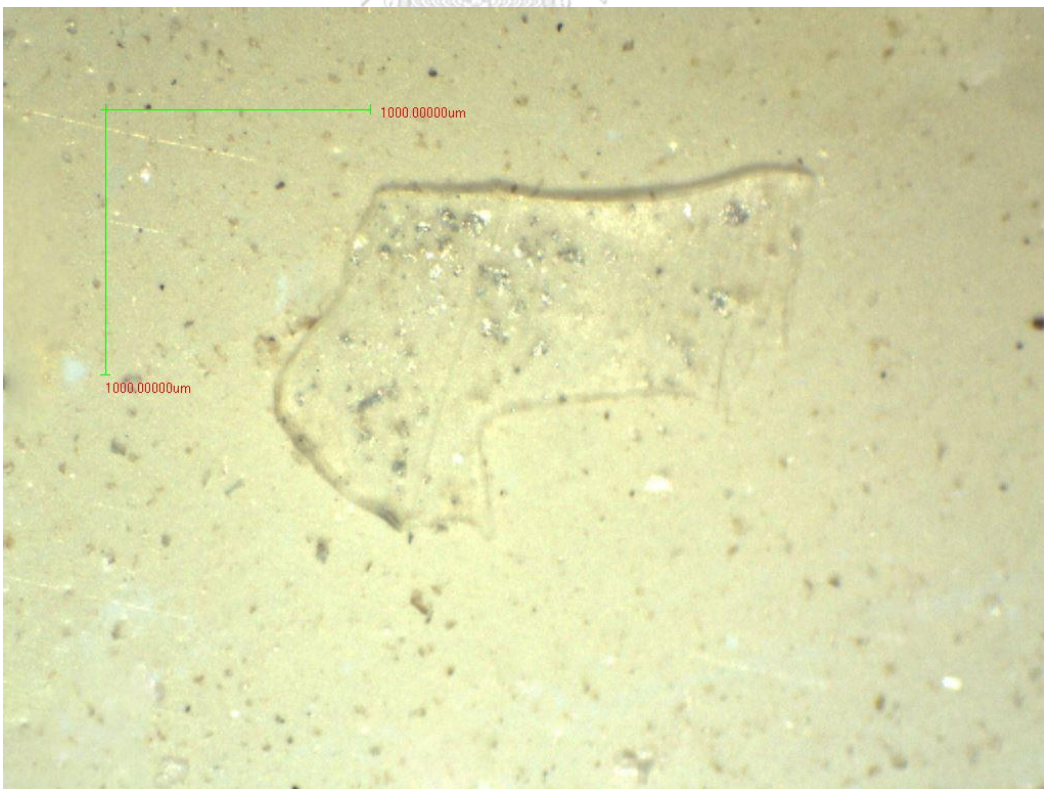
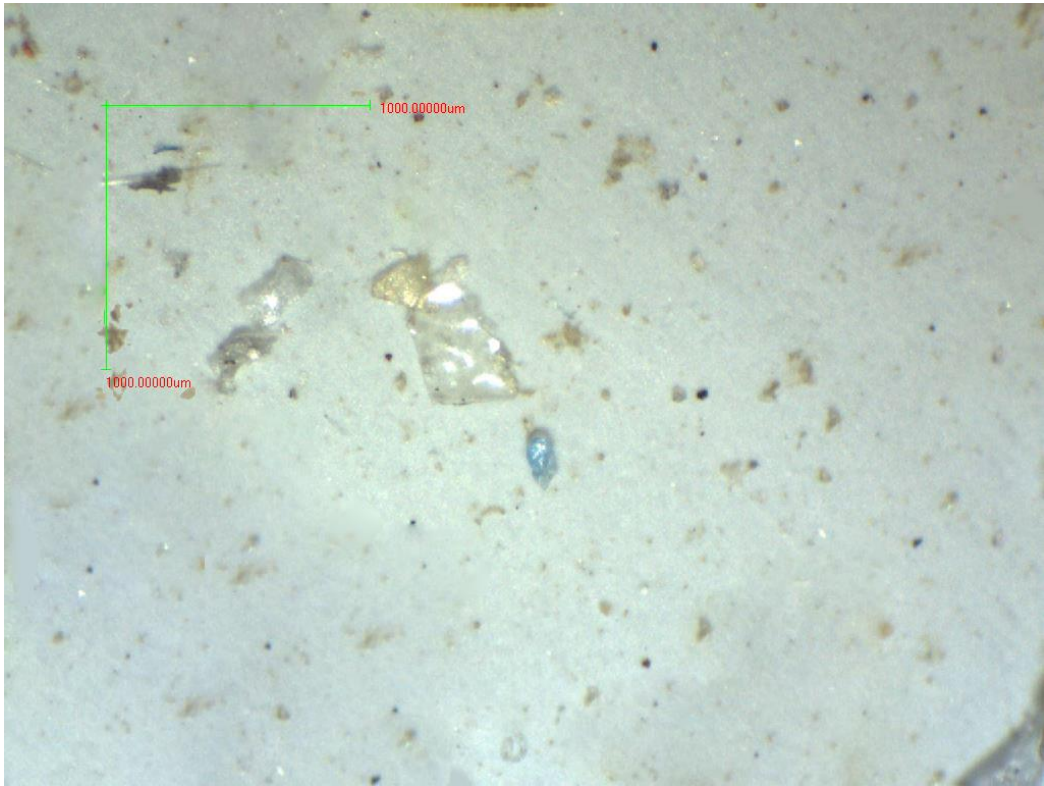
3) ไมโครพลาสติกชนิดเส้นใย (ต่อ)



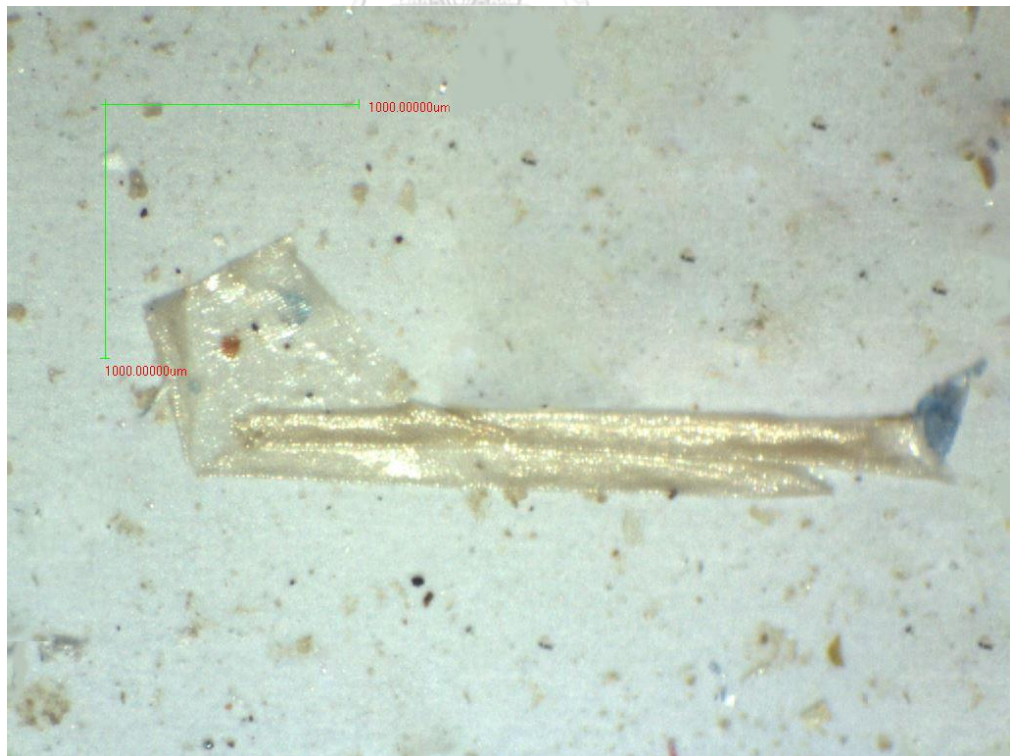
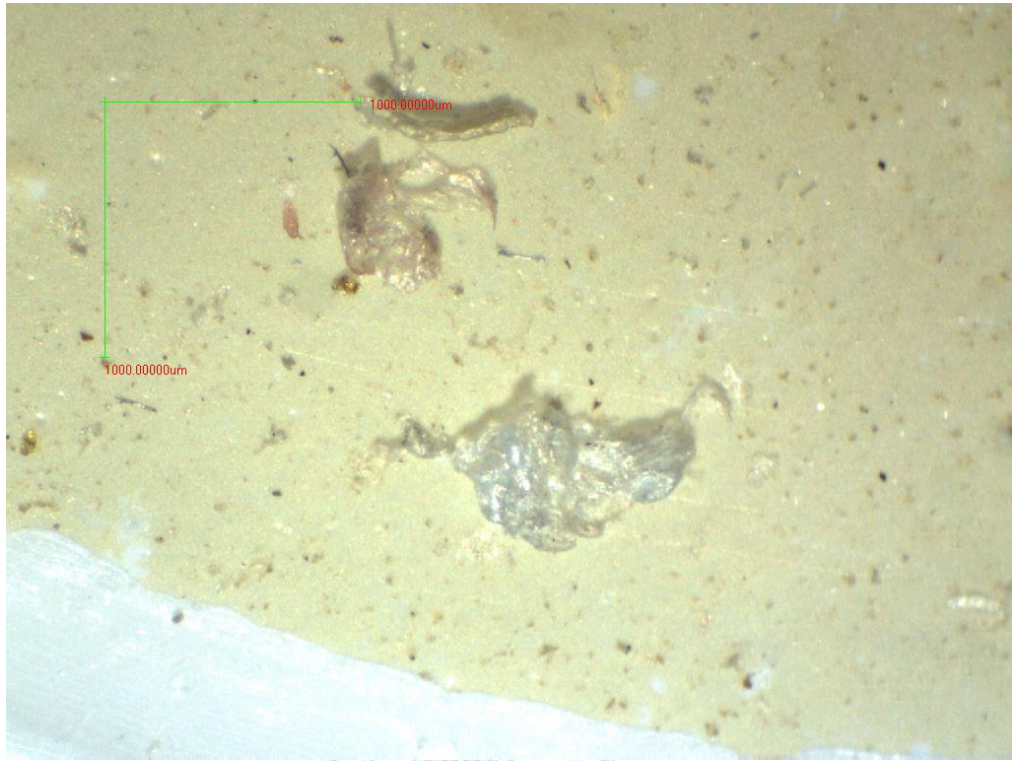
2) ไมโครพลาสติกชนิดแผ่นฟิล์ม



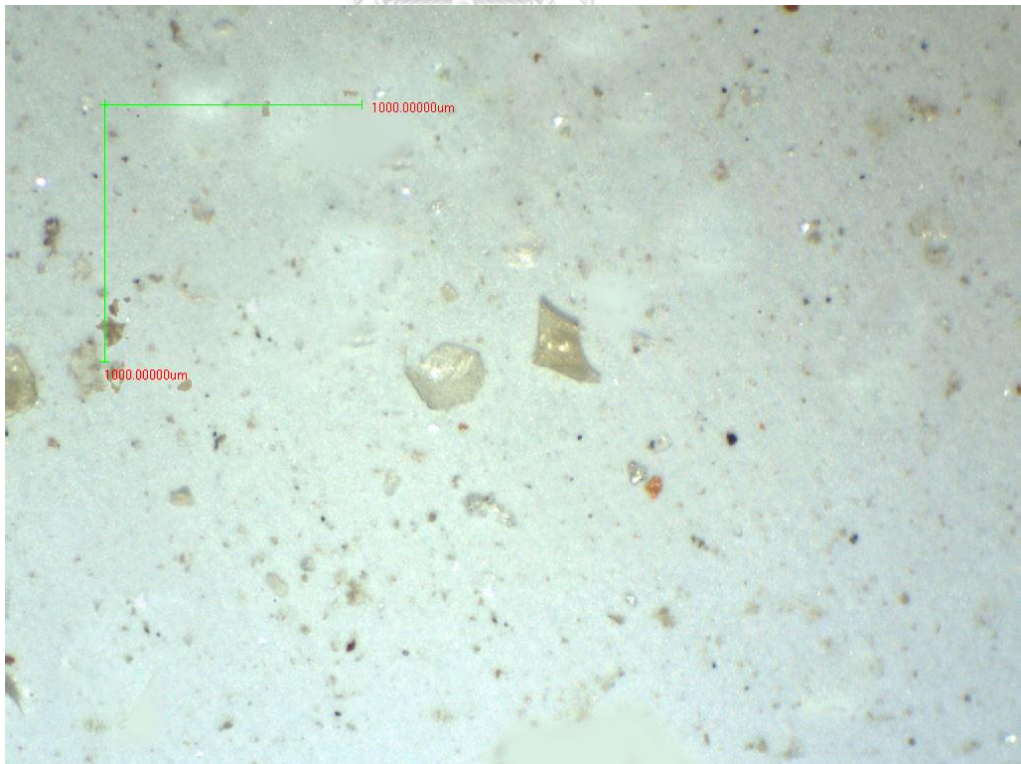
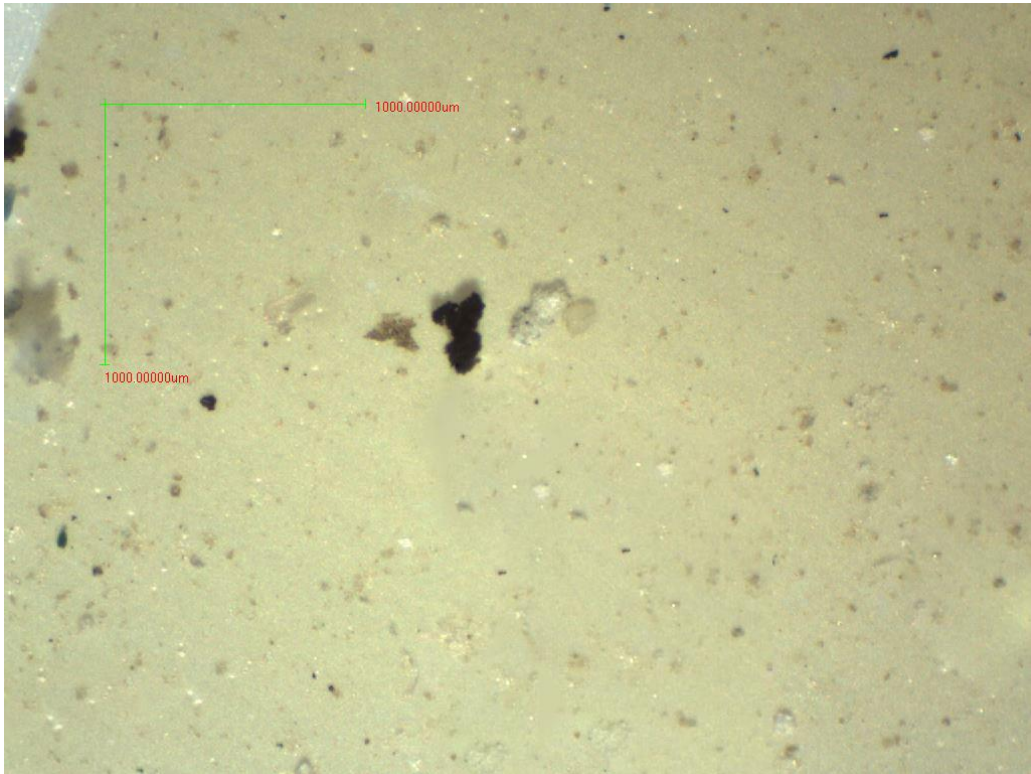
2) ไมโครพลาสติกชนิดแผ่นฟิล์ม



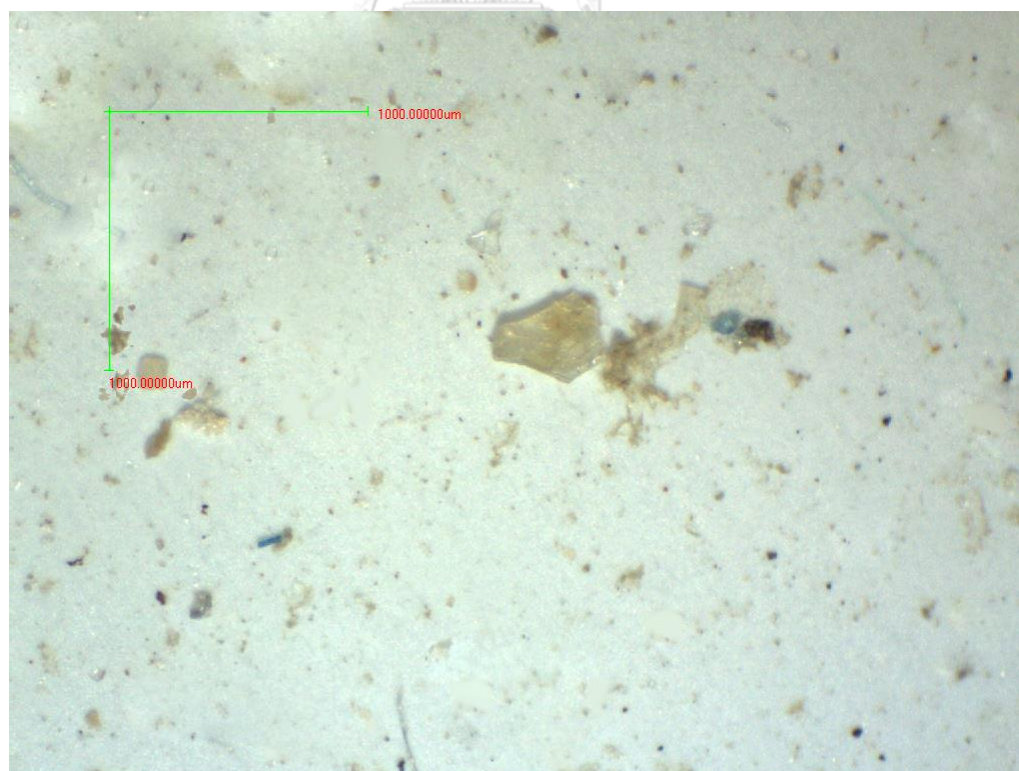
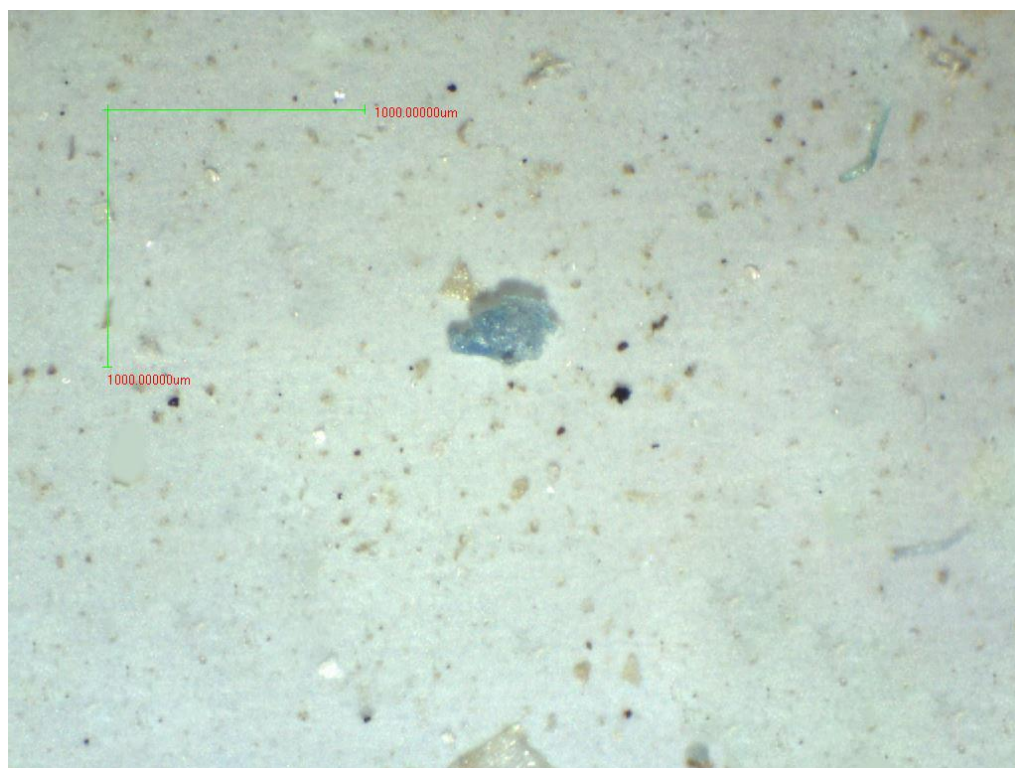
2) ไมโครพลาสติกชนิดแผ่นฟิล์ม



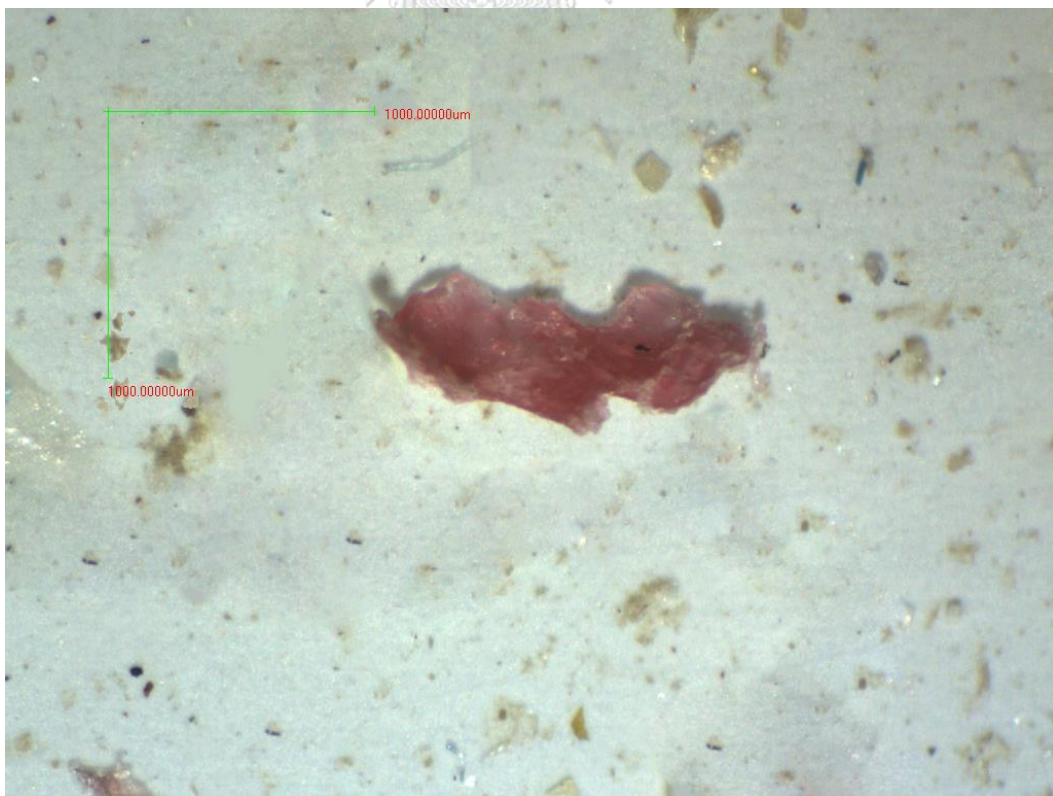
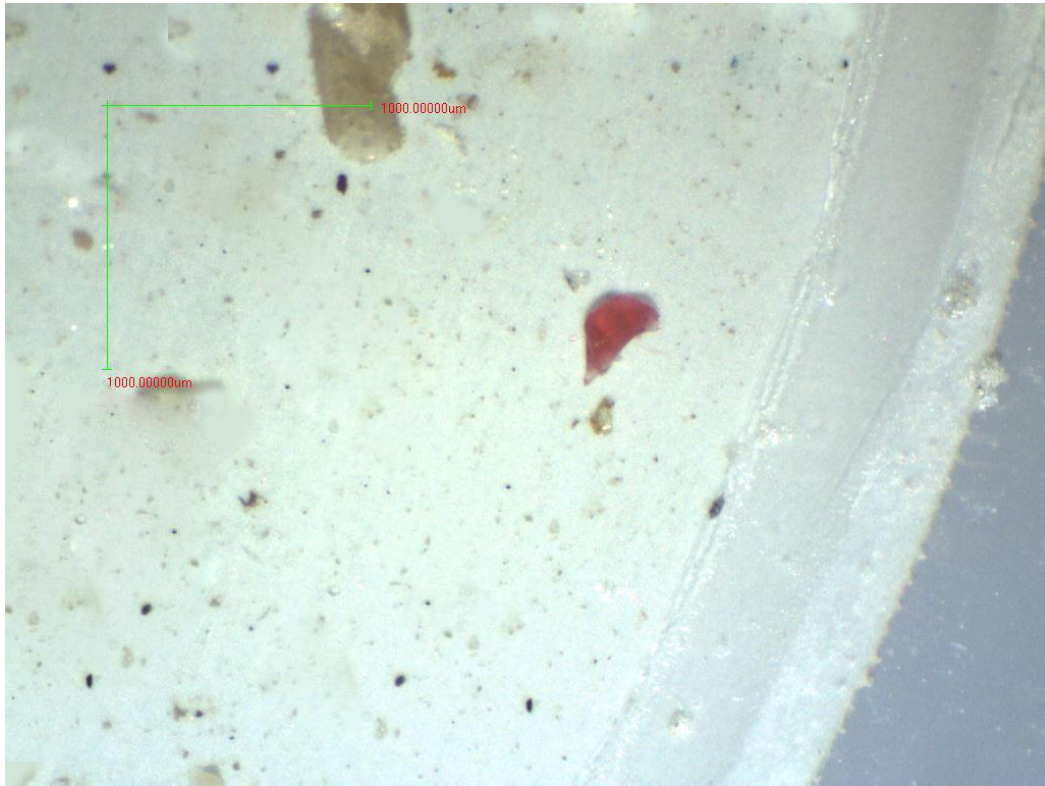
3) ไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน



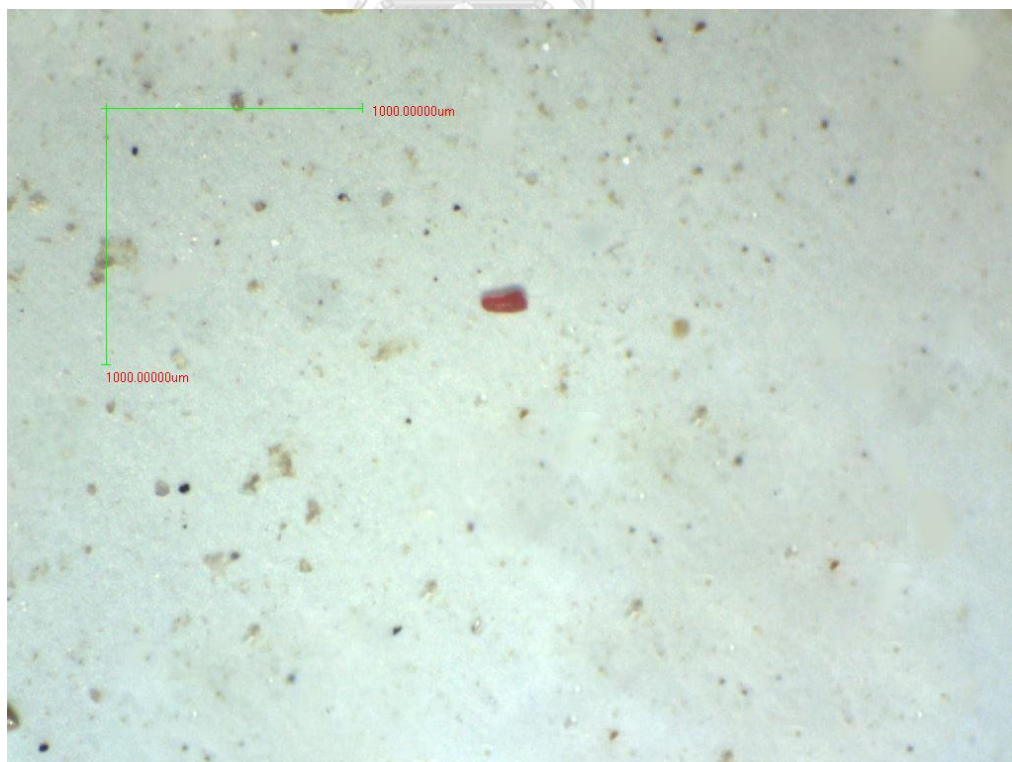
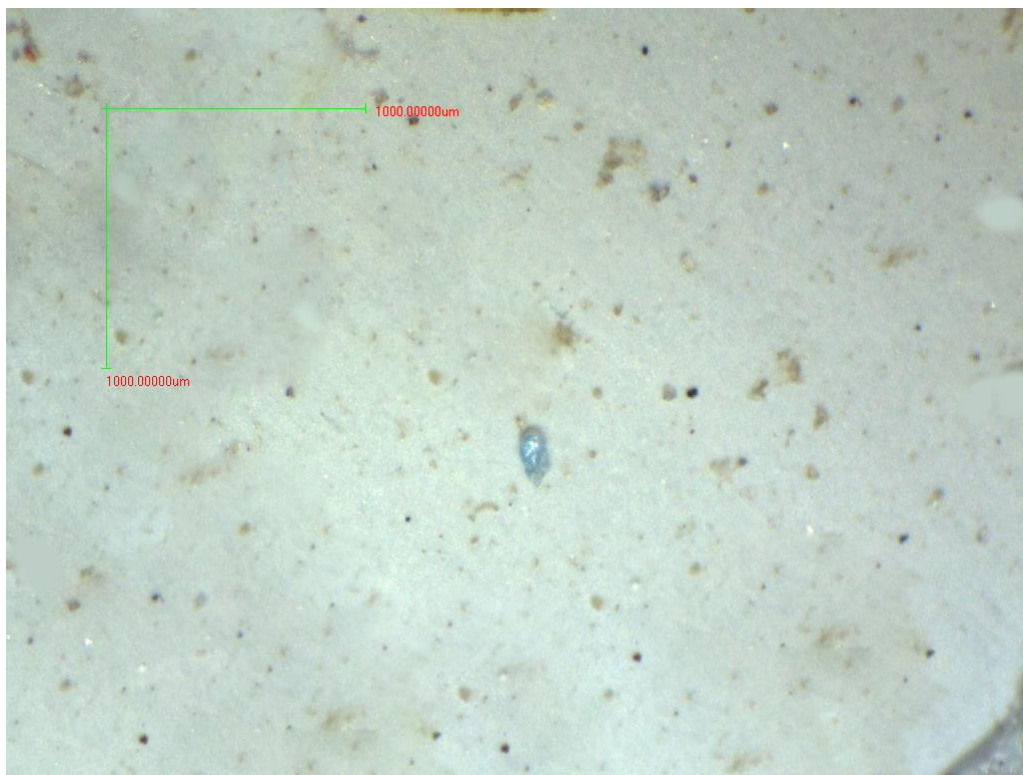
3) ไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน (ต่อ)



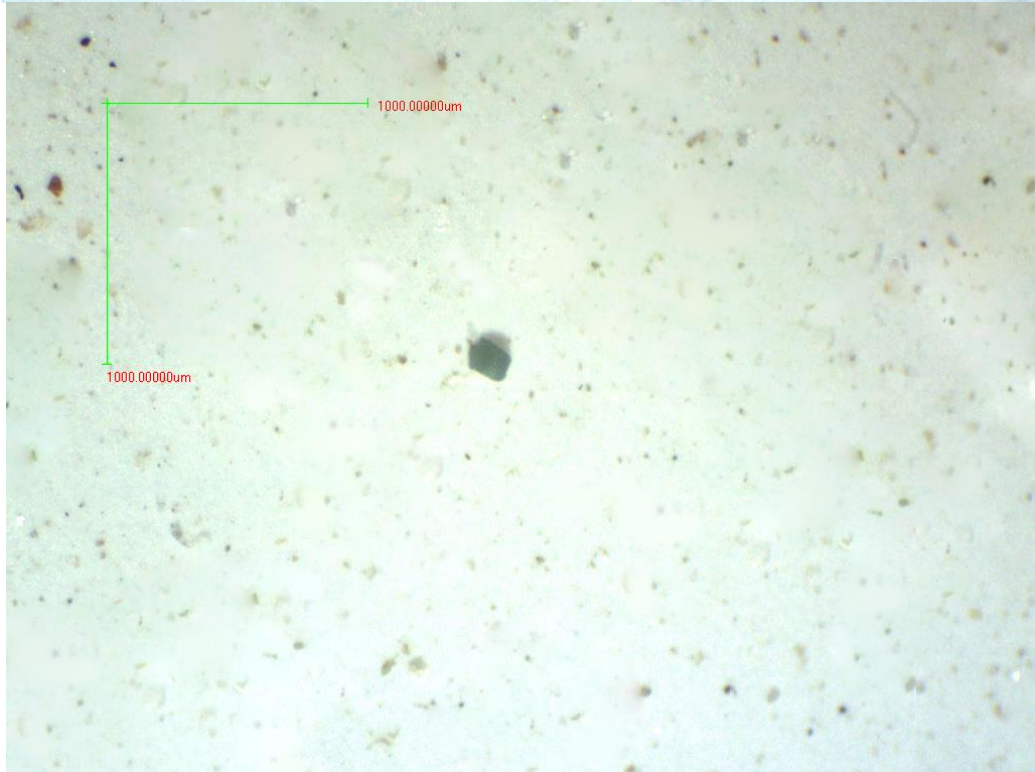
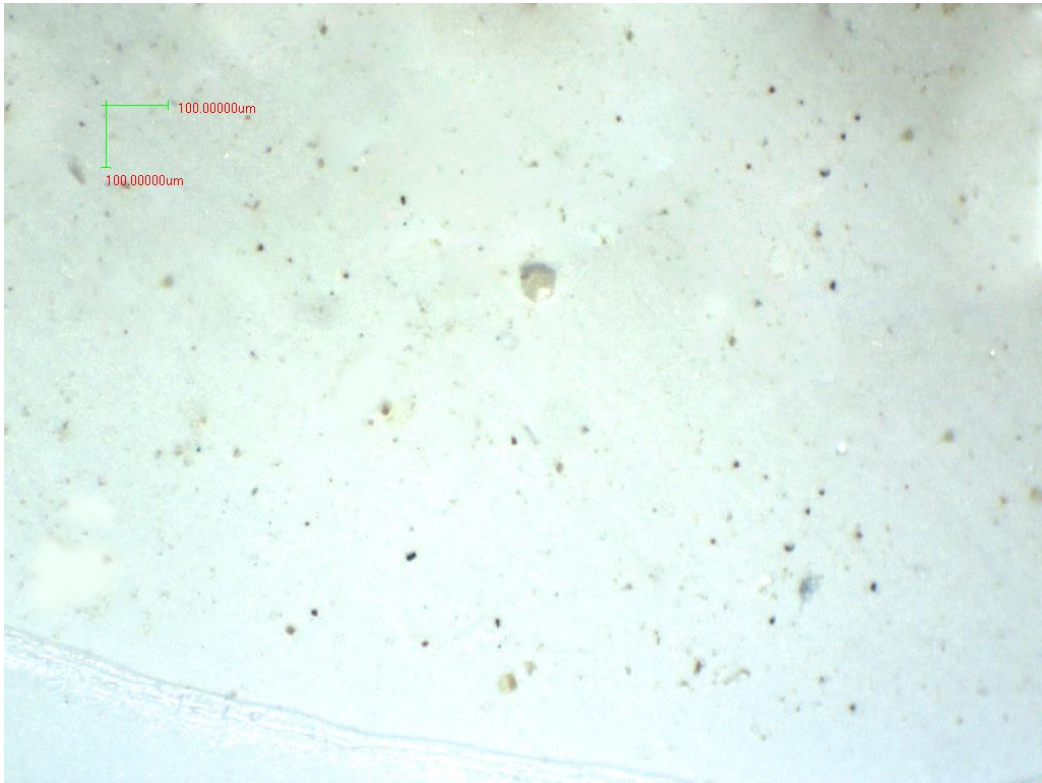
3) ไมโครพลาสติกชนิดชิ้นส่วน (ต่อ)



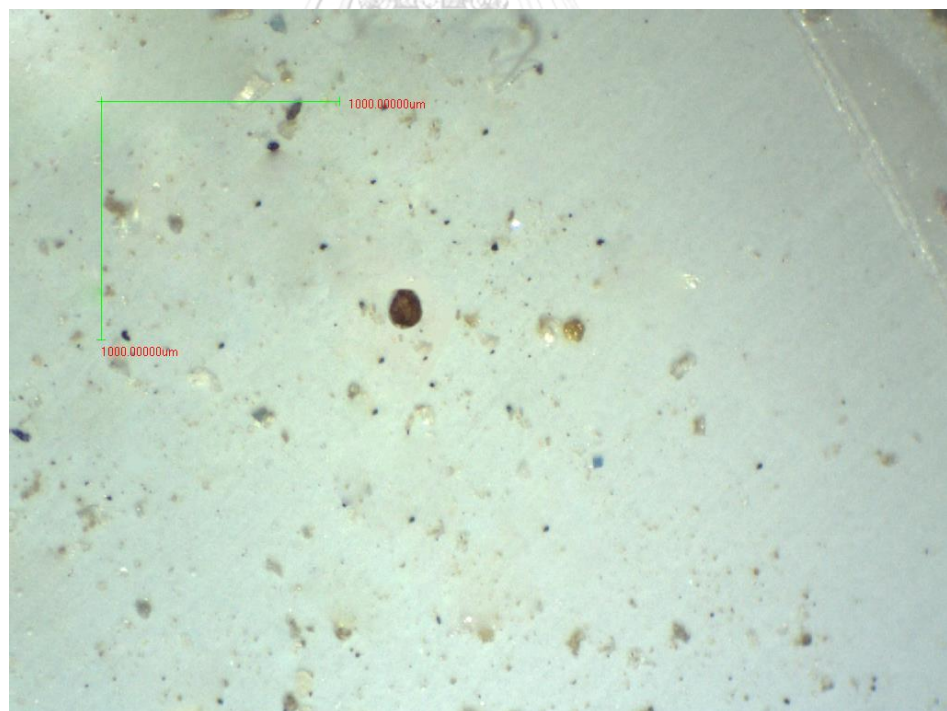
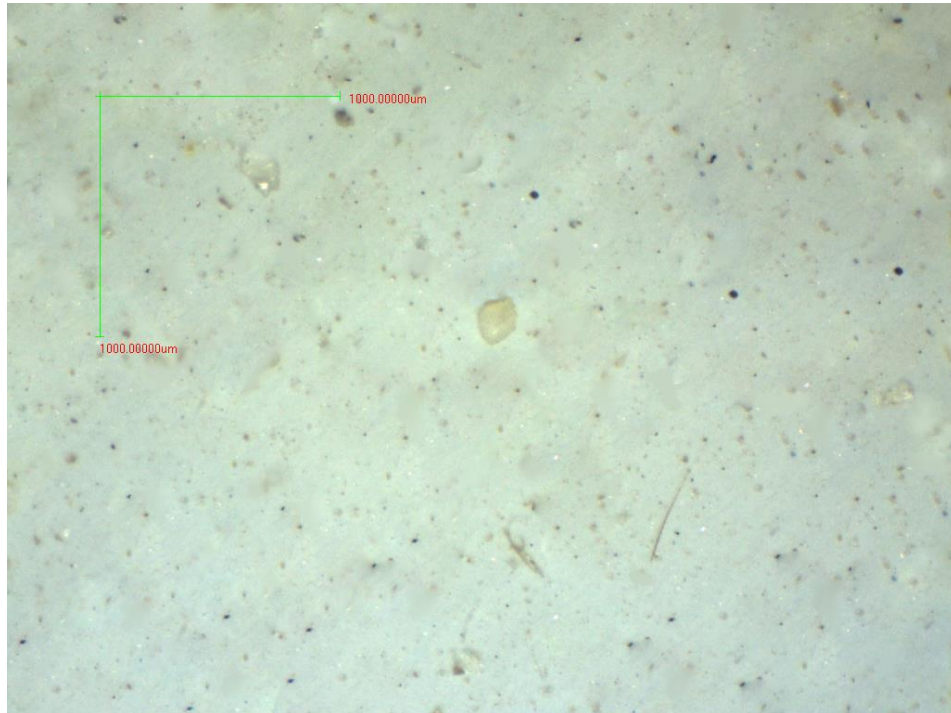
4) ไมโครพลาสติกชนิดเม็ด



4) ไมโครพลาสติกชนิดเม็ด (ต่อ)

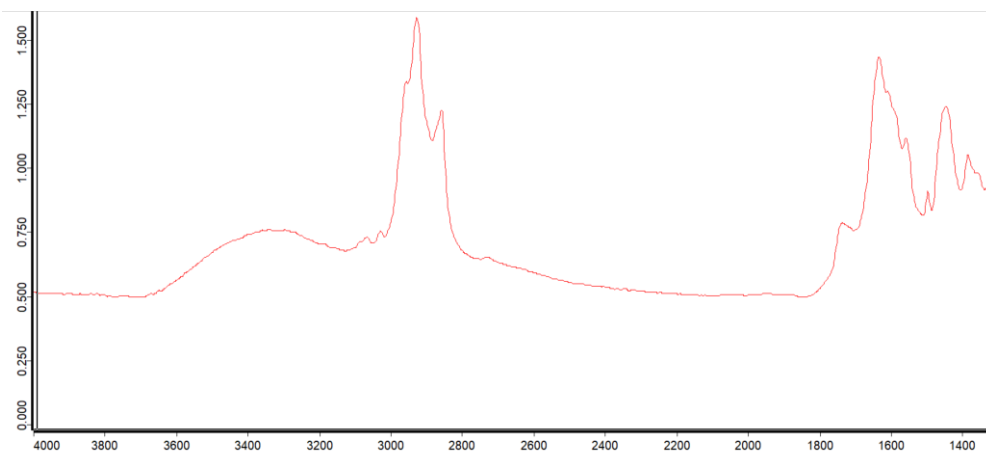


4) ไมโครพลาสติกชนิดเม็ด (ต่อ)

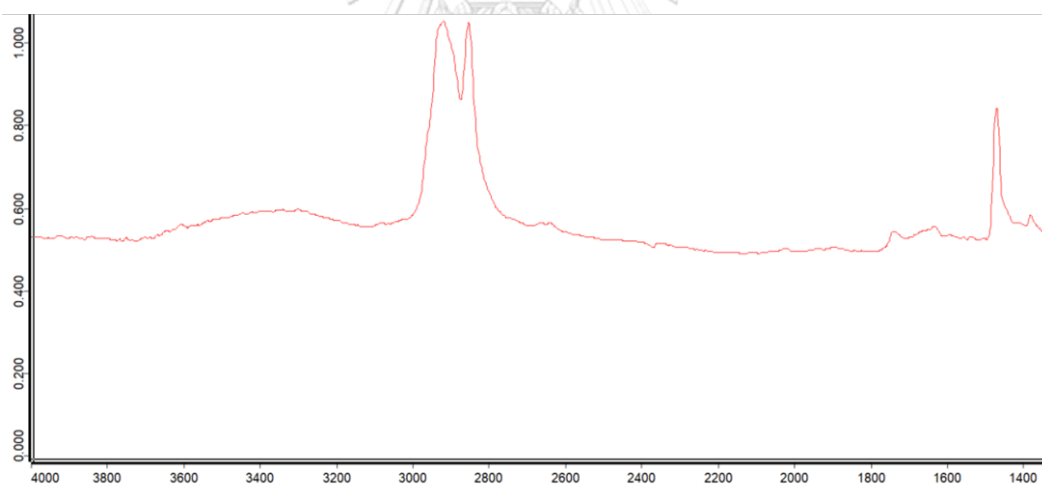


ข. 2 ภาพตัวอย่าง Spectrum จากการวิเคราะห์ด้วย μ -FTIR

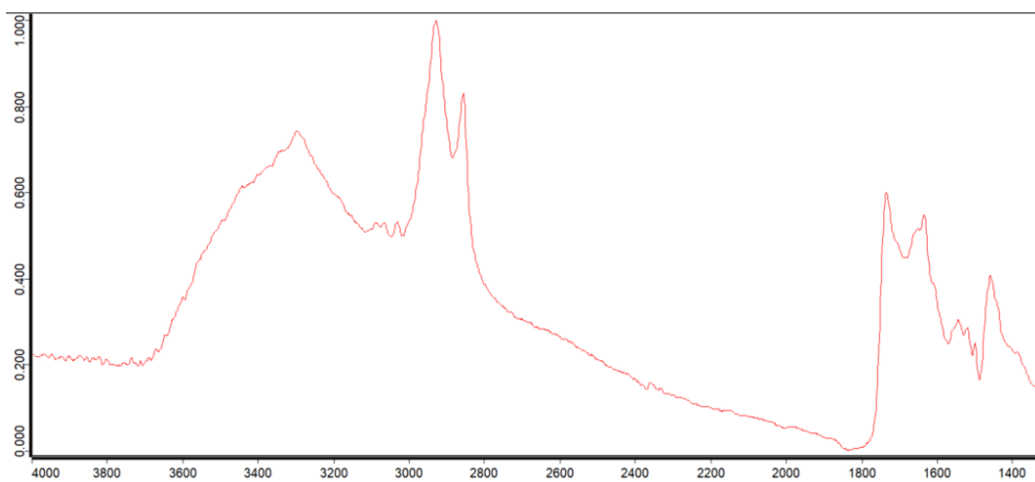
1) พอลิเอไมด์



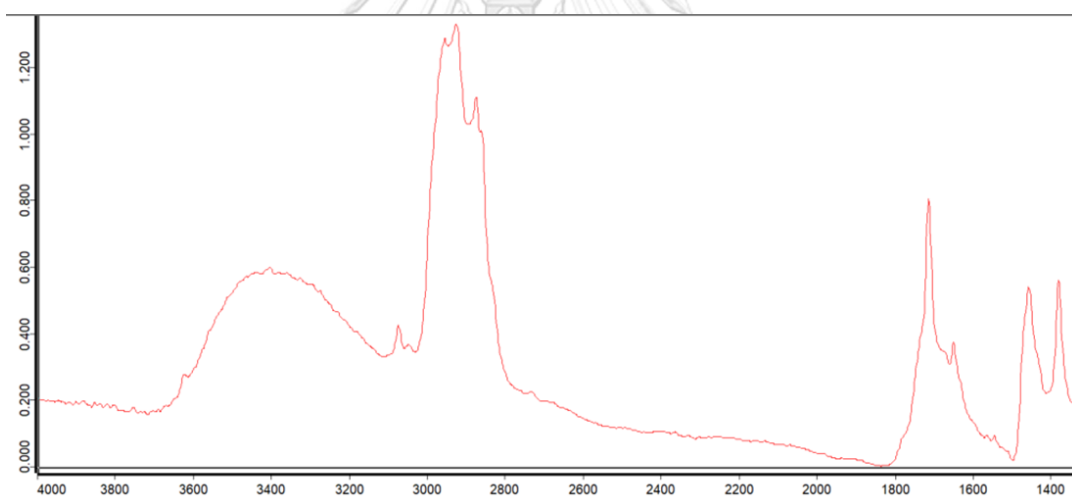
3) พอลิเอทีลีน



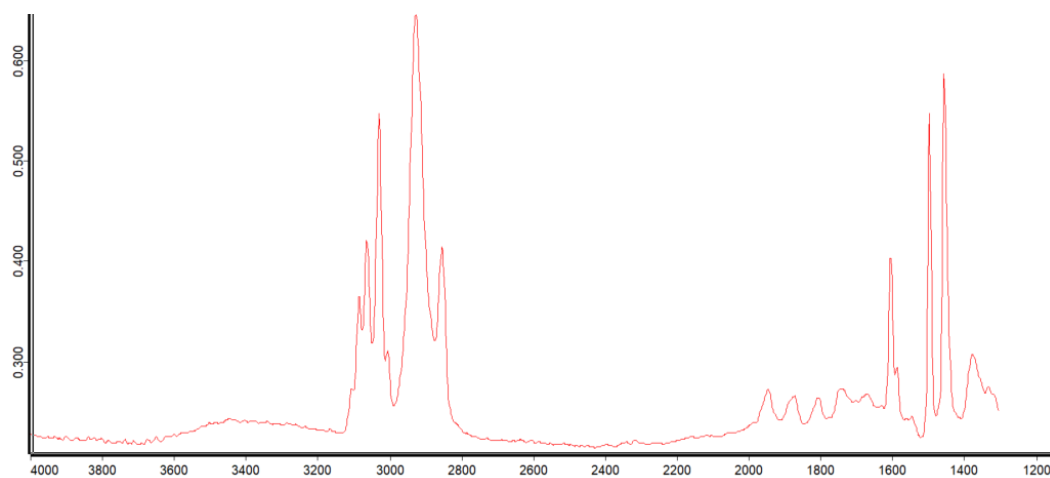
3) พอลิอะคริเลต



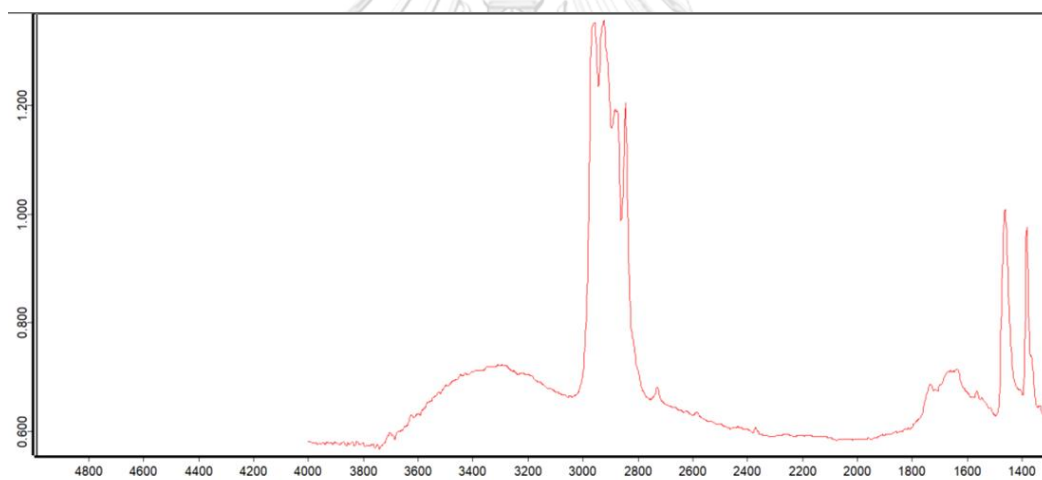
4) พอลิเอสเตอ์



5) พอลิสไตรีน



6) พอลิโพรพิลีน



ภาคผนวก ข. ยาทานการอักเสบชนิดไม่สเตียรอยด์ (NSAIDs)

ตารางที่ ข.1 ปริมาณยาต้านการอักเสบชนิดไม่สเตียรอยด์ตัวอย่างน้ำและบ่นไมโครพลาستيك

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	น้ำตัวอย่าง (µg/L)				บ่นไมโครพลาستيك (µg/L)			
		Ibuprofen	Naproxen	Diclofenac	Ibuprofen	Naproxen	Diclofenac	Ibuprofen	Diclofenac
น้ำเสีย	วันธรรมดา 1	5.00	1.77	4.60	1.89	0.28	1.43		
	วันธรรมดา 2	4.10	3.72	4.40	1.90	0.21	1.44		
	วันธรรมดา 3	4.41	2.48	3.48	1.85	0.24	1.47		
	วันธรรมดา 4	5.13	2.00	3.47	1.85	0.18	1.32		
ถังเติมอากาศ	วันธรรมดา 1	3.62	1.14	3.13	1.85	0.2907	1.36		
	วันธรรมดา 2	3.71	1.96	3.24	1.88	0.1787	1.37		
	วันธรรมดา 3	3.88	1.66	2.24	1.84	0.0807	1.37		
	วันธรรมดา 4	3.23	1.77	2.81	1.83	0.0977	1.31		
ถังตกตะกอน	วันธรรมดา 1	2.20	1.09	1.96	1.84	0.1807	1.36		
	วันธรรมดา 2	3.79	1.59	2.73	1.86	0.1787	1.37		
	วันธรรมดา 3	3.65	1.23	3.10	1.84	0.183	1.35		
	วันธรรมดา 4	3.21	1.30	2.45	1.83	0.243	1.25		
ถังเติมคลอรีน	วันธรรมดา 1	2.20	0.78	1.60	1.77	0.0607	1.33		
	วันธรรมดา 2	2.65	0.86	2.92	1.81	0.0407	1.34		

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	น้ำตัวอย่าง ($\mu\text{g/L}$)			บ่นเมโคลฟลาซติก ($\mu\text{g/L}$)		
		Ibuprofen	Naproxen	Diclofenac	Ibuprofen	Naproxen	Diclofenac
น้ำทิ้ง	วันธรรมดา 3	2.82	0.78	3.39	1.83	0.0427	1.32
	วันธรรมดา 4	2.68	0.82	2.11	1.82	0.0566	1.24
	วันธรรมดา 1	2.01	0.23	1.76	1.69	0.0307	1.23
	วันธรรมดา 2	2.03	0.22	1.79	1.64	0.0497	1.22
น้ำเสีย	วันธรรมดา 3	2.01	0.30	1.74	1.60	0.1397	1.21
	วันธรรมดา 4	1.93	0.23	1.74	1.71	0.0467	1.23
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	4.81	1.77	4.42	1.89	0.23	1.4314
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	5.01	3.90	4.32	1.86	0.10	1.456
ถังเดิมอากาศ	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	5.27	2.29	5.35	1.91	0.10	1.3946
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	5.24	2.34	4.32	1.87	0.18	1.321
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	2.84	1.10	2.89	1.72	0.27	1.3923
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	3.47	1.98	4.31	1.75	0.08	1.3693
ถังตกตะกอน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	3.42	1.76	3.71	1.72	0.08	1.3578
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	3.24	1.79	2.21	1.75	0.09	1.314
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	2.90	1.07	1.79	1.70	0.07	1.3716
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	2.65	1.78	2.43	1.69	0.08	1.3555

ตัวอย่าง	วันที่เก็บตัวอย่าง	น้ำตัวอย่าง ($\mu\text{g/L}$)			บ่นเมโครพลาสติก ($\mu\text{g/L}$)		
		Ibuprofen	Naproxen	Diclofenac	Ibuprofen	Naproxen	Diclofenac
ถังเติมคลอรีน	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	3.27	1.22	2.08	1.68	0.10	1.3578
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	2.90	1.28	2.12	1.71	0.06	1.2534
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	2.24	0.60	1.76	1.62	0.05	1.3693
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	2.15	1.09	1.56	1.68	0.10	1.3233
น้ำทิ้ง	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	2.19	0.87	1.68	1.62	0.05	1.3348
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	2.79	0.98	1.86	1.72	0.05	1.245
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 1	1.99	0.38	1.71	1.63	0.05	1.24
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 2	2.06	0.77	1.56	1.65	0.05	1.22
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 3	1.97	0.68	2.14	1.69	0.07	1.23
	วันหยุดสุดสัปดาห์ 4	1.87	0.22	1.54	1.73	0.05	1.2134

ภาคผนวก ค. ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

1) น้ำเสียเข้าระบบบำบัด



2) ถังเติมอากาศ



3) ถังตกตะกอน



4) ถังเติมคลอรีน



5) ถังรวมตะกอน



6) ถังน้ำยาคลอรีน



7) ปอดตกตะกอนส่วนเกิน



ภาคผนวก ค กระบวนการเก็บตัวอย่าง



ประวัติผู้เขียน

ชื่อ-สกุล	จิรายุ เรียบร้อย
วัน เดือน ปี เกิด	18 พฤษภาคม 2539
สถานที่เกิด	พระนครศรีอยุธยา
วุฒิการศึกษา	- ปริญญาโท วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เกรดเฉลี่ย 3.94 - ปริญญาตรี: วิทยาศาสตร์บัณฑิต (สาธารณสุข) สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม คณะสาธารณสุขศาสตร์มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์ เกรดเฉลี่ย 3.47 (เกียรตินิยมอันดับ 2)
ที่อยู่ปัจจุบัน	323 ม.4 ต.คานหาม อ.อุทัย จ.พระนครศรีอยุธยา
รางวัลที่ได้รับ	- รางวัลชมเชยการประกวดโครงการบริการวิชาการ ที่จัดขึ้นที่มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์ ในเดือนมีนาคม พ.ศ. 2561 โครงการที่ได้รับรางวัล คือ “โครงการการศึกษาการรับรู้เรื่องฝุ่นละออง PM2.5 และพฤติกรรมป้องกันตนเองของประชาชนในพื้นที่เสี่ยงต่อการรับสัมผัส” - รางวัลชมเชยการประกวดโครงการ Caltex fuel your school smart life for all ในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2561 - ได้รับรางวัลเรียนดีทุนภูมิพล ในปี 2563 จากมหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์ - ได้รับทุนอุดหนุนการศึกษาเพื่อทำหน้าที่ผู้ช่วยสอน ช่วงเดือนตุลาคม 2563 พฤษภาคม 2564 จากบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย - ได้รับทุนอุดหนุนการศึกษาเฉพาะค่าเล่าเรียนประเภท 60/40 ตั้งแต่ปี 2563-2565 จากบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย - ประกาศนียบัตรการนำเสนอยอดเยี่ยมในการประชุมวิชาการระดับนานาชาติ 2022th International conference on Sustainable Environmental and Agriculture.