

การประเมินทางเลือกระบบหมุนเวียนน้ำทางด้านวิศวกรรม
และความเสี่ยงสุขภาพ กรณีศึกษามหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



นางสาวอรณี รุ่งเรือง

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมระบบอุตสาหกรรมและสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2561

**EVALUATION OF WATER RECLAMATION ALTERNATIVE
IN ENGINEERING PURPOSES AND HEALTH RISK
ASSESSMENT : CASE STUDY SURANAREE
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY**



**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the
Degree of Master of Engineering in Industrial Systems
and Environmental Engineering
Suranaree University of Technology
Academic Year 2018**

การประเมินทางเลือกระบบหมุนเวียนน้ำทางด้านวิศวกรรมและสิ่งแวดล้อม
กรณีศึกษามหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้นำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา
ตามหลักสูตรปริญญาโทบริหารบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



(อ. ดร.อภิชน วัชรนทร์วงศ์)

ประธานกรรมการ



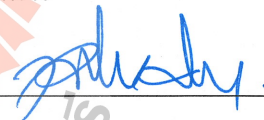
(ผศ. ดร.จรียา ยี่มรัตน์บวร)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)



(รศ. ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร)

กรรมการ



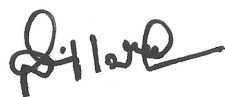
(ผศ. ดร.สุจิตต์ ครุจิต)

กรรมการ




(รศ. ดร.ปิยะรัตน์ ปรีย์มานอน)

กรรมการ



(ศ. ดร.สันติ แม่นศิริ)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการและพัฒนาความเป็นสากล



(รศ. ร.อ. ดร.กนต์ธร ชำนิประศาสน์)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

อรณี รุ่งเรือง : การประเมินทางเลือกระบบหมุนเวียนน้ำทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยง
สุขภาพ กรณีศึกษามหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี (EVALUATION OF WATER
RECLAMATION ALTERNATIVE IN ENGINEERING PURPOSES AND
HEALTH RISK ASSESSMENT: CASE STUDY SURANAREE UNIVERSITY OF
TECHNOLOGY) อาจารย์ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรียา ยัมรัตน์บวร, 202 หน้า

ปัญหาการขาดแคลนน้ำเกิดจากการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของภาคอุตสาหกรรม เกษตรกรรม และจำนวนประชากร ดังนั้น การหมุนเวียนน้ำที่กลับมาใช้ใหม่จึงเป็นทางเลือกที่น่าสนใจ ระบบหมุนเวียนน้ำที่เหมาะสมควรเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพ ค่าใช้จ่ายต่ำ และปลอดภัยต่อสุขภาพของผู้ใช้น้ำ การศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์ในการประเมินทางเลือกของระบบหมุนเวียนน้ำ 3 ทางเลือก ได้แก่ ระบบ Coagulation-Flocculation (CF) ระบบ Ultrafiltration (UF) และระบบรวม (CF+UF) โดยการประเมินความเหมาะสมทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ จากการนำน้ำทิ้งของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีมาผ่านทั้ง 3 ทางเลือก เพื่อหาสถานะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพในการบำบัด และประเมินทางเลือกโดยใช้กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (AHP) ผลการศึกษาพบว่า ระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพในการบำบัด ความขุ่น สี COD DOC Total Coliform และ Fecal Coliform สูงที่สุดเฉลี่ยร้อยละ 96.64 91.49 74.39 45.73 99.96 และ 99.68 ตามลำดับ รองลงมา ได้แก่ ระบบ CF และ UF และคุณภาพน้ำที่ผ่านระบบหมุนเวียนน้ำจากระบบรวม CF+UF มีคุณภาพน้ำผ่านมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทั้ง 4 ด้าน คือ น้ำประปา น้ำใช้ในการซักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม ระบบ CF มีคุณภาพน้ำผ่านมาตรฐาน 3 ด้าน ยกเว้นการนำไปใช้ด้านน้ำประปา และระบบ UF ผ่านมาตรฐาน 2 ด้าน ยกเว้นการนำไปใช้ด้านน้ำประปา และน้ำใช้ในการซักโครก จากผลการประเมินทางเลือกทางวิศวกรรม พบว่าระบบรวม CF+UF (0.41) มีความเหมาะสมทางด้านวิศวกรรมมากที่สุด รองลงมาได้แก่ ระบบ CF (0.39) และ UF (0.20) ตามลำดับ ระบบ CF และ UF มีค่าความเสี่ยงสำหรับสารที่ไม่ก่อมะเร็งน้อยที่สุด ขณะที่ระบบรวม CF+UF มีค่าความเสี่ยงสำหรับสารที่ก่อมะเร็งและความเสี่ยงจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ *E. coli* น้อยที่สุด เมื่อนำ AHP มาใช้ในการประเมินทางเลือกทั้งด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ พบว่าระบบรวม CF+UF (0.44) มีค่าความสำคัญมากที่สุด รองลงมาได้แก่ ระบบ CF (0.33) และระบบ UF (0.24) ตามลำดับ ดังนั้น ระบบรวม CF+UF เป็นทางเลือกที่มีความเหมาะสมที่สุดในการหมุนเวียนน้ำจากการประเมินทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงทางสุขภาพ

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ปีการศึกษา 2561

ลายมือชื่อนักศึกษา อรณี รุ่งเรือง

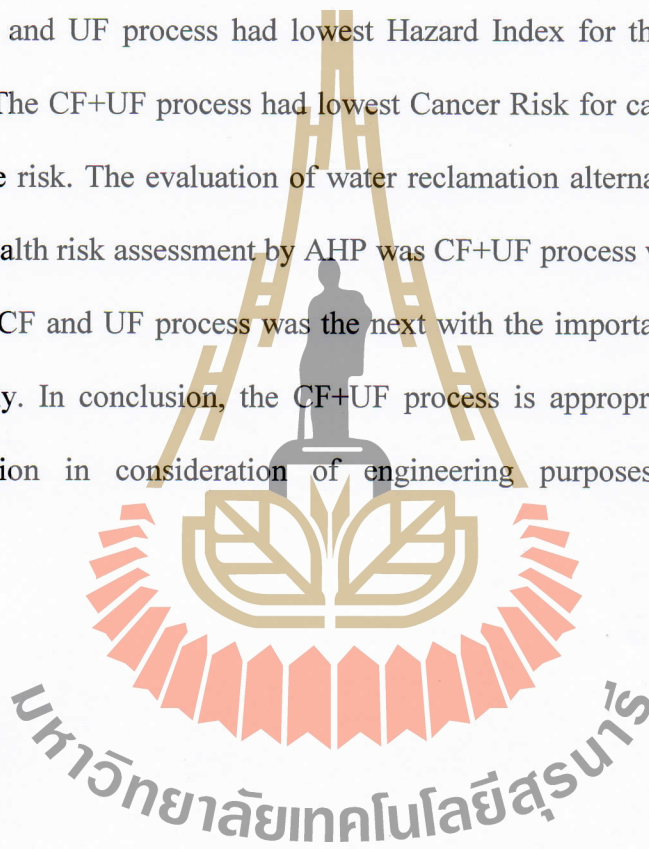
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา จรียา

ORANEE RUNGRUEANG : EVALUATION OF WATER RECLAMATION
ALTERNATIVE IN ENGINEERING PURPOSES AND HEALTH RISK
ASSESSMENT: CASE STUDY SURANAREE UNIVERSITY OF
TECHNOLOGY. THESIS ADVISOR : ASST. PROF. JAREEYA
YIMRATTANABOVORN, Ph.D., 202 PP.

WATER RECLAMATION/ ULTRAFILTRATION/INTEGRATION PROCESS/
COAGULATION FLOCCULATION/ANALYTIC HIERARCHY PROCESS/AHP/
HEALTH RISK ASSESSMENT

The water scarcity problem is becoming serious problem as a result of the accelerated industrial and agricultural and an increased population. Therefore, reclaimed water offers prospects as an interesting alternative water resource. The suitable technology of reclaimed water should has high removal efficiency, minimizing system costs and health security. The aim of this study is to evaluate three alternative process of water reclamation include the coagulation-flocculation process (CF) ultrafiltration process (UF) and combine process: coagulation-flocculation and ultrafiltration (CF+UF) by consideration of engineering purposes and health risk assessment. The effluent of Suranaree University of Technology was supplied through all three alternative processes. The suitable operation conditions and removal efficiency of three processes were investigated. The Analytic Hierarchy Process (AHP) was used to evaluate the suitable water reclamation process. The results showed CF+UF process had higher removal efficiency of turbidity, color, COD, DOC, total coliform and fecal coliform are 96.64, 91.49, 74.39, 45.73 99.96 and 99.68% respectively, CF and UF process was the latter. The water quality of CF+UF

process had met the standard for four purposes water supply, toilet flushing, urban landscaping and agricultural irrigation, the CF process could be used for three purposes except water supply and the UF process could be used for two purposes except water supply and toilet flushing. The AHP process was used to evaluate for engineering purpose and found that CF+UF process had a higher importance value than CF and UF with importance value 0.41 0.39 and 0.20 respectively. The results showed the CF and UF process had lowest Hazard Index for the non-carcinogenic risk. Whereas, The CF+UF process had lowest Cancer Risk for carcinogenic risk and *E. coli* exposure risk. The evaluation of water reclamation alternative in engineering purposes and health risk assessment by AHP was CF+UF process with the importance value 0.44 and CF and UF process was the next with the importance value 0.33 and 0.24 respectively. In conclusion, the CF+UF process is appropriate technology for water reclamation in consideration of engineering purposes and health risk assessment.



School of Environmental Engineering

Academic Year 2018

Student's Signature

O. Rungveang

Advisor's Signature

Janya Yuthakun

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จลุล่วงด้วยดี เนื่องจากได้รับความช่วยเหลืออย่างดียิ่ง ทั้งด้านวิชาการ และด้านการดำเนินงานวิจัย จากบุคคลและกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ได้แก่

ขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จริยา ยี่มรัตน์บรร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาดูแลเอาใจใส่ และให้ความรู้ คำปรึกษา คำแนะนำ ตลอดจนแนวทางการแก้ไขปัญหาอันเป็น ประโยชน์ทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

ขอขอบพระคุณอาจารย์ ดร.อภิชน วัชรนทร์วงศ์ รองศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุตจิต ทรุจิต และรองศาสตราจารย์ ดร.ปิยะรัตน์ ปรีรัมย์โนช ที่สละเวลามา เป็นกรรมการสอบโครงร่างวิทยานิพนธ์และสอบป้องกันวิทยานิพนธ์ ให้ความกรุณาแนะนำในการ แก้ไขวิทยานิพนธ์เล่มนี้ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณคณาจารย์สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมและบุคลากรทุกท่าน ที่คอยให้ คำแนะนำปรึกษา ให้ความช่วยเหลือในด้านต่าง ๆ มาโดยตลอด

ขอขอบพระคุณกองทุนสิ่งแวดล้อม และทุนกิตติบัณฑิต มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่อนุเคราะห์ทุนสนับสนุนการศึกษาทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และเจ้าหน้าที่ส่วนอาคาร สถานที่ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่ได้ให้ความช่วยเหลือด้านการดำเนินการวิจัยเป็นอย่างดี และขอขอบคุณพี่น้องบัณฑิตทุกท่านที่คอยให้คำปรึกษาด้านวิชาการ ให้กำลังใจและความช่วยเหลือ ด้านต่าง ๆ ในการทำวิจัยมาโดยตลอด

สุดท้ายนี้ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา ที่อบรมเลี้ยงดู และส่งเสริมการศึกษา มา โดยตลอด และขอบคุณทุก ๆ คนในครอบครัวที่คอยห่วงใย ดูแล และให้กำลังใจเสมอมา จนทำให้ ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิตตลอดมา

อรณี รุ่งเรือง

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย)	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ)	ข
กิตติกรรมประกาศ	ง
สารบัญ	จ
สารบัญตาราง	ฉ
สารบัญรูป	ฅ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	ต
บทที่	
1 บทนำ	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย	3
1.3 ขอบเขตของการวิจัย	3
1.4 ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย	4
2 ปรัชญาบรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	5
2.1 การหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่	5
2.2 มาตรฐานคุณภาพน้ำสำหรับการใช้ประโยชน์	5
2.2.1 การนำไปใช้ประโยชน์เพื่อการปรับภูมิทัศน์	6
2.2.2 การนำมาใช้ประโยชน์ในชลประทานเพื่อการเกษตรกรรม	6
2.2.3 การนำมาใช้ประโยชน์ในงานอุตสาหกรรม	7
2.2.4 การนำมาใช้ประโยชน์ในการสันตนาการ	7
2.2.5 การนำมาใช้ประโยชน์เพื่อเติมน้ำลงใต้ดิน	7
2.2.6 การนำมาใช้ประโยชน์ด้านสิ่งแวดล้อม	8
2.2.7 การนำมาใช้ประโยชน์ในการอุปโภค	8
2.2.8 การนำมาใช้ประโยชน์ในการอุปโภค-บริโภค	8

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.3 ระบบการหมุนเวียนน้ำ.....	14
2.3.1 กระบวนการสร้างและรวมตะกอน.....	14
2.3.2 Activated Carbon.....	14
2.3.3 ไมโครฟิลเตรชัน.....	15
2.3.4 อัลตราฟิลเตรชัน.....	15
2.3.5 นาโนฟิลเตรชัน.....	15
2.3.6 ออสโมซิสผันกลับ.....	15
2.4 กระบวนการสร้างและรวมตะกอน (Coagulation and Flocculation).....	16
2.4.1 หลักการสร้างและรวมตะกอน.....	18
2.4.2 สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการสร้างและรวมตะกอน.....	20
2.4.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการสร้างและรวมตะกอน.....	23
2.5 เทคโนโลยีเมมเบรน.....	26
2.5.1 หลักการของกระบวนการเมมเบรน.....	27
2.5.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการอุดตันของเมมเบรน.....	29
2.5.3 การลดการอุดตันสำหรับกระบวนการเมมเบรน.....	30
2.6 ผลกระทบทางสุขภาพจากการใช้น้ำหมุนเวียน.....	31
2.6.1 อันตรายทางชีวภาพ.....	32
2.6.2 อันตรายทางเคมี.....	32
2.7 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ.....	33
2.7.1 การระบุลักษณะของสิ่งคุกคามสุขภาพ.....	34
2.7.2 การประเมินผลกระทบจากสิ่งคุกคาม.....	34
2.7.3 การประเมินการรับสัมผัส.....	37
2.7.4 การอธิบายลักษณะความเสี่ยง.....	41
2.8 กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (Analytic Hierarchy Process: AHP).....	42
2.9 การใช้น้ำและการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่ของมหาวิทยาลัย.....	44
2.9.1 แหล่งน้ำดิบ.....	44

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.9.2 ระบบผลิตน้ำประปา.....	45
2.9.3 ระบบบำบัดน้ำเสีย.....	45
2.9.4 ระบบหมุนเวียนน้ำ.....	46
2.10 สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	50
3 วิธีการดำเนินการ.....	55
3.1 สถานที่ทำการศึกษาวิจัย.....	55
3.2 ระยะเวลาในการศึกษาวิจัย.....	55
3.3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	55
3.3.1 การศึกษาลักษณะคุณภาพน้ำทิ้ง.....	57
3.3.2 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการเดินระบบของแต่ละทางเลือก.....	57
3.3.3 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบในแต่ละทางเลือก.....	61
3.3.4 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ.....	64
3.3.5 การประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ.....	65
3.3.6 การเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ.....	74
3.3.7 กรณีศึกษาการเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ.....	74
4 ผลการศึกษาและอภิปรายผลการศึกษา.....	76
4.1 คุณลักษณะน้ำทิ้ง.....	76
4.2 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพในการเดินระบบ.....	77
4.2.1 ทางเลือกที่ 1 ระบบ CF.....	77
4.2.2 ทางเลือกที่ 2 ระบบ UF.....	87
4.2.3 ทางเลือกที่ 3 ระบบร่วมระหว่าง CF+UF.....	101
4.3 การเปรียบเทียบทางเลือกการบำบัดน้ำทิ้งของทั้ง 3 ทางเลือก.....	105
4.3.1 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ.....	106
4.3.2 การเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายของระบบ.....	108
4.3.3 การเปรียบเทียบคุณภาพน้ำของทั้ง 3 ทางเลือก.....	109
4.4 การประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ.....	110
4.4.1 ประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม.....	110

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4.4.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ.....	118
4.5 สรุปผลการเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ.....	129
4.6 การประยุกต์ใช้ในการประเมินทางเลือกน้ำหมุนเวียน.....	130
4.6.1 การประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม.....	130
4.6.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ.....	131
4.6.3 สรุปผลการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ.....	140
5 สรุปผลการศึกษา.....	141
5.1 สภาพที่เหมาะสมของแต่ละทางเลือก.....	141
5.2 ประสิทธิภาพการบำบัดของแต่ละทางเลือก.....	141
5.3 การนำไปใช้ประโยชน์.....	142
5.4 การประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม.....	142
5.5 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ.....	142
5.6 สรุปผลการเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ.....	143
รายการอ้างอิง.....	144
ภาคผนวก	
ภาคผนวก ก ผลการศึกษาลักษณะน้ำทิ้ง.....	156
ภาคผนวก ข ผลการศึกษาระบบ CF.....	164
ภาคผนวก ค ผลการศึกษาระบบ UF.....	168
ภาคผนวก ง ผลการประเมินความเสี่ยง.....	173
ภาคผนวก จ บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์และเผยแพร่ในระหว่างการศึกษา.....	184
ประวัติผู้เขียน.....	202

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1 การนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ.....	9
2.2 มาตรฐานคุณภาพน้ำหมุนเวียนในการนำกลับมาใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ.....	10
2.3 มาตรฐานคุณภาพน้ำหมุนเวียนด้านอุปโภค-บริโภค และเกษตรกรรม.....	11
2.4 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของระบบหมุนเวียนน้ำประเภทต่าง ๆ.....	17
2.5 เปรียบเทียบข้อดี-ข้อเสียของสารสร้างตะกอน.....	22
2.6 ช่วง pH ที่เหมาะสมสำหรับสารสร้างตะกอนชนิดต่าง ๆ.....	24
2.7 การเปรียบเทียบชนิดของเยื่อกรองเมมเบรน.....	28
2.8 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณหาปริมาณ โลหะหนักที่เข้าสู่ร่างกาย.....	38
2.9 ค่า RfD และ SF ของสารเคมีแต่ละชนิด.....	39
2.10 ระดับความเสี่ยงตามค่าประเมิน Hazard quotient หรือ Hazard index.....	40
2.11 ระดับความเสี่ยงตามค่าประเมินค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง.....	40
2.12 ค่าที่ใช้หาความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัสเชื้อก่อโรค.....	41
2.13 เกณฑ์การเปรียบเทียบเป็นคู่.....	43
2.14 ค่าดัชนีความสอดคล้องตามขนาดของเมตริกซ์.....	43
2.15 สมการที่ใช้คำนวณค่าใช้จ่ายของระบบหมุนเวียนน้ำ.....	54
3.1 สภาวะที่กำหนดสำหรับการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของทางเลือกที่ 1 ระบบ CF.....	58
3.2 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำ.....	58
3.3 การแปรผันเพอมีอเทฟลักซ์.....	60
3.4 การแปรผันสัดส่วนน้ำเพอมีเอทอริเทนเทท.....	60
3.5 รายละเอียดของมมเบรนที่ใช้ในงานวิจัยครั้งนี้.....	61
3.6 จำนวนตัวอย่างและความถี่ในการเก็บตัวอย่าง.....	62
3.7 ค่าดัชนีความสอดคล้องตามขนาดของเมตริกซ์.....	67
3.8 มาตรฐานคุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์ด้านต่าง ๆ.....	68
3.9 เกณฑ์การจัดลำดับความสำคัญของประสิทธิภาพในการบำบัด.....	68

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
3.10 สมการที่ใช้สำหรับประเมินค่าใช้จ่ายของระบบหมุนเวียนน้ำ.....	68
3.11 ค่าที่ใช้หาความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัส <i>E-coli</i>	60
3.12 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณหาปริมาณโลหะหนักที่เข้าสู่ร่างกาย.....	62
3.13 ระดับความเสี่ยงตามค่าประเมิน HI.....	63
3.14 ระดับความเสี่ยงตามค่าประเมิน CR.....	63
4.1 ข้อมูลการทบทวนคุณภาพน้ำที่ขออนุญาต 5 ปี และผลการศึกษาค้างนี้.....	78
4.2 สภาวะที่เหมาะสมของการทดสอบ Jar Test.....	82
4.3 ผลการทดสอบทางสถิติค่าความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสี.....	84
4.4 ผลของกระบวนการ CF ต่อคุณลักษณะน้ำ.....	86
4.5 ปริมาณโลหะหนักในน้ำเข้าและออกจากระบบ.....	86
4.6 ผลของเพอมีเอทฟลักซ์ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น สี และ COD.....	88
4.7 ผลของสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททในการกำจัดความขุ่น สี และ COD.....	94
4.8 ผลของระบบ UF ต่อคุณลักษณะน้ำ.....	100
4.9 ปริมาณโลหะหนักในน้ำเข้าและออกจากระบบ UF.....	101
4.10 คุณลักษณะน้ำที่ผ่านระบบรวม CF+UF.....	103
4.11 ปริมาณโลหะหนักในน้ำเข้าและออกจากระบบ CF+UF.....	104
4.12 ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบหมุนเวียนน้ำทั้ง 3 ทางเลือก.....	106
4.13 เปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่และมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ของทั้ง 3 ทางเลือก.....	110
4.14 คุณภาพน้ำที่ผ่านมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ของทั้ง 3 ทางเลือก.....	110
4.15 เกณฑ์การเปรียบเทียบเป็นคู่.....	111
4.16 การเปรียบเทียบเป็นคู่ของเกณฑ์หลัก.....	112
4.17 น้ำหนักความสำคัญของเกณฑ์หลัก.....	112
4.18 การคำนวณหาค่า C.R.....	113
4.19 การคูณเมตริกซ์ของค่าที่เปรียบเทียบกับน้ำหนักสำคัญ.....	113
4.20 ผลลัพธ์จากการคูณเมตริกซ์.....	113
4.21 ผลหารในแนวนอนกับน้ำหนักสำคัญ.....	113

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.22 ค่าดัชนีความสอดคล้องตามขนาดของเมตริกซ์.....	114
4.23 เปรียบเทียบน้ำหนักสำคัญของเกณฑ์รองของคุณภาพน้ำสำหรับการนำไปใช้ประโยชน์.....	115
4.24 เกณฑ์การจัดลำดับความสำคัญของประสิทธิภาพในการบำบัด.....	116
4.25 ค่าความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการกำจัดความขุ่น.....	116
4.26 ค่าความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการกำจัดสี.....	116
4.27 ค่าความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการกำจัด COD.....	116
4.28 ค่าความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการกำจัด Total Coliform.....	117
4.29 ค่าความสำคัญเฉลี่ยของประสิทธิภาพในการบำบัดแต่ละทางเลือก.....	117
4.30 ค่าความสำคัญของค่าใช้จ่ายแต่ละทางเลือก.....	118
4.31 ผลการเปรียบเทียบความสำคัญในแต่ละทางเลือกของเกณฑ์รอง.....	118
4.32 สรุปผลลำดับความสำคัญของแต่ละทางเลือก.....	118
4.33 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณหาปริมาณโลหะหนักที่เข้าสู่ร่างกาย.....	121
4.34 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีด้านที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งและก่อให้เกิดมะเร็ง.....	122
4.35 การจัดลำดับความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีด้านที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งและก่อให้เกิดมะเร็ง.....	123
4.36 ปริมาณเชื้อ <i>E-coli</i> ที่ตรวจพบจากน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก.....	125
4.37 ค่าที่ใช้หาความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัส <i>E-coli</i>	126
4.38 ความเสี่ยงทางสุขภาพจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ <i>E-coli</i>	128
4.39 สรุปผลความเสี่ยงทั้ง 3 ทางเลือก.....	128
4.40 การเปรียบเทียบความเสี่ยงทางสุขภาพโดยใช้ AHP.....	128
4.41 สรุปผลการเปรียบเทียบความสำคัญทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ.....	129
4.42 สรุปผลลำดับความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการประเมินทางด้านวิศวกรรม.....	130
4.43 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีของนักศึกษาชาย.....	132
4.44 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีของนักศึกษาหญิง.....	133
4.45 การจัดลำดับความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีด้านที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งและก่อให้เกิดมะเร็ง.....	133
4.46 ความเสี่ยงสุขภาพจากการสัมผัสสารไม่ก่อมะเร็งที่สัดส่วนน้ำหมุนเวียนแตกต่างกัน.....	136
4.47 ความเสี่ยงสุขภาพจากการสัมผัสสารก่อมะเร็งที่สัดส่วนน้ำหมุนเวียนแตกต่างกัน.....	136

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.48 ความเสี่ยงทางสุขภาพจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ <i>E-coli</i>	139
4.49 การเปรียบเทียบความเสี่ยงทางสุขภาพของหอพักชายโดยใช้ AHP.....	139
4.50 การเปรียบเทียบความเสี่ยงทางสุขภาพของหอพักหญิงโดยใช้ AHP.....	139
4.51 การเปรียบเทียบความสำคัญทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพหอพักชาย.....	140
4.52 การเปรียบเทียบความสำคัญทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพหอพักหญิง.....	140
ก.1 ข้อมูลการทบทวนคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังปี 2556.....	157
ก.2 ข้อมูลการทบทวนคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังปี 2557.....	158
ก.3 ข้อมูลการทบทวนคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังปี 2558.....	159
ก.4 ข้อมูลการทบทวนคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังปี 2559.....	160
ก.5 ข้อมูลการทบทวนคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังปี 2560.....	161
ก.6 ทดสอบความแตกต่างของความขุ่นในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA.....	162
ก.7 ทดสอบความแตกต่างของความสีในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA.....	162
ก.8 ทดสอบความแตกต่างของ COD ในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA.....	162
ก.9 ทดสอบความแตกต่างของ Total Coliform ในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA.....	162
ก.10 ทดสอบความแตกต่างของ Fecal Coliform ในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA.....	163
ข.1 สภาวะที่เหมาะสมจากการทดสอบ Jar Test.....	165
ข.2 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นที่ความเข้มข้นของ PAC1 ในช่วง 60-70 mg/L ด้วย One Way ANOVA.....	166
ข.3 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดสีที่ความเข้มข้นของ PAC1 ในช่วง 60-70 mg/L ด้วย One Way ANOVA.....	166
ข.4 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นที่ความเข้มข้นของ Cation Polymer ในช่วง 1-8 mg/L ด้วย One Way ANOVA.....	166
ข.5 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดสีที่ความเข้มข้นของ Cation Polymer ในช่วง 1-8 mg/L ด้วย One Way ANOVA.....	167
ข.6 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นที่ค่า pH ในช่วง 7-9 ด้วย One Way ANOVA.....	167

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
ข.7 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดที่ค่า pH ในช่วง 7-9 ด้วย One Way ANOVA.....	167
ค.1 คุณลักษณะน้ำของเพอมีเอทฟลักซ์ 60 L/m ² .h.....	169
ค.2 คุณลักษณะน้ำของเพอมีเอทฟลักซ์ 80 L/m ² .h.....	169
ค.3 คุณลักษณะน้ำของเพอมีเอทฟลักซ์ 100 L/m ² .h.....	169
ค.4 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นที่เพอมีเอทฟลักซ์ต่างกัน ด้วย One Way ANOVA.....	170
ค.5 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดที่เพอมีเอทฟลักซ์ต่างกันด้วย One Way ANOVA.....	170
ค.6 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัด COD ที่เพอมีเอทฟลักซ์ต่างกัน ด้วย One Way ANOVA.....	170
ค.7 คุณลักษณะน้ำที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 25:75.....	171
ค.8 คุณลักษณะน้ำที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 50:50.....	171
ค.9 คุณลักษณะน้ำที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 75:25.....	171
ค.10 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นที่สัดส่วนน้ำ เพอมีเอทต่อรีเทนเททต่างกันด้วย One Way ANOVA.....	172
ค.11 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อ รีเทนเททต่างกันด้วย One Way ANOVA.....	172
ค.12 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัด COD สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อ รีเทนเททต่างกันด้วย One Way ANOVA.....	172
ง.1 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ CF.....	174
ง.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ UF.....	175
ง.3 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ CF+UF.....	176
ง.4 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางชีวภาพจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียน ที่ปนเปื้อนเชื้อ <i>E-coli</i>	177

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
ง.5 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ CF กรณีศึกษามทส. (ชาย).....	178
ง.6 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ UF กรณีศึกษามทส. (ชาย).....	179
ง.7 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจาก ระบบร่วม CF+UF กรณีศึกษามทส. (ชาย).....	180
ง.8 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ CF กรณีศึกษามทส. (หญิง).....	181
ง.9 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ UF กรณีศึกษามทส. (หญิง).....	182
ง.10 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ CF+UF กรณีศึกษามทส. (หญิง).....	183

สารบัญรูป

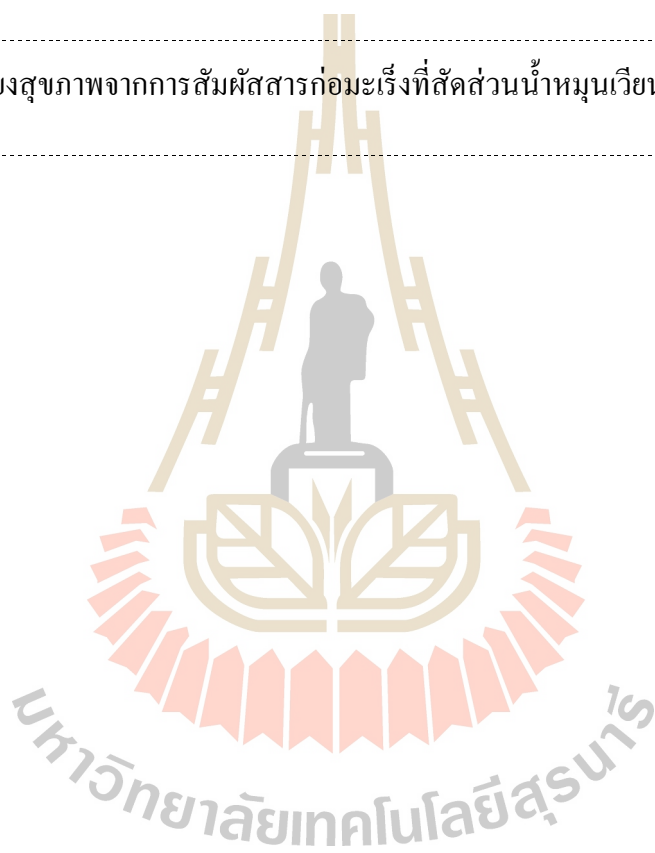
รูปที่	หน้า
2.1	การจำแนกขนาดของสารต่าง ๆ ในน้ำ..... 18
2.2	โครงสร้างทางเคมีของ Lapofloc PACI และ Alum..... 21
2.3	ความสามารถในการกรองของเมมเบรนแต่ละชนิด..... 26
2.4	ความสัมพันธ์ระหว่างความดันต่อเพอมีเอทฟลักซ์..... 30
2.5	การคำนวณค่า Cancer slope factor..... 36
2.6	อ่างเก็บน้ำภายใน มทส..... 45
2.7	ระบบผลิตน้ำประปามทส..... 48
2.8	กระบวนการบำบัดน้ำเสียน้ำเสียทางชีวภาพแบบบ่อคั้ง..... 47
2.9	กระบวนการผลิตน้ำหมุนเวียน..... 47
2.10	สมดุลมวลน้ำการใช้น้ำของมทส..... 48
2.11	ปริมาณการใช้น้ำแยกตามโซนในมหาวิทยาลัย..... 49
2.12	ข้อมูลการใช้น้ำประปาและน้ำหมุนเวียนปี 2555-2559..... 49
2.13	ค่าใช้จ่ายที่อัตราการผลิตต่าง ๆ ของระบบ Coagulation-Flocculation..... 53
2.14	ค่าใช้จ่ายที่อัตราการผลิตต่าง ๆ ของระบบ Ultrafiltration..... 53
3.1	ขั้นตอนในการดำเนินงานวิจัย..... 56
3.2	ขั้นตอนการทดลองหาสถานะที่เหมาะสมของทางเลือกที่ 1 ระบบ CF..... 59
3.3	จุดเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งเพื่อนำมาใช้ในการศึกษา..... 62
3.4	ทางเลือกที่ 1 ระบบ Coagulation-Flocculation..... 63
3.5	ทางเลือกที่ 2 ระบบ Ultrafiltration..... 63
3.6	ทางเลือกที่ 3 ระบบร่วม CF+UF..... 63
3.7	ขั้นตอนการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ..... 66
3.8	เกณฑ์ที่ใช้ในการประเมินทางเลือกด้านวิศวกรรม..... 66
3.9	ขั้นตอนในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพ..... 70
4.1	ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสีที่ปริมาณของ PACI แตกต่างกัน..... 81

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสีที่ปริมาณของ Polymer แตกต่างกัน.....	82
4.3 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสีที่ pH แตกต่างกัน.....	83
4.4 ประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำทิ้งของระบบ CF.....	87
4.5 ค่าความขุ่นของน้ำก่อนและหลังผ่านระบบ UF.....	89
4.6 ค่าสีของน้ำก่อนและหลังผ่านระบบ UF.....	90
4.7 ค่า COD ของน้ำก่อนและหลังผ่านระบบ UF.....	91
4.8 ค่าความดันของระบบ UF ที่เพอมีเอทฟลักซ์ต่าง ๆ.....	92
4.9 ผลการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ UF ในการกำจัดสี ความขุ่น และ COD.....	93
4.10 ความขุ่นของน้ำเข้าและออกระบบ UF ที่สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทตต่างกัน.....	95
4.11 สีของน้ำเข้าและออกระบบ UF ที่สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทตต่างกัน.....	96
4.12 ค่า COD ของน้ำเข้าและออกระบบ UF ที่สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทตต่างกัน.....	97
4.13 ค่าประสิทธิภาพของระบบ UF ที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทตแตกต่างกัน ในการกำจัดความขุ่น สี และ COD.....	98
4.14 ค่าความดันของระบบ UF ที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทตต่าง ๆ.....	98
4.15 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ UF.....	100
4.16 ค่าความขุ่น สี และ COD ของน้ำทิ้งก่อนและหลังผ่านระบบรวม CF+UF.....	102
4.17 ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบรวม CF+UF.....	103
4.18 ค่าความดันระหว่างการเดินระบบ UF และ CF+UF.....	105
4.19 ประสิทธิภาพในการบำบัดของทั้ง 3 ทางเลือก.....	106
4.20 ค่าความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสโลหะหนักของทั้ง 3 ทางเลือก.....	123
4.21 ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสโลหะหนักที่ก่อมาเริ่มของทั้ง 3 ทางเลือก.....	124
4.22 ปริมาณเชื้อ <i>E-coli</i> ที่ตรวจพบจากน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก.....	125
4.23 ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ <i>E-coli</i> ของทั้ง 3 ทางเลือก.....	127
4.24 ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสโลหะหนักทั้ง 3 ทางเลือก ของนักศึกษาชายและนักศึกษาหญิง.....	134

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.25 ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสโลหะหนักที่ก่อมะเร็ง (CR) ทั้ง 3 ทางเลือก ของนักศึกษาชายและนักศึกษาหญิง.....	134
4.26 ความเสี่ยงสุขภาพจากการสัมผัสสารไม่ก่อมะเร็งที่สัดส่วนน้ำหมุนเวียนแตกต่างกัน	137
4.27 ความเสี่ยงสุขภาพจากการสัมผัสสารก่อมะเร็งที่สัดส่วนน้ำหมุนเวียนแตกต่างกัน	138



คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

AHP	=	กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (Analytic Hierarchy Process)
CF	=	Coagulation-Flocculation
CF+UF	=	ระบบร่วมระหว่าง Coagulation-Flocculation และ Ultrafiltration
CR	=	ค่าความเสี่ยงของสารที่ก่อมะเร็ง
Cross Flow velocity	=	การไหลแบบไหลขวาง
Dead-end velocity	=	การไหลแบบปิดตาย
DOC	=	Dissolve Organic Carbon
Flux	=	แรงดันต่อพื้นที่เมมเบรน
Fouling	=	การอุดตัน
HQ	=	ค่าความเสี่ยงของสารที่ไม่ก่อมะเร็งชนิดเดียว (Hazard quotient)
HI	=	ค่าความเสี่ยงของสารที่ไม่ก่อมะเร็งทั้งหมดที่พิจารณา (Hazard index)
Microfiltration	=	กระบวนการไมโครฟิลเตรชัน
Nanofiltration	=	กระบวนการนาโนฟิลเตรชัน
NaOCl	=	โซเดียมไฮโปคลอไรด์
NaOH	=	โซเดียมไฮดรอกไซด์
PACl	=	Polyaluminum chloride
Permeate	=	น้ำที่ผ่านเมมเบรน
Permeate flux	=	อัตราการไหลต่อพื้นที่เมมเบรน
Retentate	=	น้ำที่ไม่ผ่านเมมเบรน
Reverse Osmosis	=	กระบวนการรีเวอร์สออสโมซิส
UF	=	Ultrafiltration
U.S. EPA	=	สำนักงานปกป้องสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศ สหรัฐอเมริกา

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

น้ำเป็นปัจจัยที่จำเป็นต่อการดำรงอยู่ของสิ่งมีชีวิต และเป็นปัจจัยสำคัญต่อกระบวนการผลิต ทั้งทางภาคเกษตรกรรมและอุตสาหกรรม เมื่อประเทศเกิดการพัฒนาหรือมีการเพิ่มขึ้นของจำนวนประชากร ทำให้ปริมาณความต้องการใช้น้ำเพิ่มขึ้น และเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้เกิดภาวะขาดแคลนน้ำ มาตรการแก้ไขปัญหาคาดแคลนน้ำมีอยู่ 2 วิธี คือ ลดการใช้ทรัพยากรน้ำหรือใช้อย่างคุ้มค่า และการใช้เทคโนโลยีช่วยในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ (NRC, 2012) จากการศึกษาที่ผ่านมาได้มีการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ เช่น ในกระบวนการผลิตทั้งภาคอุตสาหกรรมและเกษตรกรรม รวมถึงการนำมาใช้ประโยชน์ในชีวิตประจำวัน ซึ่งต้องคำนึงถึงผลกระทบที่เกิดจากการใช้น้ำหมุนเวียนต่อสิ่งแวดล้อมและสุขภาพของผู้ใช้น้ำที่อาจเกิดปัญหาจากการปนเปื้อนของน้ำหมุนเวียนในด้านกายภาพ เคมี และชีวภาพ นอกจากนี้ยังต้องคำนึงถึงค่าใช้จ่ายหรือความคุ้มค่าของกระบวนการหมุนเวียนน้ำ และการยอมรับของชุมชนในการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่

กระบวนการที่นำมาใช้ในการหมุนเวียนน้ำมีความสามารถในการกำจัดสารปนเปื้อนแตกต่างกัน เมื่อนำมาใช้ร่วมกันจะสามารถลดสารปนเปื้อนได้หลากหลายขึ้น ปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อการเลือกกระบวนการหมุนเวียนน้ำ ได้แก่ ประเภทของการนำน้ำกลับมาใช้ประโยชน์, คุณภาพน้ำที่ต้องการ, การบำรุงรักษา, ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ, ความรู้ความสามารถของบุคลากร และข้อจำกัดด้านสิ่งแวดล้อม (Asano et al., 2007) โดยกระบวนการที่นิยมนำมาใช้ในการหมุนเวียนน้ำ ได้แก่ กระบวนการสร้างและรวมตะกอน (Coagulation and Flocculation) เนื่องจากสามารถกำจัดตะกอนและสารแขวนลอยได้หลายชนิด, เทคโนโลยีเมมเบรน (Membrane Filtration) มีประสิทธิภาพในการกำจัดเชื้อโรค โลหะหนัก และแยกสารที่มีประจุได้พร้อม ๆ กัน, การดูดซับด้วยคาร์บอน (Carbon Adsorption) มีความสามารถในการดูดซับสีและสารที่ก่อให้เกิดกลิ่น เป็นต้น (NRC, 2012; Norton-Brandao, 2013)

จากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมา กระบวนการสร้างและรวมตะกอนเป็นกระบวนการที่นิยมนำมาใช้ในการหมุนเวียนน้ำ เนื่องจากเป็นกระบวนการที่ไม่ซับซ้อน การควบคุมดูแลไม่ยุ่งยาก มีประสิทธิภาพในการกำจัดสี, ความขุ่น และ COD ร้อยละ 99.1, 99.9 และ 38.1 ตามลำดับ (Bergamasco et al., 2011) แต่ไม่สามารถกำจัดสารจุลชีพได้อย่างมีประสิทธิภาพ ดังนั้น เทคโนโลยีเมมเบรนจึงเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่ได้รับความสนใจเป็นอย่างมากในปัจจุบันในการนำมาใช้หมุนเวียนน้ำเพื่อประโยชน์ในการอุปโภค-บริโภค เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติมากกว่าระบบการรวมและสร้างตะกอน และการดูดซับด้วยคาร์บอน (Korbutowicz, 2008) และเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูงมากกว่าร้อยละ 80 ในการกำจัดความขุ่น สี สารอินทรีย์ จุลินทรีย์ แบคทีเรีย และไวรัส (Chon et al., 2014; Bergamasco et al., 2011) จะเห็นได้ว่ากระบวนการบำบัดน้ำทั้ง 2 กระบวนการมีข้อดี-ข้อเสียในการบำบัดน้ำแตกต่างกันจึงได้รับความสนใจในการนำมาใช้เป็นระบบหมุนเวียนน้ำเพิ่มมากขึ้นในปัจจุบัน

แต่อย่างไรก็ตาม การหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์นั้น ประชาชนยังมีความกังวลในเรื่องของปัญหาสุขภาพ ในการศึกษาครั้งนี้จึงทำการประเมินความเสี่ยงสุขภาพจากการได้รับสัมผัสน้ำที่ผ่านกระบวนการหมุนเวียนน้ำกลับไปใช้ประโยชน์ เพื่อเป็นการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำให้มีความครอบคลุมมากยิ่งขึ้น และจากการทบทวนงานวิจัยทางด้านการประเมินความเสี่ยงสุขภาพจากน้ำหมุนเวียน พบว่าส่วนใหญ่จะมีการประเมินทางเคมีหรือชีวภาพเพียงด้านใดด้านหนึ่งเท่านั้น (Wang et al., 2013; Bai et al., 2016; Blanky et al., 2017) แต่ในน้ำทิ้งของชุมชนประชาชนมีความเสี่ยงสุขภาพทั้ง 2 ด้าน จึงเห็นควรต้องทำการประเมินความเสี่ยงสุขภาพทั้งสองด้าน โดยขั้นตอนในการประเมินความเสี่ยงทางด้านสุขภาพในการศึกษา จะใช้ขั้นตอนที่ไม่ยุ่งยากซับซ้อน ภายใต้อำนาจของข้อมูลที่มีอยู่ เพื่อใช้เป็นต้นแบบให้กับหน่วยงานอื่นที่เกี่ยวข้องนำไปใช้ประโยชน์ได้อย่างกว้างขวาง ดังนั้น การประเมินทางเลือกของระบบหมุนเวียนน้ำโดยคำนึงถึงความคุ้มค่าทางด้านวิศวกรรม และความเสี่ยงทางสุขภาพ จะทำให้เกิดการยอมรับของชุมชนในการนำน้ำหมุนเวียนไปใช้ประโยชน์ในด้านอื่น ๆ มากยิ่งขึ้น ในการศึกษาครั้งนี้จะศึกษากรณีการประเมินทางเลือกระบบหมุนเวียนน้ำของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี (มทส.) เนื่องจากปัจจุบันมทส. มีการหมุนเวียนน้ำด้วยระบบโอโซนร่วมกับกระบวนการสร้างและรวมตะกอน โดยมีการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ประมาณร้อยละ 20 ของปริมาณการใช้น้ำทั้งหมด โดยหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ในด้านการซักโครก และการรดน้ำต้นไม้เท่านั้น หากมหาวิทยาลัยต้องการเพิ่มปริมาณการใช้น้ำหมุนเวียน โดยนำน้ำหมุนเวียนไปใช้ประโยชน์ด้านต่าง ๆ เพิ่มมากขึ้น ต้องคำนึงถึงการยอมรับของชุมชนในการหมุนเวียนน้ำกลับไปใช้ประโยชน์

ดังนั้น การศึกษาวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินทางเลือกของระบบหมุนเวียนน้ำ 3 ทางเลือก ได้แก่ ระบบ Coagulation-Flocculation, ระบบ Ultrafiltration และ ระบบร่วมระหว่าง Coagulation-Flocculation และ Ultrafiltration ทางด้านวิศวกรรม (การนำน้ำไปใช้ประโยชน์, ประสิทธิภาพการบำบัด และค่าใช้จ่ายของระบบ) และความเสี่ยงทางสุขภาพ (ทางเคมีและชีวภาพ) โดยใช้น้ำทิ้งของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี เพื่อประโยชน์ในการใช้เป็นต้นแบบพิจารณาทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์สำหรับหน่วยงานที่เกี่ยวข้องต่อไป

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาและเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบหมุนเวียนน้ำ 3 ทางเลือก ได้แก่ ทางเลือกที่ 1 ระบบ Coagulation-Flocculation, ทางเลือกที่ 2 ระบบ Ultrafiltration และ ทางเลือกที่ 3 ระบบร่วมระหว่าง Coagulation-Flocculation และ Ultrafiltration

1.2.2 เพื่อประเมินความเสี่ยงสุขภาพจากการได้รับสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก โดยประเมินเส้นทางการได้รับสัมผัสผ่านทางกรกินจากการหมุนเวียนน้ำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา โดยพิจารณาลี้งคุณภาพ 2 ด้าน คือ ด้านเคมีและชีวภาพ

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

การศึกษาวิจัยทางเลือกในการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ใหม่ โดยการประเมินทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ มีขอบเขตงานวิจัยดังนี้

1.3.1 ศึกษาคุณภาพน้ำทิ้งทางด้านกายภาพ เคมี และชีวภาพ ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ต.สุรนารี อ.เมือง จ. นครราชสีมา โดยใช้ข้อมูลย้อนหลังอย่างน้อย 5 ปี และการเก็บตัวอย่างในภาคสนาม

1.3.2 ศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการเดินระบบทั้ง 3 ทางเลือก ได้แก่ ทางเลือกที่ 1 ระบบ Coagulation-Flocculation ทำการศึกษาปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการตกตะกอน ปริมาณสารเคมีที่ช่วยในการตกตะกอน และ pH เป็นต้น

ทางเลือกที่ 2 ระบบ Ultrafiltration ทำการศึกษาการแปรผันเพอมีเอทฟลักซ์ และ สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทท เป็นต้น

ทางเลือกที่ 3 ระบบ Coagulation-Flocculation และ Ultrafiltration

1.3.3 วิเคราะห์ประสิทธิภาพของระบบ ได้แก่ ความขุ่น (Turbidity), สี (Color), COD (Chemical Oxygen Demand) เป็นต้น

1.3.4 ประเมินทางเลือกด้านวิศวกรรม โดยใช้กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (AHP) มีเกณฑ์หลัก ได้แก่ ข้อมูลประสิทธิภาพของระบบ, ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ และการนำไปใช้ประโยชน์ (ใช้ในการอุปโภค-บริโภค, น้ำซักโครก, ปรับภูมิทัศน์ และใช้ในด้านเกษตรกรรม)

1.3.5 ประเมินความเสี่ยงสุขภาพจากการได้รับสัมผัสน้ำที่ผ่านกระบวนการหมุนเวียนทั้ง 3 ระบบ โดยประเมินเส้นทางการได้รับสัมผัสผ่านทางกรกินจากการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา โดยพิจารณาสิ่งคุกคามสุขภาพ 2 ด้าน คือ ด้านเคมี (สารที่ไม่ก่อมะเร็งและสารที่ก่อมะเร็ง) และชีวภาพ

1.4 ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย

1.4.1 สามารถใช้เป็นต้นแบบการพิจารณาทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ โดยพิจารณาจากการประเมินทางด้านวิศวกรรม คือ การนำน้ำไปใช้ประโยชน์ ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ และค่าใช้จ่ายของระบบ และพิจารณาจากการประเมินความเสี่ยงสุขภาพ คือ ความเสี่ยงจากการสัมผัสโลหะหนักและความเสี่ยงจากการสัมผัสเชื้อจุลินทรีย์ก่อโรค

1.4.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพสามารถใช้เป็นข้อมูลให้ชุมชนใช้ในการพิจารณาการยอมรับการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์



บทที่ 2

ปรัทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 การหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่

การหมุนเวียนน้ำ เป็นการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ โดยนำน้ำที่ผ่านการใช้ประโยชน์จากภาคอุตสาหกรรม คริวเรือน เกษตรกรรมหรือกิจกรรมอื่น ๆ มาผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำที่มีคุณภาพ ซึ่งนำกระบวนการทางกายภาพ เคมี หรือชีวภาพ มาช่วยในการบำบัดเพื่อให้ได้น้ำที่สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ในลักษณะต่าง ๆ ได้อย่างเหมาะสมและปลอดภัย ซึ่งในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้นั้น มีการใช้คำศัพท์ที่หลากหลาย มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

Water Reclamation หมายถึง การนำน้ำเสียกลับมาใช้ประโยชน์ โดยผ่านกระบวนการบำบัดเพื่อให้มีคุณภาพน้ำตามมาตรฐานในการนำไปใช้ประโยชน์ ซึ่งมีความหมายเหมือนกับน้ำรีไซเคิล (Recycled Water) (สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2548; NRC, 2012)

Water Reuse หมายถึง การนำน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดกลับมาใช้ประโยชน์ ซึ่งมีความหมายเหมือนกับคำว่า Wastewater Reuse (NRC, 2012)

Grey Water หมายถึง น้ำที่ผ่านการใช้งานจาก อ่างอาบน้ำ อ่างล้างมือ การซักผ้า อาบน้ำ ซึ่งไม่รวมน้ำโสโครก (Black Water) จากโถสุขภัณฑ์หรือจากการทำครัว (สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2548; NRC, 2012)

ในงานวิจัยนี้จะใช้คำว่า Water Reclamation ซึ่งเป็นการหมุนเวียนน้ำที่กลับมาใช้ประโยชน์ โดยผ่านกระบวนการในการปรับปรุงคุณภาพน้ำ จนได้น้ำที่มีคุณภาพน้ำตามมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ

2.2 มาตรฐานคุณภาพน้ำสำหรับการใช้ประโยชน์

น้ำที่ผ่านกระบวนการหมุนเวียนสามารถนำมาใช้ประโยชน์ในกิจกรรมต่าง ๆ โดยประเภทของการนำไปใช้ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของน้ำที่ผ่านการบำบัด ซึ่งเป็นข้อจำกัดในการนำไปใช้ประโยชน์ โดยต้องคำนึงถึงสุขภาพอนามัยของผู้ใช้น้ำด้วย (ธรรมธร นรพัลลภ, 2557) ในปัจจุบันหลายประเทศให้ความสำคัญกับการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ใหม่ และมีการนำไปใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ มีรายละเอียดและข้อจำกัดดังต่อไปนี้

2.2.1 การนำไปใช้ประโยชน์เพื่อการปรับภูมิทัศน์ (Landscape Irrigation) เป็นการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ที่ได้รับความนิยมอย่างแพร่หลาย ได้แก่ การนำมาใช้ประโยชน์ในการรดน้ำต้นไม้, สวนสาธารณะ, สนามกอล์ฟ, บริเวณโรงเรียน, เกาะกลางถนน และสนามหญ้า บริเวณที่อยู่อาศัย ซึ่งข้อจำกัดของการใช้ประโยชน์ในด้านนี้ คือ ค่าใช้จ่ายในการวางระบบเพื่อกระจายน้ำ, ฤดูกาลที่ต่างกันทำให้ปริมาณความต้องการน้ำต่างกัน และน้ำหมุนเวียนที่มีปริมาณของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS) สูงจะมีผลกระทบต่อพืช (NRC, 2012) เมือง Tianjin ประเทศจีน นำน้ำที่ชุมชนมาผ่านกระบวนการ Coagulation -Microfiltration จากนั้นฆ่าเชื้อโรคด้วยโอโซน และคลอรีน เพื่อนำกลับมาใช้ประโยชน์ในการปรับภูมิทัศน์ ดังแสดงในตารางที่ 2.1 ซึ่งกระบวนการนี้สามารถกำจัดเชื้อจุลินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่ปริมาณ Trihalomethanes ก่อนข้างสูง และจากการผลประเมินความเสี่ยงสุขภาพ พบว่า การสัมผัสสาร Trihalomethanes ของคนงานมีความเสี่ยงของการเกิดมะเร็งสูงกว่าประชาชนทั่วไป (Wang et al., 2013) ประเทศสหรัฐอเมริกาบริโภคน้ำดื่ม 85 ของระบบบำบัดน้ำเสียในเมืองคาบาคาบี (อัตราบำบัด 115,000 ลบ.ม./วัน) ใช้ไปในการรดสนามหญ้า และพื้นที่สีเขียวในเมือง อีกร้อยละ 15 ใช้รดเส้นทางสัญจรของอูฐ (คณะกรรมการมาตรฐานการประกอบวิชาชีพ, 2560) เป็นต้น

2.2.2 การนำมาใช้ประโยชน์ในชลประทานเพื่อการเกษตรกรรม (Agricultural Irrigation) เป็นการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์เพื่อแก้ไขปัญหาการขาดแคลนน้ำในการทำการเกษตร ปัจจุบันทั่วโลกมีการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ในทางเกษตรกรรมมากที่สุด (Jimenez and Asano, 2008) เนื่องจากน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดมีปริมาณไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโพแทสเซียม ซึ่งเป็นธาตุที่จำเป็นในการเจริญเติบโตของพืช เมื่อนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้จึงลดการใช้ปุ๋ยและประหยัดค่าใช้จ่าย แต่ปริมาณไนโตรเจนที่มากเกินไปจะกระตุ้นการเจริญเติบโตของพืช ทำให้คุณภาพของพืชและปริมาณผลผลิตลดลง โดยทั่วไปนำน้ำหมุนเวียนมาใช้ทั้งในพืชที่ใช้เป็นอาหาร (Food Crops), พืชที่ไม่ใช่อาหาร (Non-Food Crops) และการปศุสัตว์ (Livestock) ซึ่งข้อจำกัดของการใช้ประโยชน์ในด้านนี้ คือ แหล่งน้ำหมุนเวียนและพื้นที่ในการนำไปใช้ประโยชน์อยู่ห่างไกลกัน, ค่าใช้จ่ายในการวางระบบเพื่อกระจายน้ำ, ฤดูกาลที่ต่างกันทำให้ปริมาณความต้องการน้ำต่างกัน และน้ำหมุนเวียนที่มีปริมาณของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS) สูงจะมีผลกระทบต่อพืช (NRC, 2012) ในรัฐฟลอริดา ประเทศสหรัฐอเมริกา มีการส่งเสริมให้มีการนำน้ำหมุนเวียนมาใช้ประโยชน์ ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2509 ขณะนี้มี 63 จาก 67 เขตที่มีการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ โดยมีการนำกลับมาใช้ในการปลูกฝ้าย, ข้าวฟ่าง และข้าวสาลี ดังแสดงในตารางที่ 2.1 ต่อมา มีการขยายไปยังรัฐต่าง ๆ เช่น Arizona, California, Colorado, Florida, Idaho, North Carolina, Nevada, Texas, Utah, Washington และ Wyoming โดยรัฐที่นำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ปริมาณมาก

ที่สุด คือ California (270 MGD) รองลงมา คือ Florida (256 MGD) (Bryk et al., 2011) และประเทศออสเตรเลีย ได้จัดทำโครงการ Werribee Farm รวมน้ำทิ้งและน้ำเสียจากเทศบาลต่าง ๆ 50 แห่ง ปริมาณ 440,000 ลบ.ม./วัน ทำการบำบัดแบบบ่อฝิ่ง และ Overland Flow นำน้ำเหล่านี้ไปใช้ในการปลูกหญ้าเพื่อเลี้ยงวัวและแกะ ประเทศเม็กซิโกนำน้ำทิ้งจากเมืองเม็กซิโกซิตีปริมาณ 3,800,000 ลบ.ม./วัน ผ่านการบำบัดขั้นต้น (Coagulation-Flocculation) มาใช้ในการเกษตร พื้นที่ประมาณ 560,000 ไร่ ที่หุบเขา Mezquital ปลูกข้าวโพด ข้าวโอ๊ต ถั่ว ฯลฯ (คณะอนุกรรมการมาตรฐานการประกอบวิชาชีพ, 2560) เป็นต้น

2.2.3 การนำมาใช้ประโยชน์ในงานอุตสาหกรรม (Industrial Uses) น้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียของโรงงานโดยทั่วไปคุณภาพน้ำมีความเหมาะสมกับงานอุตสาหกรรมอยู่แล้ว โดยทั่วไปนำมาใช้ประโยชน์เกี่ยวกับหอหล่อเย็น (Cooling Towers), หม้อไอน้ำ (Boiler), การล้าง, การเคลื่อนย้ายวัตถุดิบหรือกระบวนการต่าง ๆ ที่มีการใช้น้ำ (MCES, 2007) ซึ่งข้อจำกัดของการใช้ประโยชน์ในด้านนี้ คือ ระยะห่างระหว่างแหล่งน้ำหมุนเวียนและพื้นที่ในการนำไปใช้ประโยชน์, ค่าใช้จ่ายในการวางระบบส่งน้ำ และคุณภาพของน้ำที่ขึ้นอยู่กับกระบวนการนำไปใช้ประโยชน์ ดังแสดงในตารางที่ 2.1 มีการนำมาใช้ประโยชน์ในหอหล่อเย็นในโรงงานอุตสาหกรรม และโรงไฟฟ้านิวเคลียร์ ในปี 2004 โรงงานอุตสาหกรรม ประเทศสหรัฐอเมริกา มีกระบวนการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ปริมาณ 1,565 MGD โดยไม่มีการปล่อยน้ำทิ้งออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ (NRC, 2012) เป็นต้น

2.2.4 การนำมาใช้ประโยชน์ในการสันตนาการ (Impoundments) เป็นการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์เพื่อการสันตนาการ 2 ด้าน คือ น้ำหมุนเวียนที่ต้องสัมผัสกับร่างกาย (Body Contact) เช่น การว่ายน้ำ การดำน้ำและการดูปะการัง เป็นต้น และกรณีที่ไม่สัมผัสร่างกาย (Non-Body Contact) เช่น การตกปลา พายเรือ เป็นต้น ซึ่งข้อจำกัดของการใช้ประโยชน์ในด้านนี้คือ ค่าใช้จ่ายในการวางระบบส่งน้ำ, ต้องกำจัดสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของสาหร่ายและผลกระทบทางนิเวศวิทยาที่ขึ้นอยู่กับคุณภาพของน้ำหมุนเวียนและความไวในการตอบสนองของสิ่งมีชีวิตแต่ละสายพันธุ์ (NRC, 2012) ดังแสดงในตารางที่ 2.1 รัฐแคลิฟอร์เนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา มีการนำน้ำทิ้งมาผ่านกระบวนการ Coagulation-Flocculation และฆ่าเชื้อด้วยคลอรีน และนำน้ำหมุนเวียนประมาณ 1.9 MGD ปล่อยลงสู่ทะเลสาบ 7 แห่ง มาใช้ประโยชน์เพื่อสันตนาการ เป็นแหล่งพักผ่อนหย่อนใจ ปิกนิก และพายเรือ (Asano et al., 2007)

2.2.5 การนำมาใช้ประโยชน์เพื่อเติมน้ำลงใต้ดิน (Groundwater Recharge) น้ำประมาณหนึ่งส่วนสามของน้ำดื่มในประเทศสหรัฐอเมริกามาจากแหล่งน้ำใต้ดิน (Hutson et al., 2000) และเมื่อมีปริมาณความต้องการใช้น้ำสูง แต่ปริมาณฝนต่ำทำให้เกิดการบุกรุกน้ำใต้ดิน จึงเกิดการทรุดตัว

ของดิน (NRC, 2008) ดังนั้น จึงมีการนำน้ำหมนเวียนเติมลงใต้ดิน เพื่อป้องกันการทรุดตัวและลดการรุกรานของน้ำทะเลในพื้นที่ติดทะเล ซึ่งข้อจำกัดของการใช้ประโยชน์ในด้านนี้ คือ ต้องมีความเหมาะสมทางธรณีวิทยา และอาจต้องใช้กระบวนการบำบัดขั้นสูง (NRC, 2012) ดังแสดงในตารางที่ 2.1 มีการนำน้ำหมนเวียนมาเติมลงใต้ดิน โดยใช้น้ำทิ้ง 70 MGD ที่ผ่านกระบวนการบำบัดขั้นสูง (Microfiltration, Reverse Osmosis และ Advanced oxidation) เพื่อป้องกันการรุกรานของน้ำทะเลในรัฐแคลิฟอร์เนีย (Crook, 2007)

2.2.6 การนำมาใช้ประโยชน์ด้านสิ่งแวดล้อม (Environmental Uses) เป็นการหมนเวียนน้ำกลับมาใช้ในการสร้างพื้นที่ชุ่มน้ำ, บ่อ สำหรับสัตว์และการประมง ซึ่งข้อจำกัดของการใช้ประโยชน์ในด้านนี้ คือ ต้องกำจัดแอมโมเนียและสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของสาหร่าย และผลกระทบทางนิเวศวิทยาที่ขึ้นอยู่กับคุณภาพของน้ำหมนเวียนและความไวในการตอบสนองของสิ่งมีชีวิตแต่ละสายพันธุ์ ดังแสดงในตารางที่ 2.1 มีการนำมาใช้ประโยชน์ในการสร้างพื้นที่ชุ่มน้ำ และบ่อสำหรับสัตว์ ของรัฐฟลอริดารองรับน้ำทิ้งประมาณ 20-35 MGD เป็นที่อยู่อาศัยสำหรับนกที่ใกล้สูญพันธุ์ และสัตว์หลายชนิด สัตว์ครึ่งบกครึ่งน้ำ และสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม จึงกลายเป็นแหล่งเรียนรู้ของโรงเรียนในท้องถิ่นและนักดูนก (NRC, 2012)

2.2.7 การนำมาใช้ประโยชน์ในการอุปโภค (Non-Potable Reuse) เป็นการหมนเวียนน้ำกลับมาใช้ในห้องน้ำ, ระบบดับเพลิง, ชักผ้า, ล้างรถ, ล้างถนน และน้ำพุ เป็นต้น ซึ่งมีข้อจำกัดของการใช้ประโยชน์ในด้านนี้ คือ ค่าใช้จ่ายสูงในการวางระบบส่งน้ำเพื่อนำไปใช้ ดังแสดงในตารางที่ 2.1 ในปี 2009 รัฐฟลอริดา ประเทศสหรัฐอเมริกา นำน้ำหมนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ในการอุปโภค 33 MDG มีการนำมาใช้ประโยชน์ในห้องน้ำ, ชักผ้า และล้างถนน (NRC, 2012)

2.2.8 การนำมาใช้ประโยชน์ในการอุปโภค-บริโภค (Potable Reuse) ในประเทศสหรัฐอเมริกามีการนำน้ำหมนเวียนกลับมาใช้ในการบริโภคมาเกือบ 50 ปี โดยจะแบ่งออกเป็น 2 ประเภท คือ ทางตรง (Direct Potable Reuse) เป็นการส่งน้ำหมนเวียนเข้าสู่เส้นท่อประปาและนำไปใช้ และทางอ้อม (Indirect Potable Reuse) เป็นการส่งน้ำหมนเวียนเข้าสู่แหล่งน้ำดิบของประปาหรืออ่างเก็บน้ำที่จะใช้ผลิตน้ำประปา ซึ่งข้อจำกัดของการใช้ประโยชน์ในด้านนี้ คือ ต้องใช้กระบวนการบำบัดขั้นสูง และต้องการแหล่งเก็บน้ำหลังผ่านกระบวนการบำบัด เป็นต้น ในรัฐเท็กซัส ประเทศสหรัฐอเมริกา มีการปล่อยน้ำหมนเวียนลงสู่แม่น้ำประมาณ 500 MGD แล้วนำมาผลิตน้ำประปา (NRC, 2012)

ตารางที่ 2.1 การนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ

ประเภท	ประเทศ	การใช้ประโยชน์	อ้างอิง
ปรับภูมิทัศน์	USA, China	สนามกอล์ฟ, สวนสาธารณะ, โรงเรียน	Crook (2005), FDEP (2011), Wang et al (2013)
เกษตรกรรม	USA, Greece, Italy, India	ด้านเกษตรกรรม เช่น ฝ้าย, ข้าวฟ่าง, ข้าวสาลี, มะเขือเทศ, ถั่วฝักยาว, ข้าวโพด และมะกอก	FDEP (2006), Marella (2009), Bryk et al (2011), Petousi et al (2015), Aiello et al (2007), Khamisi et al (2013)
อุตสาหกรรม	USA	หอหล่อเย็นในโรงงานอุตสาหกรรม, โรงไฟฟ้านิวเคลียร์	Veil (2007)
สันตนาการ	USA	นำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ในกรณีที่ไม่สัมผัสร่างกาย เช่น การตกปลา พายเรือ	Bryk, et al (2011)
เติมน้ำใต้ดิน	USA	การเติมน้ำใต้ดิน	FDEP (2006), Marella (2009)
สิ่งแวดล้อม	USA	สร้างพื้นที่ชุ่มน้ำ, บ่อสำหรับสัตว์	Bryk, et al (2011)
อุปโภค	USA, China	น้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ในห้องน้ำ, ล้างถนน, ซักรีด	USEPA (2012), FDEP (2011)
บริโภค	USA, Mexico	น้ำประปา	Livingston (2008), FDEP (2006), Marella (2009)

ในการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ คุณภาพน้ำต้องมีความเหมาะสมกับการนำไปใช้ประโยชน์ในแต่ละด้าน เพื่อความปลอดภัยของผู้ใช้น้ำและสิ่งแวดล้อม ซึ่งมาตรฐานการนำน้ำหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ในแต่ละด้าน แสดงดังตารางที่ 2.2-2.3 โดยมาตรฐานในการนำน้ำมาใช้ประโยชน์ในห้องน้ำ, ล้างถนน, คับเพลิง, รดน้ำต้นไม้, ล้างรถ และใช้ในงานก่อสร้าง มีมาตรฐานคุณภาพน้ำที่ใกล้เคียงกัน แต่สำหรับการนำมาใช้ประโยชน์ในห้องน้ำและล้างรถมีการกำหนดปริมาณของเหล็กและแมงกานีส เนื่องจากน้ำที่มีเหล็กและแมงกานีสสูงจะทำให้เกิดสีกับเครื่องสุขภัณฑ์ และส่งกลิ่นเหม็นทำให้ไม่เป็นที่พึงพอใจของผู้ใช้น้ำ และส่งผลกระทบต่อสุขภาพ เช่นเดียวกันกับการนำไปใช้ประโยชน์ด้านเกษตรกรรมที่มีการกำหนดปริมาณโลหะหนัก และจุลชีพ เป็นต้น เนื่องจากเมื่อร่างกายได้รับสัมผัสสิ่งเหล่านี้จะทำให้เกิดผลกระทบต่อสุขภาพตามมา

ตารางที่ 2.2 มาตรฐานคุณภาพน้ำหมุนเวียนในการนำกลับมาใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ (Rodrigues, 2002)

Parameters	Units	Toilet Flushing	Road sweeping / Fire control	Urban landscaping	Vehicle washing	Construction
pH	-	6.0-9	6.0-9	6.0-9	6.0-9	6.0-9
Color	chroma	30	30	30	30	30
Odor	-	No odor	No odor	No odor	No odor	No odor
Turbidity	NTU	5	10	10	5	20
TDS	mg/L	1500	1500	1000	1000	-
BOD ₅	mg/L	10	15	20	10	15
Ammonia-N	mg/L	10	10	20	10	20
Fe	mg/L	0.3	-	-	0.3	-
Mn	mg/L	0.1	-	-	0.3	-
DO	mg/L	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Residual Cl ₂	mg/L	Contact 30 min later ≥ 1.0 , The endpoint of pipe network ≥ 0.2				
Total coliform	CFU /L	3	3	3	3	3

ตารางที่ 2.3 มาตรฐานคุณภาพน้ำหมุนเวียนในการนำกลับมาใช้ประโยชน์ด้านอุปโภค-บริโภค และด้านเกษตรกรรม (Norton-Brandao, 2013)

Parameters	Units	Water supply	Agricultural Irrigation					
		WHO (2011)	Westcot and Ayers (1985)	WHO (1989)	US EPA (2004)	ANZECC (2000)	Spanish Royal Decree (2007)	Italian Decree (2003)
Physical quality								
Conductivity	dS/m	-	0.7-3 ^a	-	-	<0.65; 0.65- 1.3; 2.9-5.2 ⁱ	3	-
Sodium (Na)	mg/L	200	3-9; >3 ^{a,b}	-	-	115-230	-	-
Color	Pt-Co	15	-	-	-	-	-	-
Turbidity	NTU	4	-	-	-	-	-	-
TDS	mg/L	1000	450-2000 ^a	-	500-2000	-	-	-
TSS	mg/L	-	-	-	-	-	20	10
pH	-	6.5-8.5	6.5-8	-	6	-	-	6-9.5
Pathogenicity								
<i>E.coli</i>	CFU/100 mL	Not found	-	-	-	-	100	100
Fecal coliforms	CFU/100 mL	-	-	≤ 1000 ^c	-	-	-	-
Total coliforms	CFU/100 mL	-	-	-	0-1000 ^{d,c}	-	-	-

ตารางที่ 2.3 มาตรฐานคุณภาพน้ำหมุนเวียนในการนำกลับมาใช้ประโยชน์ด้านอุปโภค-บริโภค และด้านเกษตรกรรม (Norton-Brandao, 2013) (ต่อ)

Parameters	Units	Water supply	Agricultural Irrigation			
		WHO (2011)	US EPA (2004)	ANZECC (2000)	Spanish Royal Decree (2007)	Italian Decree (2003)
Heavy metals						
Aluminium (Al)	mg/L	0.9	5; 20 ^h	5; 20 ^h	-	1
Arsenic (As)	mg/L	0.01	0.1; 2 ^h	0.1; 2 ^h	0.1	0.02
Beryllium (Be)	mg/L	-	0.1; 0.5 ^h	0.1; 0.5 ^h	0.1	0.1
Cadmium (Cd)	mg/L	0.003	0.01; 0.05 ^h	0.01; 0.05 ^h	0.01	0.005
Chloride	mg/L	250	-	-	-	-
Cobalt (Co)	mg/L	-	0.05; 5 ^h	0.05; 0.1 ^h	0.05	0.05
Chromium (Cr)	mg/L	0.05	0.1; 1 ^h	0.1; 1 ^h	0.1	0.005
Copper (Cu)	mg/L	2	0.2; 5 ^h	0.2; 5 ^h	0.2	1
Cyanide	mg/L	0.5	-	-	-	-
Fluoride	mg/L	0.7	-	-	-	-
Iron (Fe)	mg/L	0.3	5; 20 ^h	0.2; 10 ^h	-	2
Lithium (Li)	mg/L	-	2.5; 2.5 ^h	2.5; 2.5 ^h	-	-
Manganese (Mn)	mg/L	0.1	0.2; 10 ^h	0.2; 10 ^h	0.2	0.2

ตารางที่ 2.3 มาตรฐานคุณภาพน้ำหมุนเวียนในการนำกลับมาใช้ประโยชน์ด้านอุปโภค-บริโภค และด้านเกษตรกรรม (Norton-Brandao, 2013) (ต่อ)

Parameters	Units	Water supply	Agricultural Irrigation			
		WHO (2011)	US EPA (2004)	ANZECC (2000)	Spanish Royal Decree (2007)	Italian Decree (2003)
Heavy metals						
Mercury	mg/L	0.006	-	-	-	-
Molybdenum (Mb)	mg/L	-	0.01; 0.05 ^h	-	0.01	-
Nickel (Ni)	mg/L	-	0.2; 2 ^h	0.2; 2 ^h	0.2	0.2
Lead (Pb)	mg/L	0.01	5; 10 ^h	2; 5 ^h	-	0.1
Selenium (Se)	mg/L	0.04	0.02; 0.02 ^h	0.02; 0.05 ^h	0.02	0.001
Vanadium (V)	mg/L	-	0.1; 1 ^h	0.1; 0.5 ^h	0.1	0.1
Zinc (Zn)	mg/L	3	2; 10 ^h	2; 5 ^h	-	0.5

หมายเหตุ: a = สำหรับการบริโภคในระดับเล็กน้อยถึงปานกลาง; b = สำหรับการชลประทานบนผิวดินและสปริงเกอร์ตามลำดับ; c = ชลประทานของพืชที่กินดิบ, ธัญพืช และพืชอุตสาหกรรม; d = พืชเศรษฐกิจที่เป็นอาหาร; e = ค่าขึ้นอยู่กับระดับการบำบัดน้ำและชนิดของพืช (กินดิบ) ประเทศสหรัฐอเมริกา; f = ค่าเฉพาะรัฐ New Jersey; g = กำหนดเฉพาะรัฐมิชิแกน; h = การชลประทานในระยะยาวและระยะสั้น; i = พืชที่มีความไวในการตอบสนองสูง ปานกลาง และต่ำ ตามลำดับ; j = พืชกินดิบที่มี และ ไม่มีการสัมผัส โดยตรงกับน้ำหมุนเวียน ตามลำดับ; k = ความเข้มข้นสูงสุด (mg/L) ซึ่งสามารถทนได้ในระยะเวลา 20 และ 100 ปี; l = การชลประทานเกษตรกรรมจากน้ำหมุนเวียนสัมผัส โดยตรงกับพืชที่กินดิบ

2.3 ระบบการหมุนเวียนน้ำ

การหมุนเวียนน้ำเป็นการปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งให้มีคุณภาพดีขึ้นจนสามารถนำกลับไปใช้ประโยชน์ได้ใหม่ กระบวนการหมุนเวียนน้ำมีหลายกระบวนการ ดังนั้น จึงมีความจำเป็นในการเลือกกระบวนการที่เหมาะสม กระบวนการที่นำมาใช้ ได้แก่ กระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ เพื่อใช้ในการปรับปรุงคุณภาพน้ำจนได้น้ำที่สามารถนำมาใช้ได้ในลักษณะต่าง ๆ อย่างเหมาะสมและปลอดภัย (ธรรมธร นรพัฒน์, 2557) การเลือกกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำนั้น ต้องคำนึงถึงประสิทธิภาพของระบบ, ราคา และการควบคุมระบบ (ทนงศักดิ์ วัฒนา, 2555) โดยกระบวนการที่มีการนำมาใช้ในการหมุนเวียนน้ำ มีดังต่อไปนี้

2.3.1 กระบวนการสร้างและรวมตะกอน (Coagulation and Flocculation) เป็นกระบวนการลดความเสถียรของอนุภาคคอลลอยด์ในน้ำ หรือความขุ่นของน้ำ ทำให้อนุภาคเหล่านี้รวมตัวกันเป็นของแข็งที่มีขนาดใหญ่และหนักขึ้น โดยอาศัยกระบวนการทางกายภาพร่วมด้วย คือ การกวนเร็วและกวนช้า ข้อดีของระบบ คือ สามารถแยกตะกอนและสารแขวนลอยออกจากน้ำเสียได้หลายชนิด ปฏิกริยาเกิดขึ้นได้รวดเร็ว การควบคุมดูแลไม่ยุ่งยาก ราคาถูก และสามารถลดการอุดตันของเยื่อกรองได้เมื่อนำมาใช้เป็น Pre-treatment ร่วมกับกระบวนการเมมเบรน แต่สามารถกำจัด Biopolymers เช่น Polysaccharides และ proteins ได้น้อย อาจจะทำให้ pH ของน้ำมีการเปลี่ยนแปลง ดังแสดงในตารางที่ 2.4 จากการศึกษาการนำกระบวนการสร้างและรวมตะกอนมาใช้ในการหมุนเวียนน้ำเสียชุมชนที่มีปริมาณ TSS ต่ำ (การละลายน้ำได้สูง) และปริมาณวัตถุอินทรีย์ละลายน้ำสูง (DOM) ที่มีองค์ประกอบหลักเป็น โพรตีน พบว่า สามารถกำจัด DOC และ TSS ได้อย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตามยังมีข้อจำกัดเนื่องจากปริมาณของ โพรตีน และ Polysaccharide ยังคงสูงถึง 1.6 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 1.2 มิลลิกรัมต่อลิตร (Cui et al., 2016)

2.3.2 Activated Carbon เป็นกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำ โดยใช้หลักการดูดซับ (Adsorption) และดูดซึม (Absorption) โดยยึดกันด้วยแรงแวนเดอร์วาลส์ ส่วนกระบวนการดูดซึมนั้น จะอาศัยหลักการแพร่ของก๊าซหรือสารประกอบเข้าไปในร่างแหรูพรุนภายในเม็ดถ่าน การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ได้รับความนิยมเป็นอย่างมาก โดยเฉพาะการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมสิ่งทอ, เคมี, หนั๋ง, ยา และอุตสาหกรรมอาหาร แต่มีค่าใช้จ่ายสูงเมื่อขยายขนาดไปใช้จริง และมีการนำกระบวนการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์มาใช้ร่วมกับกระบวนการ Ultrafiltration เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ขนาดเล็ก ในการหมุนเวียนน้ำทิ้งของโรงงานอุตสาหกรรมกลับมาใช้ประโยชน์ สิ่งปนเปื้อนจากน้ำทิ้งโรงงาน (DOC 8.8 ± 1.2 มิลลิกรัม/ลิตร) ใช้ถ่านกัมมันต์แบบผง 20 มิลลิกรัม/ลิตร สามารถกำจัดได้ร้อยละ 60-95 และใช้ถ่านกัมมันต์แบบผง 13 มิลลิกรัม/ลิตร (DOC 7.3 ± 1.9 มิลลิกรัม/ลิตร) สามารถกำจัดได้ร้อยละ 70 และสามารถลดการอุดตันของเมมเบรนได้ (Shanmuganathan, 2017)

2.3.3 ไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration: MF) เป็นกระบวนการแยกสารละลายโดยใช้เมมเบรนที่มีขนาดรูพรุนในช่วง 0.1-10 ไมโครเมตร โดยใช้ความดันอยู่ในช่วง 100-500 kPa โดยทั่วไปใช้แยกสารละลายที่มีโมเลกุลใหญ่ ๆ เช่น คอลลอยด์ และสารแขวนลอย หรือสารที่มีอนุภาคเล็ก ๆ ออกจากของเหลว เป็นต้น ประเทศตุรกี ได้มีการนำน้ำทิ้งที่ผ่านการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส มาผ่านกระบวนการเมมเบรน (MF หรือ UF ตามด้วย RO) และฆ่าเชื้อด้วยรังสียูวี น้ำที่ผ่านการหมุนเวียนแล้วที่มีคุณภาพสูงสามารถนำไปใช้งานได้ทั้งด้านอุตสาหกรรม และครัวเรือน (Maryam and Buyugungor, 2017)

2.3.4 อัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration: UF) เป็นกระบวนการแยกสารละลาย โดยใช้เมมเบรนที่มีขนาดรูพรุนในช่วง 2-200 นาโนเมตร โดยใช้ความดันอยู่ในช่วง 100-800 kPa ปัจจุบันมีการประยุกต์ใช้งานที่หลากหลาย เช่น กระบวนการผลิตน้ำประปา กระบวนการบำบัดน้ำทิ้ง การทำน้ำผลไม้ให้ใส การแยกสารโมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีน เอนไซม์ แป้ง ออกจากน้ำ เป็นต้น กระบวนการอัลตราฟิลเตรชันถูกนำมาใช้ในการหมุนเวียนน้ำทิ้ง เพื่อกำจัดจุลชีพที่มีผลกระทบต่อสุขภาพ ซึ่งสามารถกำจัดไวรัสได้อย่างมีประสิทธิภาพ เมื่อใช้ร่วมกับกระบวนการสร้างและรวมตะกอน (Lee et al., 2017)

2.3.5 นาโนฟิลเตรชัน (Nanofiltration: NF) เป็นกระบวนการที่ใช้แยกตัวถูกละลายที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำกว่า 1000 ดาร์ตัน ออกจากสารละลายที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง โดยช่วงความดันที่ใช้ คือ 1-2 MPa ปัจจุบันมีการประยุกต์ใช้ในอุตสาหกรรมหลายอย่าง เช่น การเก็บเกี่ยวโอลิโกแซคคาไรด์ (Oligosaccharides) จากน้ำทิ้งโรงงานถั่วเหลือง การเก็บเกี่ยวสีย้อมผ้าจากน้ำทิ้ง การผลิตน้ำดื่มจากน้ำกร่อย หรือระบบบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรม เป็นต้น นาโนฟิลเตรชันเป็นกระบวนการเมมเบรนที่นำมาใช้เพื่อกำจัดสารปนเปื้อนที่เป็นพิษ เช่น ไอออนโลหะหนัก จากน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม (Dasgupta et al., 2015)

2.3.6 ออสโมซิสผันกลับ (Reverse Osmosis: RO) เป็นกระบวนการกรองแยกน้ำและสารละลายบางชนิดออกจากสารละลายเข้มข้น โดยอาศัยแผ่นเยื่อบางมีโครงสร้างแบบแน่น หรือไม่มีรูพรุน โดยใช้ความดันสูงในการทำงานประมาณ 1-10 MPa ปัจจุบันมีการประยุกต์ใช้งานในการผลิตน้ำให้บริสุทธิ์ เช่น การผลิตน้ำจืดจากน้ำทะเล โดยการแยกน้ำออกจากสารละลายเกลือ ระบบผลิตน้ำบริสุทธิ์จากน้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสีย เพื่อนำน้ำมาใช้ประโยชน์ในกระบวนการผลิต เป็นต้น กระบวนการ RO มีประสิทธิภาพในการแยกสารอินทรีย์ที่มีขั้วและไม่มีขั้ว เกลือ เชื้อโรค และสารอาหารพร้อม ๆ กัน ดังนั้นสารอาหารที่มีคุณค่าสำหรับพืชจะถูกกำจัดออกจากน้ำทิ้ง แต่สามารถลดปริมาณการนำไฟฟ้า (EC) จากน้ำหมุนเวียนได้ ซึ่งเป็นการลดหรือหลีกเลี่ยงความเสียหายต่อพืช (Norton-Brandao., 2013)

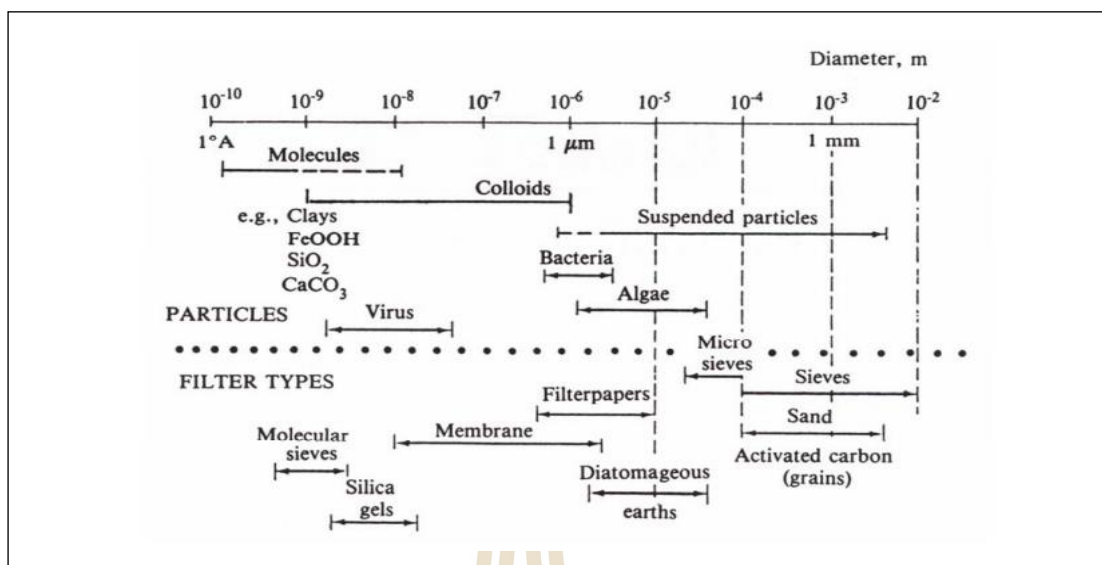
ในแต่ละระบบของการหมุนเวียนน้ำจะมีข้อดีและข้อเสียแตกต่างกันไป โดยในการเลือกระบบในการหมุนเวียนน้ำจำเป็นต้องคำนึงถึงจุดนี้ด้วย เพื่อให้สามารถเลือกใช้ระบบที่มีความเหมาะสมกับความต้องการทั้งด้านคุณภาพน้ำ ราคา พื้นที่ในการสร้างระบบ รวมถึงความรู้ความสามารถของบุคลากรในการควบคุมระบบ ซึ่งข้อดีข้อเสียของแต่ละระบบ ดังแสดงในตารางที่ 2.4 ในงานวิจัยนี้จะทำการศึกษาระบบหมุนเวียนน้ำ 3 ระบบ คือ Coagulation-Flocculation เนื่องจากเป็นระบบที่ง่าย การควบคุมดูแลไม่ยุ่งยาก และราคาถูก แต่เนื่องด้วยข้อจำกัดที่ไม่สามารถกำจัดเชื้อไวรัสที่มีผลกระทบต่อสุขภาพได้ทำให้น้ำหมุนเวียนจากระบบนี้ไม่ถูกนำไปใช้อย่างกว้างขวาง จึงมีการศึกษาระบบการหมุนเวียนน้ำด้วยระบบ Ultrafiltration เนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูงและสามารถกำจัดเชื้อจุลินทรีย์ที่มีผลกระทบต่อสุขภาพได้สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้หลากหลาย แต่เป็นระบบที่มีราคาแพง มีปัญหาในเรื่องของการอุดตัน ดังนั้น จึงนำระบบ Coagulation-Flocculation มาเป็นกระบวนการบำบัดขั้นต้นก่อนเข้าสู่ระบบ Ultrafiltration เพื่อลดปัญหาของการอุดตันและเป็นการลดค่าใช้จ่ายในการล้างทำความสะอาด นอกจากนี้การใช้ระบบ Coagulation-Flocculation ร่วมกับระบบ MF และ UF เพื่อกรองไวรัสในการผลิตน้ำดื่ม พบว่า มีประสิทธิภาพ ในการลดสี และไวรัส ในน้ำดื่มได้ (Fiksdal and Leiknes, 2006) แต่เนื่องด้วยค่าใช้จ่าย ประสิทธิภาพ และคุณภาพน้ำที่นำไปใช้ประโยชน์ของแต่ละระบบแตกต่างกัน จึงจำเป็นต้องมีการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ เพื่อให้สามารถนำน้ำไปใช้ประโยชน์ได้อย่างเหมาะสม

2.4 กระบวนการสร้างและรวมตะกอน (Coagulation and Flocculation)

โดยทั่วไปน้ำที่มีลักษณะบางประการที่ไม่พึงประสงค์ ได้แก่ ความขุ่นหรือสารแขวนลอย ถ้าสามารถกำจัดออกไปได้จะทำให้น้ำมีความน่าใช้มากขึ้น ความขุ่นของน้ำสามารถกำจัดได้ง่ายหรือยากนั้นขึ้นอยู่กับขนาดของอนุภาค เช่น ความขุ่นที่เกิดจากอนุภาคขนาดใหญ่จะสามารถกำจัดออกไปได้ง่ายกว่าอนุภาคขนาดเล็ก ซึ่งอนุภาคขนาดเล็กเรียกว่า อนุภาคคอลลอยด์ (Colloidal Particle) โดยทั่วไปความขุ่นจะมีขนาดอนุภาคต่าง ๆ อยู่ในช่วง 1 นาโนเมตร ถึง 1 ไมโครเมตร ดังแสดงในรูปที่ 2.1 เช่น ไวรัสมีขนาดอนุภาคอยู่ในช่วง 1 นาโนเมตร ถึง 0.1 ไมโครเมตร ซึ่งมีขนาดเล็กจนไม่สามารถตกตะกอนได้ด้วยน้ำหนักตัวเองภายในเวลาที่จำกัด และอนุภาคคอลลอยด์ยังสามารถแบ่งตามความชอบน้ำและไม่ชอบน้ำได้ ตัวอย่างอนุภาคที่ไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic) เช่น ดินเหนียว ทอง และโลหะอื่น ๆ อนุภาคที่ชอบน้ำ (Hydrophilic) เช่น โปรตีน สบู่ และผงซักฟอก เป็นต้น ซึ่งอนุภาคที่ไม่ชอบน้ำสามารถแยกตัวออกจากน้ำได้ง่ายกว่าอนุภาคที่ชอบน้ำ

ตารางที่ 2.4 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของระบบการหมุนเวียนน้ำประเภทต่าง ๆ

ระบบ	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
Coagulation- Flocculation	<ul style="list-style-type: none"> - สามารถแยกตะกอนและสารแขวนลอยออกจากน้ำเสียได้หลายชนิด - การควบคุมดูแลไม่ยุ่งยาก - สามารถลดการอุดตันของเยื่อกรองได้เมื่อนำมาใช้เป็น Pre-treatment - ราคาถูก 	<ul style="list-style-type: none"> - ทำให้ pH ของน้ำเปลี่ยนแปลง - บางกรณีใช้สารส้มสูงจึงจะตกตะกอน 	<p>Yu et al (2016)</p> <p>Huang et al (2007)</p> <p>Laabs et al (2006)</p> <p>Listiarini et al (2009)</p>
Activated Carbon	<ul style="list-style-type: none"> - การควบคุมและบำรุงรักษาง่าย สามารถดูดซับสารที่ก่อให้เกิดกลิ่นได้ - มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดสารอินทรีย์ 	การนำกลับมาใช้ใหม่ต้องมีการฟื้นฟู	ETPC (2009)
Membrane Filtration	<ul style="list-style-type: none"> - สามารถกำจัดเชื้อโรค สารที่มีประจุ และโลหะหนักได้พร้อม ๆ กัน - มีขนาดกะทัดรัดไม่เปลืองเนื้อที่ ไม่ต้องใช้สารเคมีในการแยกสารละลาย ใช้เวลานั้น มีประสิทธิภาพในการกำจัด ดังนี้ - MF แบบที่เรียล คอลลอยด์ โปรโตซัว - UF แบบที่เรียล คอลลอยด์ โปรโตซัว ไวรัส สารละลายน้ำขนาด 10-500 kDa - NF แบบที่เรียล คอลลอยด์ โปรโตซัว ไวรัส สารละลายน้ำขนาด 200-200 kDa และเกลือประจุบวกสอง - RO แบบที่เรียล คอลลอยด์ โปรโตซัว ไวรัส เกลือประจุบวกสอง และไอออนละลายน้ำ 	<ul style="list-style-type: none"> - ต้นทุนในการลงทุนสูง, ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบสูง - MF ไม่สามารถกำจัดไวรัสที่มีผลกระทบต่อสุขภาพได้ 	<p>Oron et al (2008)</p> <p>Chang et al (2005)</p> <p>Lazarova et al (1999)</p> <p>Matsushita et al (2005)</p>



รูปที่ 2.1 การจำแนกขนาดของสารต่าง ๆ ในน้ำ (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2542)

เนื่องจากอนุภาคที่ชอบน้ำมีโมเลกุลของน้ำห่อหุ้มอยู่เป็นเหมือนสิ่งกีดขวางที่ป้องกันไม่ให้อนุภาคต่าง ๆ เข้าใกล้และจับตัวกัน ซึ่งในน้ำผิวดินความขุ่นที่เกิดขึ้น เกิดจากอนุภาคของดินเหนียว ซึ่งเป็นอนุภาคแบบไม่ชอบน้ำที่มีประจุลบ อนุภาคประจุบวกมักเป็นสารอินทรีย์ซึ่งเป็นอนุภาคแบบชอบน้ำ (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2542) ด้วยเหตุนี้จึงมีความจำเป็นที่ต้องอาศัยกระบวนการสร้างและรวมตะกอนเพื่อช่วยในการตกตะกอน ซึ่งมีรายละเอียดของกระบวนการดังต่อไปนี้

2.4.1 หลักการสร้างและรวมตะกอน

กระบวนการสร้างและรวมตะกอน คือ การทำให้คอลลอยด์หรือสารแขวนลอยขนาดเล็กรวมตัวกันเป็นตะกอนขนาดใหญ่ขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากสารแขวนลอยมีประจุเป็นลบ จึงเกิดการผลักกัน ไม่สามารถรวมตัวกันเป็นตะกอนขนาดใหญ่ได้ ดังนั้นจึงต้องสะเทินประจุของอนุภาคเหล่านั้น ขั้นตอนในการสร้างและรวมตะกอน มีดังนี้

-การสร้างตะกอน (Coagulation) เป็นกระบวนการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์ (Destabilization) เพื่อให้คอลลอยด์รวมตัวและจับกันเป็นกลุ่มก้อนหรือฟล็อก (Floc) ซึ่งสามารถทำได้โดยการลดแรงผลักระหว่างอนุภาค โดยการเติมสารเคมี เช่น สารส้ม สารประกอบเหล็กบางตัว เพื่อสะเทินประจุหรือยึดจับกับอนุภาคในน้ำ พร้อมกับการกวนผสมอย่างรวดเร็วเพื่อกระจายสารสร้างตะกอนให้ทั่วถึงการสร้างตะกอนเกิดขึ้นได้ด้วยการเติมสารเคมีที่ เรียกว่า สารสร้างตะกอน (Coagulant) การเติมสารสร้างตะกอนด้วยความเข้มข้นและปริมาณที่เหมาะสม จะทำ

ให้ได้ประสิทธิภาพดีที่สุด ดังนั้น จำเป็นต้องทำการทดสอบเพื่อหาชนิดและปริมาณของสารสร้างตะกอนที่เหมาะสม ซึ่งเรียกการทดลองนี้ว่า Jar Test (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2541)

-การรวมตะกอน (Flocculation) เป็นกระบวนการที่ทำให้อนุภาคคอลลอยด์ที่ถูกทำลายเสถียรภาพแล้วจากกระบวนการสร้างตะกอน เคลื่อนที่มากระทบหรือสัมผัสกัน เพื่อรวมตัวเป็นกลุ่มตะกอนขนาดใหญ่ที่สามารถตกตะกอนได้ง่าย แต่หากมีการสัมผัสระหว่างอนุภาคแต่ไม่จับตัวกัน ไม่ถือว่าเป็นเกิดการรวมตะกอน

กลไกของกระบวนการสร้างและรวมตะกอน ที่ทำให้คอลลอยด์หรือสารแขวนลอยรวมตัวกัน และตกตะกอนออกจากน้ำ คือ

1) ทำลายเสถียรภาพ (Destabilization) ของอนุภาคคอลลอยด์

การเติมสารเคมีที่มีประจุตรงกันข้ามกับประจุของอนุภาค ทำให้ความหนาของชั้นกระจาย (Diffuse Layer) ลดลง และทำให้ค่าศักย์ไฟฟ้า (Zeta Potential) ที่ผิวอนุภาคของอนุภาคลดลงอนุภาคคอลลอยด์เกิดการรวมตัว และแยกตัวออกจากน้ำได้

2) กลไกการดูดติดผิวและทำลายประจุ (Adsorption and Charge Neutralization)

สารเคมีบางชนิดสามารถดูดติดบนผิวของอนุภาคคอลลอยด์ได้ ถ้าสารเหล่านั้นมีประจุไฟฟ้าที่ตรงข้ามกับอนุภาคคอลลอยด์ การดูดติดผิวจะมีผลในการลดค่าศักย์ไฟฟ้าและทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ ซึ่งแตกต่างจากกลไกแรกเนื่องจากกลไกแรกจะไม่เกิดการดูดติดผิวที่อนุภาคคอลลอยด์ ซึ่งกลไกการดูดติดผิวต้องการประจุที่ต่างจากอนุภาคคอลลอยด์น้อยกว่าแบบแรก เนื่องจากประจุสามารถเข้าถึงผิวอนุภาคได้ การลดค่าศักย์ไฟฟ้าของอนุภาคจึงได้ผลดีกว่าประจุที่ไม่สามารถเข้าถึงผิวอนุภาคได้ กลไกการดูดติดผิวสามารถเปลี่ยนประจุของอนุภาคให้เป็นตรงกันข้ามกับของเดิม ซึ่งเกิดจากการให้สารตกตะกอนมากเกินไป ทำให้คอลลอยด์กลับมามีเสถียรภาพ

3) กลไกการสร้างผลึกเพื่อให้อนุภาคคอลลอยด์มาเกาะจับ (Sweep Coagulation)

เมื่อเติมสารประกอบเกลือของโลหะ ไปในน้ำในปริมาณที่เพียงพอจะมีการตกผลึกเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว อนุภาคคอลลอยด์อาจเป็นแกนในของผลึกดังกล่าวเพื่อทำให้ผลึกมีขนาดใหญ่หรืออาจจับตัวรวมกับผลึก ลักษณะที่เกิดขึ้นนี้ถือเป็นการเพิ่มขนาดและน้ำหนักให้กับอนุภาคคอลลอยด์ ส่งผลให้คอลลอยด์สูญเสียเสถียรภาพและสามารถตกตะกอนได้

เนื่องจากกลไกนี้ต้องอาศัยปริมาณของสารสร้างตะกอนที่เหมาะสม ซึ่งแปรผกผันกับปริมาณของคอลลอยด์ คือ น้ำที่มีปริมาณความขุ่นน้อยต้องใช้สารสร้างตะกอนปริมาณมากจึงจะตกตะกอนได้ดี ในทางตรงกันข้ามน้ำที่มีความขุ่นสูงอาจใช้สารตกตะกอนน้อยกว่า สาเหตุเกิดจากน้ำที่มีความขุ่นต่ำจะมีโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคน้อย ดังนั้น แม้จะมีการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์แล้วแต่การตกตะกอนอาจเกิดขึ้นได้ไม่ดี จึงต้องให้สารตกตะกอนในปริมาณมากเพื่อ

สร้างผลึกจำนวนมาก ในการเป็นเป้าสัมผัสให้กับอนุภาคคอลลอยด์ ในกรณีที่มีน้ำมีความขุ่นสูง โอกาสในการสัมผัสกันของอนุภาคมีสูง จึงไม่จำเป็นต้องอาศัยสารตกตะกอนในปริมาณมาก

กลไกนี้ไม่จำเป็นต้องทำลายประจุที่ผิวนอกของอนุภาคคอลลอยด์ การตกตะกอนจึงไม่จำเป็นต้องเกิดขึ้นในขณะที่ค่าศักย์ไฟฟ้ามีค่าต่ำที่สุด แต่สำหรับกลไกนี้ค่า pH มีความสำคัญมาก เนื่องจากมีความสัมพันธ์ระหว่าง pH และความสามารถในการตกผลึกของสารชนิดต่าง ๆ สารสร้างตะกอนแต่ละตัวจะมีค่า pH ที่เหมาะสมแตกต่างกัน ซึ่งในการผลิตน้ำประปามักทำให้เกิดกลไก Sweep Coagulation

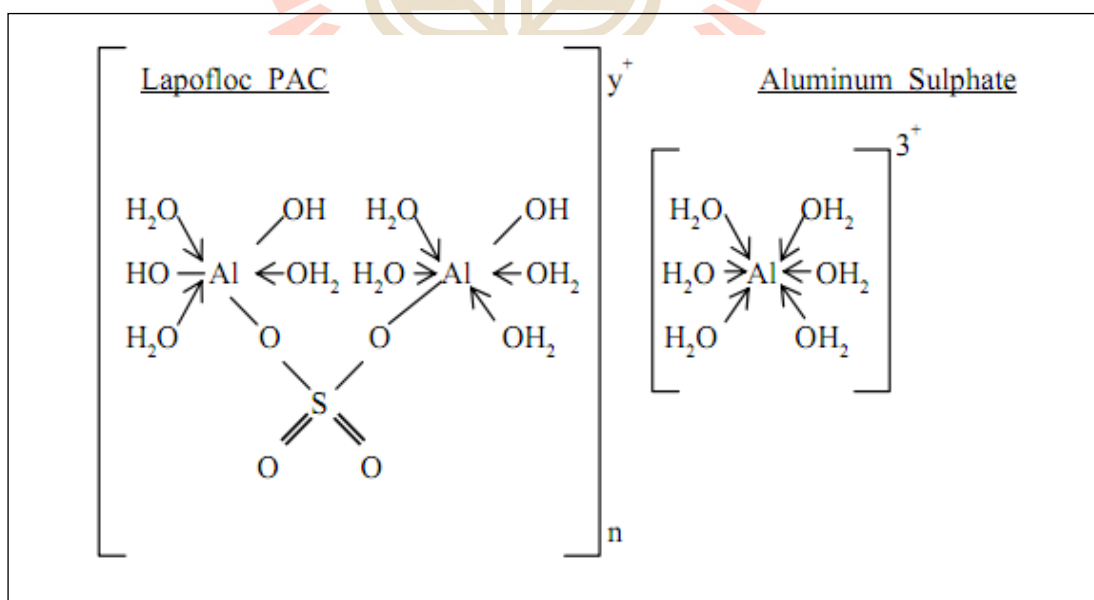
4) กลไกสร้างสะพานเชื่อมต่ออนุภาคคอลลอยด์ (Polymer Bridging)

สารประกอบตามธรรมชาติหลายชนิด เช่น แป้ง เซลลูโลส น้ำตาลและโปรตีนบางชนิด รวมทั้งสารอินทรีย์โพลีเมอร์ที่สังเคราะห์ขึ้นสามารถใช้เป็นสารในการกำจัดอนุภาคคอลลอยด์ได้ สารเหล่านี้มีอนุภาคขนาดใหญ่มาก ประจุไฟฟ้าอาจเป็นได้ทั้งประจุบวก ลบ หรือไม่มีประจุก็ได้ ซึ่งโมเลกุลของโพลีเมอร์จะเกาะติดบนอนุภาคคอลลอยด์ได้หลายตำแหน่ง การเกาะติดอาจเป็นผลมาจากประจุที่ต่างกันของโพลีเมอร์และคอลลอยด์ หรือเป็นแรงของปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นระหว่างประจุที่เหมือนกัน อนุภาคที่มีโพลีเมอร์เกาะติดอยู่โดยมีปลายอิสระสำหรับเกาะบนอนุภาคอื่น ถือได้ว่าเป็นอนุภาคที่สูญเสียเสถียรภาพแล้ว อนุภาคดังกล่าวที่สามารถจับกับอนุภาคอื่น ๆ โดยมีโพลีเมอร์เป็นสะพานเชื่อมจะเกิดขึ้นได้ตลอดหากยังมีโพลีเมอร์และตำแหน่งว่างบนผิวอนุภาค หากใช้โพลีเมอร์ในปริมาณมากเกินไปอาจก่อให้เกิดผลเสียได้ เพราะโพลีเมอร์หลายโมเลกุลจะไปเกาะที่อนุภาคของคอลลอยด์ จนกระทั่งไม่มีที่ว่างบนอนุภาคคอลลอยด์ในการจับกับโพลีเมอร์ที่อยู่บนอนุภาคคอลลอยด์อื่น ๆ อนุภาคคอลลอยด์ที่เกิดขึ้นจึงเป็นแบบที่มีเสถียรภาพ การกวนน้ำแรง หรือนานเกินไปอาจทำให้ Flocc ที่เกิดขึ้นแตกออกและทำให้ปลายอิสระของโพลีเมอร์เกาะจับบนอนุภาคเดิม เสถียรภาพของคอลลอยด์จึงกลับมาอีก (มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542)

2.4.2 สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการสร้างและรวมตะกอน

1) สารสร้างตะกอน ในปัจจุบันสารสร้างตะกอน แบ่งเป็นหลายกลุ่มด้วยกัน แต่ที่นิยมนำมาใช้แบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มที่มีอลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบ ได้แก่ Aluminium Sulphate [$\text{Al}(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$] หรือสารส้ม (Alum), Sodium Aluminium , Polyaluminum Chloride (PACl) เป็นต้น และ กลุ่มที่มีเหล็กเป็นองค์ประกอบ ได้แก่ Ferric Sulphate (FeSO_4), Ferric Sulphate [$\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$], Ferric Chloride (FeCl_3) เป็นต้น สารสร้างตะกอนกลุ่มที่มีเหล็กเป็นองค์ประกอบ ทำให้การจับตัวของ Flocc แน่น และทำงานได้ดีที่ pH สูง จึงต้องเสียค่าใช้จ่ายในการปรับ pH ส่วนสารสร้างตะกอนกลุ่มที่มีอลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบสามารถทำงานได้ดีในช่วง pH 5.5-8.0 แต่มีการจับตัวกันของ Flocc ไม่แน่น ซึ่ง PACl มีความสามารถในการสร้าง Flocc, ตกตะกอน

และประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นดีกว่า Alum ดังแสดงในตารางที่ 2.5 ดังนั้น ในการเลือกใช้สารสร้างตะกอนต้องพิจารณาถึงความเหมาะสมตามลักษณะคุณภาพน้ำ ในการศึกษาเลือกใช้ PACl เนื่องจากเป็นสารสร้างตะกอนที่นิยมใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปา และลักษณะคุณภาพน้ำที่นำมาผ่านกระบวนการหมุนเวียนอยู่ในช่วง pH ที่เหมาะสมในการทำงานของ PACl ทำให้ไม่ต้องเสียค่าใช้จ่ายเพื่อปรับสภาพน้ำให้มีความเหมาะสม โดย PACl เป็นสารสร้างตะกอนที่นิยมใช้ในประเทญี่ปุ่นและบางประเทศในทวีปยุโรปตั้งแต่ปี ค.ศ. 1970 เป็นต้นมา PACl ถูกเตรียมขึ้นโดยอลูมิเนียมที่เป็น Al_2O_3 ทำปฏิกิริยากับ HCl ที่อุณหภูมิสูง เพื่อให้เกิดเป็น $AlCl_3$ แล้วทำปฏิกิริยาต่อดัวย่างที่อุณหภูมิและความดันสูงเพื่อให้รวมตัวกันเป็นอลูมิเนียมโพลีเมอร์ที่มีขนาดอนุภาคใหญ่ขึ้น ซึ่งเมื่อเติมสารส้มลงไปในสารละลายนี้ สารส้มจะไปลดความเข้มข้นของ Al_2O_3 ให้เหลือ 10-11% และเติมซัลเฟตลงไปเพื่อทำหน้าที่เป็นสะพานเชื่อมระหว่างอลูมิเนียม 2 อะตอม สูตรโดยทั่วไป คือ $Al_n(OH)_m Cl_{3-n-m}$ ดังรูปที่ 2.2 แสดงโครงสร้างทางเคมีของ Lapofloc PACl (Hundt and O'Melia, 1988; Virarahavan and Wimmer, 1988) จากการศึกษา พบว่าประสิทธิภาพของการกำจัดสารหนูของ PACl > Polyaluminum Sulfate > Aluminum Chloride > Aluminum Sulfate (Bratby, 2006) พบว่า PACl มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ได้ดีกว่า Aluminum Chloride (Cui et al., 2016) และจากการศึกษาของ Rizzo et al. (2005) พบว่า PACl สามารถกำจัดความขุ่นได้ดีกว่า Alum และ $FeCl_3$



รูปที่ 2.2 โครงสร้างทางเคมีของ Lapofloc PACI และ Alum

ตารางที่ 2.5 เปรียบเทียบข้อดี-ข้อเสียของสารสร้างตะกอน (สมพงษ์ หิรัญมาศสุวรรณ, 2554)

สารสร้าง ตะกอน	ข้อดี	ข้อเสีย
กลุ่มที่มีอลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบ		
Alum	-ราคาไม่แพง -มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดความขุ่น -การกัดกร่อนน้อย	-การรวมตัวของ Floc ไม่แน่น -pH > 8 ไม่มีประสิทธิภาพ
PACl	-การสร้าง Floc และตกตะกอนดีกว่า Alum -ใช้ได้กับน้ำที่ pH กว้างกว่า Alum โดยเฉพาะที่ pH น้อยกว่า 5.5 หรือมากกว่า 7 -ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นดีกว่า -pH หลังการบำบัดไม่ต่ำเหมือนใช้ Alum	- pH > 8 ไม่มีประสิทธิภาพ
กลุ่มที่มีเหล็กเป็นองค์ประกอบ		
Ferrous Sulphate	-ราคาไม่แพง -การรวมตัวของ Floc แน่น	-ต้องปรับ pH ด้วยปูนขาว ให้ช่วง pH เหมาะสม ทำให้มีประสิทธิภาพ
Ferric Sulphate	-การจับตัวของ Floc แน่น -ทำงานได้ดีในช่วง pH ที่เป็นค่า	-ต้องมีการปรับ pH ด้วยปูนขาว -มีฤทธิ์กัดกร่อนและแพง
Ferric Chloride	-การจับตัวของ Floc แน่น -ทำงานได้ดีในช่วง pH ที่เป็นค่า	-ต้องมีการปรับ pH ด้วยปูนขาว -มีฤทธิ์กัดกร่อนและแพง

2) สารเคมีที่ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการตกตะกอน (Coagulant Aids or Polyelectrolytes) ในปัจจุบันสารช่วยสร้างตะกอนที่นิยมใช้กันมากที่สุด คือ สารโพลีเมอร์ โดยสามารถแบ่งได้ 2 ชนิด คือ โพลีเมอร์ที่ได้จากธรรมชาติ (Natural Polymer) เช่น เซลลูโลส, เจลาติน, แป้ง เป็นต้น และโพลีเมอร์ที่ได้จากการสังเคราะห์ (Synthetic Polymer) โดยการนำ โมโนเมอร์หนึ่งหรือสองชนิดมารวมกันซึ่งสามารถจัดสารสังเคราะห์ขึ้นได้ตามต้องการ โดยสามารถทำให้มีขนาดแตกต่างกันทำให้มีน้ำหนักโมเลกุลที่แตกต่าง และยังสามารถจัดการเกี่ยวกับโครงสร้างของโพลีเมอร์ให้เป็นเส้นตรงหรือกิ่งสาขาได้ โพลีเมอร์บางครั้งเรียกว่า

โพลีอิเล็กโทรไลต์ (Polyelectrolytes) เมื่อพิจารณาถึงประจุที่มีอยู่บนสายโพลีเมอร์ สามารถแบ่งได้เป็น 3 ชนิด คือ

- Anionic Polymer เป็นโพลีเมอร์ที่มีประจุเป็นลบ เช่น Polyacryamide
- Cationic Polymer เป็นโพลีเมอร์ที่มีประจุเป็นบวก เช่น Polyamide
- Nonionic Polymer เป็นโพลีเมอร์ที่ไม่มีประจุ เช่น แป้ง

โพลีเมอร์เป็นสารเคมีที่นำมาใช้ได้หลายวัตถุประสงค์ แต่ที่สำคัญคือใช้เป็นสารช่วยเร่งให้สร้างตะกอน ซึ่งโพลีเมอร์มีโครงสร้างเป็นสายยาวเมื่อเติมลงไปในกระบวนการสร้างตะกอน โพลีเมอร์จะทำหน้าที่เป็นสะพานเชื่อมให้กลุ่มตะกอนเคลื่อนที่มาสัมผัสและรวมกันตกตะกอนลงมาเร็วขึ้น แต่หากเติมในปริมาณที่มากเกินไปจะทำให้อนุภาคคอลลอยด์กลับคืนมาสู่สถานะเสถียรอีกครั้ง (มัลลิกา ปัญญาอะโป, 2556; วาลิกา ภาณุพิณฑุ, 2557) โพลีเมอร์เป็นสารช่วยสร้างตะกอนที่นิยมใช้ เนื่องจากช่วยลดปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดได้ ทำให้ได้กลุ่มตะกอนที่มีขนาดเล็กและแน่น ตะกอนที่เกิดขึ้นจะมีน้ำเป็นองค์ประกอบน้อย (Oladoja, 2016)

2.4.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการสร้างและรวมตะกอน

ในกระบวนการสร้างและรวมตะกอนจะดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพขึ้นอยู่กับปัจจัยดังนี้ (วาลิกา ภาณุพิณฑุ, 2557; Bratby, 2006)

1) อุณหภูมิ มีผลต่อความหนืดของน้ำ คือ อุณหภูมิค่าความหนืดสูง ทำให้อัตราการตกตะกอนช้าลงเพราะการรวมตัวเกิดกลุ่มก้อนช้า และอุณหภูมิสูงความหนืดต่ำ ทำให้อัตราการตกตะกอนได้ดีเพราะการรวมตัวเกิดกลุ่มก้อนเร็ว จากการศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการรวมตัวกันของตะกอนดินเหนียวในการผลิตน้ำประปา โดยใช้ Alum, Ferric Sulphate และ PACl เป็นสารสร้างตะกอน ที่อุณหภูมิระหว่าง 6-29 องศาเซลเซียส พบว่า Floc เกิดขึ้นได้ช้าที่อุณหภูมิต่ำ ในทุกอุณหภูมิการใช้ PACl เป็นสารสร้างตะกอนจะทำให้เกิด Floc ใหญ่สุด รองลงมา คือ Ferric Sulphate และ Alum (Fitzpatrick et al., 2004) และจากการศึกษาอุณหภูมิในช่วง 4-18 องศาเซลเซียส ของ Guan และคณะ พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นจะเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น (Guan et al., 2011)

2) คุณสมบัติและชนิดของคอลลอยด์ในน้ำ เป็นสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ที่มีสภาพเป็นประจุบวกหรือประจุลบหรือเป็นคอลลอยด์ประเภทที่ไม่ชอบน้ำ จะมีโอกาสถูกกำจัดออกจากน้ำได้ง่ายกว่าประเภทที่ชอบน้ำ หากทราบชนิดของคอลลอยด์ จะช่วยในการตัดสินใจเลือกใช้สารที่ช่วยในการตกตะกอนได้อย่างเหมาะสม โดยกระบวนการสร้างและรวมตะกอนสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้ประมาณร้อยละ 30-60 โดยเฉพาะสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ที่มีคุณสมบัติไม่ชอบน้ำ (Gheraout, 2014)

3) ปริมาณของคอลลอยด์ในน้ำ ถ้าน้ำมีปริมาณคอลลอยด์มากจะตกตะกอนได้ดีกว่าและใช้สารสร้างตะกอนในปริมาณที่น้อยกว่าน้ำที่มีปริมาณคอลลอยด์น้อย เพราะน้ำที่มีความเข้มข้นสูง อนุภาคจะมีโอกาสสัมผัสกันได้ง่าย (วาลิกา ภาณุพิณฑุ, 2557)

4) ค่า pH ของน้ำที่เหมาะสม เนื่องจากการสร้างตะกอนแต่ละชนิดจะให้ประสิทธิภาพที่ดีที่สุดที่ pH ต่างกัน ดังนั้น จึงต้องมีการหาค่า pH ของน้ำก่อนเพื่อปรับสภาพการตกตะกอน ถ้าปฏิกิริยาไม่เกิดใน pH ที่เหมาะสมจะทำให้ผลการตกตะกอนที่เกิดขึ้นไม่ดีและเป็นการสิ้นเปลืองสารเคมี อีกทั้งยังทำให้คุณภาพน้ำไม่ดีเท่าที่ควร โดยทั่วไปการใช้สารส้มเป็นสารสร้างตะกอนจะให้ผลดีในน้ำที่มี pH อยู่ในช่วง 6-7, FeCl_3 ให้ผลดีในช่วง pH อยู่ในช่วง 5-7 และอลูมิเนียมซัลเฟตให้ผลดีในช่วง 5.0-5.5 และจากการศึกษาประสิทธิภาพของการกำจัดสารหนู โดยใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอน พบว่า ที่ pH 5.5 มีประสิทธิภาพสูงสุด คือ ร้อยละ 59-99 (Bratby, 2006) และช่วง pH มีค่าอยู่ระหว่าง 6.0 - 9.0 สามารถกำจัดความขุ่นได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Guan et al., 2011) จากการศึกษาผลของ pH ในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM) โดยใช้ Alum เป็นสารสร้างตะกอน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด NOM เพิ่มขึ้นจนกระทั่งค่า pH เท่ากับ 5.2 มีประสิทธิภาพในการบำบัดร้อยละ 45 หลังจากนั้นเมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นจนกระทั่งมีค่าเท่ากับ 7.2 ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลงเป็นร้อยละ 35 (Qin et al., 2006) และพบว่าที่ pH 6.0 สามารถบำบัด NOM ได้ดีที่สุดใน (Kabsch-Korbutowicz, 2005) จากงานวิจัยของ Wei et al. (2015) พบว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PACI จะแตกตัวมีผลทำให้ pH ของน้ำลดลงเรื่อย ๆ ซึ่ง pH ของน้ำเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการแตกตัวของ PACI โดยเมื่อ pH ลดลงส่งผลให้ไม่สามารถเกิดตะกอน $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่จะทำให้เกิดกลไก Sweep Coagulation ในการตกตะกอนคอลลอยด์และเมื่อมีการเติม PACI ไปเรื่อย ๆ จนกระทั่งค่า pH ของน้ำลดลงเท่ากับ 4.5 PACI จะไม่สามารถแตกตัวได้อ่อนุภาคคอลลอยด์จึงตกตะกอนได้ไม่ดีทำให้มีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ ช่วง pH ที่เหมาะสมในการสร้างตะกอนของสารสร้างตะกอนแต่ละชนิดดังแสดงในตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ช่วง pH ที่เหมาะสมสำหรับสารสร้างตะกอนชนิดต่าง ๆ (มัลลิกา ปัญญาอะโป, 2556)

สารสร้างตะกอน	ช่วง pH ที่เหมาะสม
Alum	4.0-7.0
PACI	5.5-8.0
Ferrous sulphate	8.5 และ สูงกว่า
Ferric chloride	3.5-6.5 และสูงกว่า 8.5
Ferric sulphate	3.5-7.0 และสูงกว่า 9.0

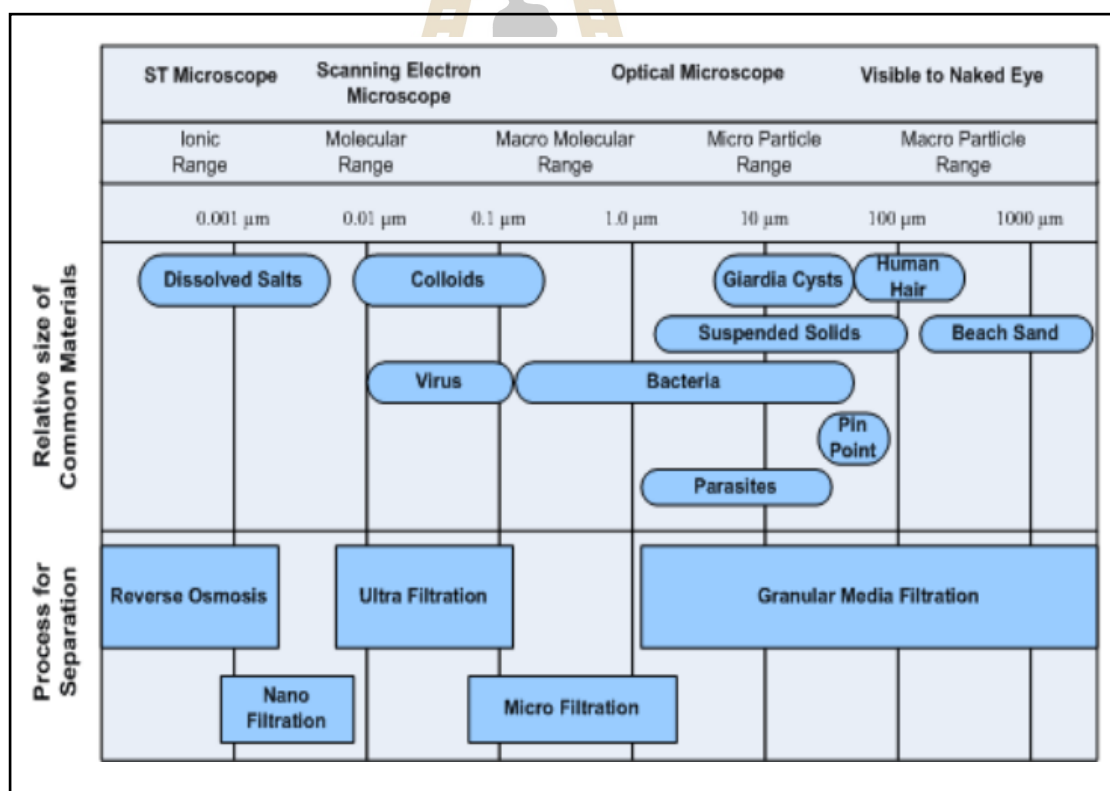
5) ส่วนประกอบทางเคมีของน้ำ ปฏิกริยาเคมีที่เกิดในกระบวนการสร้างตะกอนจะสมบูรณ์ได้นั้นต้องอาศัยส่วนประกอบทางเคมีที่มีอยู่ในน้ำที่สำคัญ ได้แก่ สภาพความเป็นด่างในน้ำ ซึ่งจะทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์ต้านทานการเปลี่ยนแปลงของ pH สำหรับสารสร้างตะกอนบางตัว เพื่อให้ปฏิกริยาในการกำจัดอนุภาคคอลลอยด์มีประสิทธิภาพมากขึ้น กระบวนการสร้างและรวมตะกอน จำเป็นต้องมีสภาวะการทำงานที่เหมาะสม สารสร้างตะกอนกลุ่มที่มีเหล็กหรืออลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบ ไม่สามารถทำงานได้ดีในสภาวะที่เป็นด่าง (Amundsen et al., 2013)

6) คุณสมบัติและชนิดของสารที่ใช้ในการสร้างตะกอน ซึ่งสารแต่ละชนิดมีความเหมาะสมกับคอลลอยด์แต่ละชนิดไม่เหมือนกัน ตลอดจนคุณสมบัติของการตกตะกอนและปฏิกริยาเคมีที่เกิดขึ้นในน้ำ ลักษณะของกลุ่มก้อน ความเร็วของการตกตะกอน ราคา ความยากง่ายในการใช้งาน การเลือกชนิดและความเข้มข้นของสารเคมีมาเป็นสารสร้างตะกอนพิจารณาได้จากคุณสมบัติของน้ำ เสีย ดังนั้น จึงต้องมีการเลือกใช้งานให้เหมาะสมระหว่างชนิดของคอลลอยด์และสารสร้างตะกอน จากการศึกษา Coagulation-Flocculation+Microfiltration พบว่า ปริมาณสารสร้างตะกอนที่สูงสามารถกำจัดไวรัสได้มากขึ้น (Matsushita et al., 2004) ประสิทธิภาพของการกำจัดสารหนูของ PACl > Polyaluminum Sulfate > Aluminum Chloride > Aluminum Sulfate (Bratby, 2006) และ PACl มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ในขณะที่ Aluminum Chloride มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (Cui et al., 2016) จากการศึกษาการบำบัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำของประเทศอิตาลี พบว่า PACl สามารถกำจัดความขุ่นได้ดีกว่า Alum และ FeCl₃ (Rizzo et al., 2005)

7) เวลาและการกวนผสมเพื่อให้สารเคมีมีการกระจายตัว ทำให้เกิดการปั่นป่วนขึ้นในน้ำ ในช่วงแรกต้องทำการกวนเร็ว ในขณะที่มีการเติมสารเคมีช่วยในการตกตะกอน เพื่อให้สารเคมีกระจายตัวในน้ำได้อย่างทั่วถึงและยังเป็นการเพิ่มอัตราการชนกันระหว่างอนุภาคคอลลอยด์กับสารเคมีให้มากขึ้น โอกาสที่อนุภาคคอลลอยด์จะจับตัวกันเป็นกลุ่มก้อนก็จะเพิ่มขึ้น ส่วนการกวนช้ามีวัตถุประสงค์เพื่อให้กลุ่มก้อนเล็ก ๆ จากการกวนเร็วมีโอกาสที่จะสัมผัสกันและรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อนขนาดใหญ่ (Matsushita et al., 2005) จากการศึกษาผลของความเร็วในการสร้างและรวมตะกอน โดยเปรียบเทียบความเร็วรอบ 2 สภาวะ คือ กวนเร็ว-กวนช้า 100-30 และ 80-20 รอบต่อนาที พบว่า การกวนเร็ว-กวนช้า ที่ 100-30 รอบต่อนาที มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นได้ดีกว่า (Saritha et al., 2017)

2.5 เทคโนโลยีเมมเบรน

ในปัจจุบันได้มีการนำกระบวนการเมมเบรนเข้ามาใช้ในอุตสาหกรรมมากมาย รวมทั้งใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมได้อย่างมีประสิทธิภาพอีกด้วย หลักการพื้นฐานในระบบการแยกความแตกต่างขึ้นอยู่กับขนาดของเมมเบรน และขนาดของอนุภาคที่จะถูกแยก การแบ่งประเภทขึ้นอยู่กับขนาดและน้ำหนักโมเลกุลของอนุภาคที่สามารถแยกได้ ความสามารถในการแยกสารของเมมเบรนขึ้นอยู่กับขนาดรูพรุน (Pore size) ดังแสดงในรูปที่ 2.3 ความสามารถในการกรองของเมมเบรนชนิดต่าง ๆ หรือการคัดสรรด้วยน้ำหนักโมเลกุล (Molecular Weight Cut-off) ของเมมเบรน โดยอาศัยกลไก 2 ชนิด คือ การกรองติดค้าง (Sieve Effect) และการแพร่ผ่าน (Diffusion Effect) ซึ่งสามารถนำไปใช้เพิ่มความเข้มข้นหรือทำให้สารบริสุทธิ์ขึ้น หลักการทำงานของกระบวนการเมมเบรน จะต้องมีแรงขับเคลื่อนที่ทำให้สารละลายไหลผ่านและเกิดการแยก เช่น ผลต่างของความเข้มข้น ผลต่างของความดัน ซึ่งมีรายละเอียดของกระบวนการดังต่อไปนี้



รูปที่ 2.3 ความสามารถในการกรองของเมมเบรนแต่ละชนิด (นิตินันท์ ณ พัทลุง, 2552)

2.5.1 หลักการของกระบวนการเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรนจะต้องมีแรงขับเคลื่อนที่ทำให้สารละลายไหลผ่านแผ่นเมมเบรนและเกิดการแยก เช่น ผลต่างของความเข้มข้น หรือผลต่างของความดัน ซึ่งใช้เมมเบรนนี้จะแตกต่างจากการกรองแบบธรรมดาโดยมีทิศทางการไหลที่แตกต่างกัน ทำให้การกรองแบบธรรมดามีการอุดตันของอนุภาคเร็วกว่าการกรองผ่านเมมเบรน ซึ่งลักษณะที่สำคัญของแผ่นเมมเบรน คือ มีคุณสมบัติในการเลือกผ่านสารซึ่งเป็นผลมาจากโครงสร้างทางเคมี หรือทางกายภาพ ซึ่งอาจพิจารณาได้จากการมีความตึงเครียดระหว่างแผ่นเมมเบรนกับสารนั้น ๆ หรือจากขนาดของรูพรุน หรือจากการมีประจุของเมมเบรน เป็นต้น ในการประยุกต์ใช้เมมเบรนสำหรับการแยกอนุภาคและโมเลกุลนั้น จะต้องเลือกใช้ให้เหมาะสมและตรงตามคุณสมบัติ ดังแสดงในตารางที่ 2.7 โดยสามารถแบ่งประเภทของเมมเบรนได้ดังนี้

1) ไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration: MF) เป็นกระบวนการที่ใช้เยื่อกรองที่มีรูพรุนค่อนข้างใหญ่ขนาด 50-1000 nm เพื่อแยกอนุภาคขนาดไมครอนหรือเล็กกว่าไมครอน ซึ่งสามารถแยกอนุภาคแขวนลอยและจุลชีพออกจากของเหลว น้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 300,000 ดาร์ตัน แรงขับเคลื่อนที่ใช้อยู่ระหว่าง 100-500 kPa (1-5 atm) ใช้สำหรับกำจัดสารแขวนลอยที่เป็นสาเหตุความขุ่นของน้ำ แยกที่เรียทั่วไป แต่ไม่สามารถกำจัดไวรัสและสารละลายน้ำได้ ดังแสดงในตารางที่ 2.7 ชนิดของเยื่อกรองที่ใช้โดยทั่วไป เช่น Cellulose Acetate, Polysulfone และ Polystyrene เป็นต้น การใช้งานเหมาะสำหรับใช้ในการบำบัดน้ำทิ้ง อุตสาหกรรมเครื่องดื่ม และเทคโนโลยีชีวภาพ อาจร่วมกับกระบวนการหมักเพื่อแยกเซลล์จากผลิตภัณฑ์

2) อัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration: UF) เป็นกระบวนการที่ใช้เยื่อกรองรูพรุนขนาดเล็กประมาณ 2-200 nm แรงขับเคลื่อนที่ใช้อยู่ระหว่าง 100-800 kPa (1-8 atm) ใช้สำหรับแยกอนุภาคคอลลอยด์ แยกที่เรีย ไวรัส และสารประกอบอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ น้ำหนักโมเลกุลอยู่ระหว่าง 1,000-300,000 ดาร์ตัน ออกจากน้ำ แต่ไม่สามารถแยกไอออนละลายน้ำและเกลือประจุบวกสองได้ ดังแสดงในตารางที่ 2.7 ชนิดของเยื่อกรองที่ใช้โดยทั่วไป เช่น Cellulose acetate, Polyacrylonitrile และ Polyester เป็นต้น การใช้งานเหมาะสำหรับการแยกหรือเพิ่มความเข้มข้นของโปรตีน การกำจัดคอลลอยด์ การบำบัดน้ำทิ้ง ทำน้ำให้บริสุทธิ์ การทำน้ำผลไม้ให้ใส เป็นต้น

3) นาโนฟิลเตรชัน (Nanofiltration: NF) เป็นกระบวนการที่ใช้เยื่อกรองรูพรุนขนาดประมาณ 2-5 nm ซึ่งใกล้เคียงกับกระบวนการออสโมซิสผันกลับมาก คือ มีผลต่างของความดันเป็นตัวขับเคลื่อนในการแยกตัวถูกละลายที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำกว่า 1000 ดาร์ตัน ออกจากสารละลายตัวอย่าง เช่น น้ำตาล สารอินทรีย์น้ำหนักโมเลกุลต่ำ โดยความดันที่ใช้ในการป้อนสารละลายอยู่ระหว่าง 1-2 MPa (10-20 atm) มีความสามารถในการแยกไอออนบางชนิด และ

สารอินทรีย์ตามธรรมชาติ ดังแสดงในตารางที่ 2.7 ชนิดของเยื่อกรองที่ใช้โดยทั่วไป เช่น Polymer Organic Compounds, Atomic Polyimide และ Polyvinyl Alcohol เป็นต้น

4) ออสโมซิสผันกลับ (Reverse Osmosis: RO) กระบวนการนี้เรียกว่า Hyper Filtration เป็นการแยกสารละลายโดยผลต่างความดันระหว่างเยื่อแผ่นเป็นแรงขับเคลื่อน เยื่อกรองออสโมซิสผันกลับมีความสามารถในการกักกันโมเลกุลขนาดเล็ก เช่น เกลือ น้ำตาล (น้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่า 500 ดาร์ตัน หรือมีขนาดประมาณ 0.1-1 nm) แต่ยอมให้น้ำผ่านได้ และเป็นเยื่อแผ่นที่มีโครงสร้างแน่นหรือไม่มีรูพรุน การผ่านเยื่อกรองเกิดจากความสามารถในการละลายและการแพร่ (Solution-diffusion) ในเยื่อแผ่น ความดันที่ใช้ในการป้อนสารละลายอยู่ระหว่าง 1-10 MPa (10-100 atm) ดังแสดงในตารางที่ 2.7 การใช้งานที่สำคัญของกระบวนการนี้ คือ การแยกเกลือจากน้ำกร่อย น้ำทะเล เพื่อผลิตน้ำจืด การเพิ่มความเข้มข้นของน้ำผลไม้ การเพิ่มน้ำที่มีความบริสุทธิ์สูง ตลอดจนการบำบัดน้ำทิ้งที่มีโลหะเจือปน เช่น อุตสาหกรรมชุบเคลือบโลหะ (สุกุลยา ทับอูไร, 2554; นรา รัตนพันธ์, 2552)

ตารางที่ 2.7 การเปรียบเทียบชนิดของเยื่อกรองเมมเบรน (ทนงศักดิ์ วัฒนา, 2555; สุกุลยา ทับอูไร, 2554; Ehara, 1998; Korbutowicz, 2008)

เมมเบรน	ขนาดรูพรุน (nm)	น้ำหนักโมเลกุล (Da)	ความสามารถในการกำจัด
ไมโครฟิลเตรชัน	50-5,000	> 300,000	- แบคทีเรีย - คอลลอยด์ - โปรโตซัว
อัลตราฟิลเตรชัน	5-100	1,000-300,000	- แบคทีเรีย - ไวรัส - สารที่ละลายน้ำขนาด 10-500 kDa
นาโนฟิลเตรชัน	~ 1	100-1,000	- สารที่มีขนาด 200-300 Da - เกลือประจุบวกสอง
ออสโมซิสผันกลับ	< 1	10-100	- ไอออนละลายน้ำ

2.5.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการอุดตันของเมมเบรน

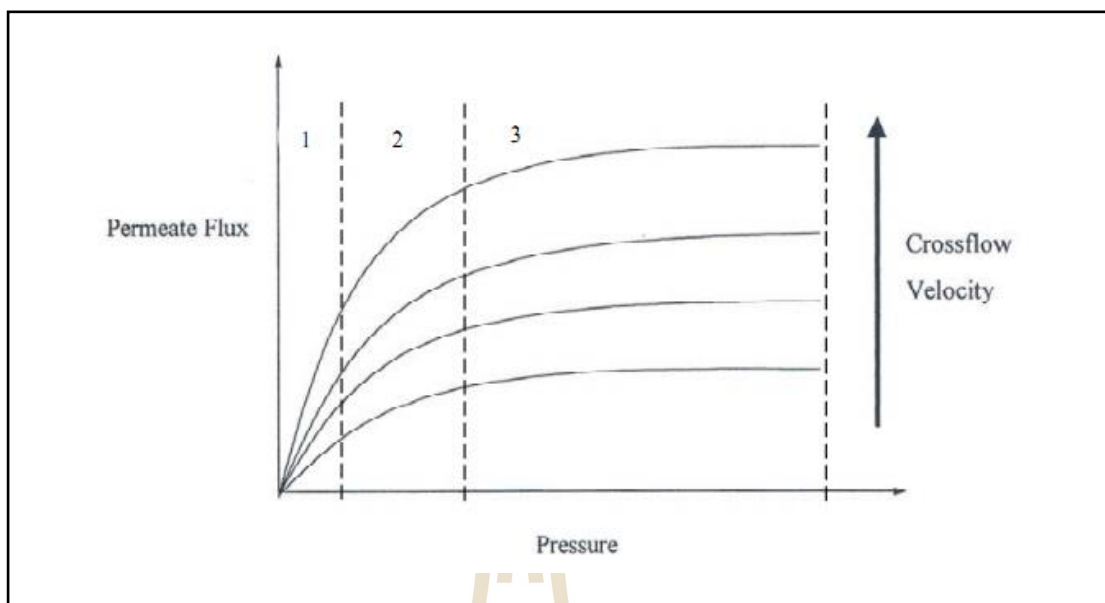
การอุดตันจะขึ้นอยู่กับประเภทของกระบวนการเมมเบรนที่ใช้และลักษณะน้ำเข้า การลดลงของฟลักซ์ส่วนใหญ่จะเกิดมากในเมมเบรน MF และ UF องค์ประกอบของสารละลายที่เป็นสาเหตุของการอุดตัน คือ สารประกอบอินทรีย์ที่สามารถละลายได้ สารแขวนลอย สารละลาย อินทรีย์ สารเคมีที่ทำปฏิกิริยา และจุลชีพต่าง ๆ เมื่อเกิดการอุดตันขึ้นจะต้องมีการทำความสะอาด เมมเบรน เพื่อให้คุณสมบัติของเมมเบรนกลับคืนมา ซึ่งการอุดตันของเมมเบรนนั้นจะพิจารณาจากความถี่ที่ทำความสะอาด อายุการใช้งานของเมมเบรนและพื้นที่เมมเบรนที่ต้องการ ซึ่งปัจจัยเหล่านี้จะมีผลต่อราคา การออกแบบ และการเดินระบบจริง ซึ่งปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดการอุดตันมีดังต่อไปนี้

1) การเกิด Concentration Polarization (CP) เกิดจากการสะสมของโมเลกุล/อนุภาคของตัวถูกละลายที่ไม่สามารถผ่านเยื่อกรองได้ เป็นปรากฏการณ์ที่พบอยู่ทั่วไปในกระบวนการกรอง โดยใช้เยื่อกรองตัวถูกละลายที่ไม่สามารถผ่านเยื่อกรองจะสะสมอยู่ที่ผิวหน้าเยื่อแผ่น ทำให้ความเข้มข้นบริเวณนั้นสูงกว่าในสารละลาย ทำให้ตัวถูกละลายที่มีขนาดใหญ่ไม่สามารถผ่านเยื่อกรองได้ การเกิด CP ซึ่งจะนำไปสู่การอุดตันของเยื่อกรอง ทำให้สมรรถภาพของเยื่อกรองลดลง การแก้ไขทำได้โดยการเพิ่มความเร็วน้ำผ่านผิวหน้าเมมเบรนให้เพิ่มขึ้น และสร้างสภาพปั่นป่วนที่บริเวณผิวหน้าเมมเบรน เพื่อไปรบกวนการสะสมของอนุภาคให้เกิดการแพร่กระจายกลับมาสู่สารละลายอีกครั้ง

2) การเกิด Fouling เป็นการสะสม/อุดตัน ของตัวถูกละลายทั้งบนผิวหน้าเยื่อแผ่น และภายในรูพรุนทำให้ฟลักซ์ลดลง และการกักกัน โมเลกุลเปลี่ยนไป มีผลทำให้ประสิทธิภาพของเมมเบรน ลดลง สิ่งสะสมและอุดตันจะไม่สามารถล้างออกได้ด้วยน้ำต้องทำความสะอาดด้วยสารเคมีที่เหมาะสม ซึ่งส่วนใหญ่เป็นการอุดตันที่เกิดจากสารอินทรีย์ (Organic Compound)

3) การเกิดตะกรัน (Scaling) เป็นปรากฏการณ์ที่เกิดการอุดตันที่เกิดจากสารอนินทรีย์ (Inorganic Compound) โดยเกิดการตกผลึกบริเวณผิวเมมเบรน มีผลทำให้ประสิทธิภาพของเมมเบรน ลดลง ผลึกบางชนิดต้องเติมน้ำยาป้องกัน (Anti-scaling) เช่น โซเดียมไบซัลไฟต์ (NaHSO_3) ป้องกันเหล็กไม่ให้เปลี่ยนรูป เป็นต้น

4) Transmembrane Pressure สำหรับการเดินระบบด้วยการไหลแบบ Cross Flow พบว่า อัตราการไหลผ่านเยื่อกรอง (Flux) ที่เพิ่มขึ้นจะมีผลต่อความดันที่เพิ่มขึ้น เนื่องจากเกิดการสะสมของอนุภาคที่ผิวหน้าเยื่อกรอง แสดงดังรูปที่ 2.4 เมื่อทำการเดินระบบในช่วงที่หนึ่ง (เริ่มต้น) อัตราการไหลผ่านเยื่อกรอง (Flux) จะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว กราฟที่เกิดขึ้นจะมีลักษณะเป็นเส้นตรง ในช่วงที่สองอัตราการไหลผ่านเยื่อกรองเป็นแบบเอกโพเนนเชียลและในช่วงที่สามพบว่า อัตราการ



รูปที่ 2.4 ความสัมพันธ์ระหว่างความดันต่อเพอมีเอทฟลักซ์ (Herath, 1984)

ไหลผ่านเยื่อกรองเริ่มคงที่ค่าความดันสูง ๆ สำหรับความเข้มข้นต่ำและค่าความดันการเดินระบบที่พอดี อัตราการไหลผ่านเยื่อกรองและความดันจะมีความสัมพันธ์กันในลักษณะแปรผันตรง ที่ความดันในการเดินระบบสูง ๆ การลดลงของอัตราการไหลผ่านเยื่อกรองเริ่มต้นจะคงที่และในที่สุดก็สม่ำเสมอ (สุกฤษยา ทับอุไร, 2554; นรา รัตนพันธ์, 2552; Metcalfe and Eddy, 1991)

2.5.3 การลดการอุดตันสำหรับกระบวนการเมมเบรน

กระบวนการอัลตราฟิลเตรชันจะทำการกรองแบบต่อเนื่อง จนกระทั่งเกิดการอุดตันจากอนุภาคที่ปนเปื้อนมากับน้ำดิบ ดังนั้นจำเป็นต้องมีการบำบัดขั้นต้น หรือการล้างทำความสะอาดเยื่อกรอง เพื่อลดการอุดตันให้เยื่อกรองมีสภาพที่ใกล้เคียงกับเยื่อกรองใหม่มากที่สุด และสามารถยืดอายุการใช้งานออกไปได้ โดยการลดการอุดตันมีรายละเอียดดังนี้

1) การบำบัดขั้นต้น เพื่อกำจัดหรือเปลี่ยนคุณสมบัติของตัวอุดตัน โดยวิธีการ เช่น การฆ่าเชื้อด้วยคลอรีนหรือโอโซน, การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์, การสร้างและรวมตะกอน (Diaz et al., 2012) และ การกรองเบื้องต้น (Yu et al., 2016) เป็นต้น

2) การล้างทำความสะอาดเยื่อกรอง มี 2 วิธี คือ

วิธีทางกายภาพ ใช้หลักการในการล้างกลับทางหรือล้างย้อน (Backwash) เพื่อให้สารที่อยู่บนผิวหน้าของเยื่อกรองเมมเบรนหลุดออกไป เช่น การเพิ่มอัตราการไหล ซึ่งจะเพิ่มแรงเสียดทานที่ผิวหน้าเยื่อแผ่น แต่จะลดการสะสมและการอุดตันได้ระดับหนึ่งเท่านั้น การล้างย้อนอาจทำ

ระหว่างการกรองหรืออาจทำเมื่อเสร็จสิ้นการกรองได้ แต่ไม่สามารถกำจัดสารที่สะสมอยู่ในเยื่อกรองเมมเบรนได้หมด จึงจำเป็นต้องทำความสะอาดด้วยวิธีทางเคมีต่อไป

วิธีทางเคมี สารเคมีอาจช่วยให้มีการเปลี่ยนแปลงทางกายภาพ โดยอาจทำให้สารอุดตันพองตัว หดตัว ละลาย เกิดการหลุดออก (Desorption) หรือสารเคมีที่ใช้อาจทำปฏิกิริยากับสารอุดตัน เช่น การเกิดไฮโดรไลซิส การเกิดสารประกอบเชิงซ้อน เป็นต้น ซึ่งสารเคมีที่ใช้ได้แก่ กรดต่าง และสารฆ่าเชื้อ เป็นต้น การเลือกสารเคมีนั้นขึ้นอยู่กับชนิดของเยื่อกรองเมมเบรนว่ามีความสามารถในการทนต่อสารเคมีนั้นได้มากน้อยเพียงใด สารทำความสะอาดที่เป็นกรดส่วนใหญ่มีหน้าที่กำจัดตะกอนที่เกิดจากเกลือต่าง ๆ เช่น เกลือของสารประกอบแคลเซียม และโลหะออกไซด์ โดยกรดเข้าไปทำการสลายตะกอนให้อยู่ในรูปของสารละลายเกลือ เช่น การเปลี่ยนแคลเซียมคาร์บอเนตเป็นแคลเซียมคลอไรด์ และคาร์บอนไดออกไซด์ สารที่ใช้ได้แก่ กรดไฮโดรคลอริก ซัลฟูริก ไนตริก และฟอสฟอริก เป็นต้น สารทำความสะอาดที่เป็นด่าง ใช้ในการกำจัดฟาวลิงจำพวกสารอินทรีย์ คอลลอยด์ ซิลิกา และสารอนินทรีย์ สารที่นิยมใช้ เช่น โซเดียมไฮดรอกไซด์ โซเดียมไตรฟอสเฟต โซเดียมไฮโปคลอไรด์ เป็นต้น สารฆ่าเชื้อ เป็นสารสำหรับฆ่าเชื้อเมมเบรน โดยเฉพาะกับเมมเบรนที่ไม่ทนความร้อนซึ่งไม่สามารถฆ่าเชื้อด้วยน้ำร้อนหรือน้ำ สารที่นิยมใช้กันมาก คือ ไฮเปอร์คลอไรท์

ความถี่ในการล้างขึ้นอยู่กับคุณภาพของน้ำดิบ โดยปกติแล้วการล้างทำความสะอาด ประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ขั้นตอนแรกจะทำการล้างด้วยสารละลายต่างและคลอรีน เพื่อล้างการอุดตันจากสารอินทรีย์ออกก่อน แล้วตามด้วยการล้างโดยสารละลายกรด เพื่อล้างการอุดตันจากแร่ธาตุต่าง ๆ จากการศึกษาการล้างทำความสะอาดเยื่อกรองของน้ำดิบที่มีการปนเปื้อนสาหร่าย พบว่า NaOH 0.02 N และ NaOCl 100 mg/L มีประสิทธิภาพในการกำจัดสาหร่ายออกมากที่สุด (Liang et al., 2008) และน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสาหร่ายและแบคทีเรีย เมื่อนำสาร 2 ชนิดนี้มาใช้ในการล้างทำความสะอาด พบว่าสามารถลดการอุดตันที่เกิดขึ้นได้ทำให้สามารถนำเยื่อกรองกลับมาเดินระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ (สุกุลยา ทับอุไร, 2554)

2.6 ผลกระทบทางสุขภาพจากการใช้น้ำหมุนเวียน

การอุปโภคบริโภคน้ำที่มีสิ่งเจือปนทั้งทางด้านกายภาพ เคมี หรือชีวภาพ อันเนื่องมาจากกระบวนการที่ใช้ในการหมุนเวียนน้ำไม่มีประสิทธิภาพนั้น ล้วนก่อให้เกิดปัญหาในเรื่องของสุขภาพ ดังต่อไปนี้

2.6.1 อันตรายทางชีวภาพ

1) ไวรัส (Virus) เป็นจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็ก มองไม่เห็นด้วยตาเปล่าและกล้องจุลทรรศน์ทั่วไปต้องใช้กล้องจุลทรรศน์ที่มีกำลังขยายพิเศษที่เรียกว่า กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Electron Microscope) ไวรัสที่อาจพบการแพร่กระจายในน้ำแล้วทำให้เกิดโรคในมนุษย์ เช่น ไวรัสที่ทำให้เกิดโรคตับอักเสบชนิดเอ (Infectious Hepatitis type A) ไวรัสที่ทำให้เกิดอาการท้องร่วงอย่างรุนแรงในเด็ก (Gastroenteritis Viral) เป็นต้น

2) แบคทีเรีย (Bacteria) เป็นจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่กว่าไวรัส สามารถมองเห็นได้โดยใช้กล้องจุลทรรศน์ธรรมดา โรคที่เกิดจากแบคทีเรีย เช่น อหิวาตกโรคซึ่งเกิดจาก *Vibrio Cholera* โรคบิดซึ่งเกิดจากแบคทีเรีย พวก *Shigella Flexneri* หรือ *Shigella Dysenteriae* โรคไขกระดูกหรือไข้ไทฟอยด์ซึ่งเกิดจาก *Samonella Paratyphoid A B* หรือ *C* เป็นต้น

3) โปรโตซัว (Protozoa) ทำให้เกิดโรค เช่น โรคบิดอะมีบาซึ่งเกิดจากโปรโตซัวชนิด *Entamoeba Histolytica* โรคจิอาร์เดียซึ่งเกิดจากโปรโตซัวชนิด *Giardia Lambia* เป็นต้น

4) หนอนพยาธิ (Helminth) เป็นพวกปรสิต (Parasite) เพราะต้องอาศัยอยู่บนหรือในร่างกายสิ่งมีชีวิตอื่น พยาธิที่ทำให้เกิดโรคมืดนี้ โรคพยาธิไส้เดือนกลม (*Ascariasis*) ซึ่งเกิดจากพยาธิตัวกลมชนิด *Ascaris Lambricoides* เป็นต้น (ปราโมช เขียวชาญ, 2552)

2.6.2 อันตรายทางเคมี

1) ฟลูออไรด์ การดื่มน้ำที่มีปริมาณฟลูออไรด์เหมาะสมจะช่วยป้องกันฟันผุ แต่ถ้าดื่มน้ำมีฟลูออไรด์ในปริมาณสูงจะทำให้เกิดแร่ฟลูออไรด์เป็นพิษ

2) สารหนู การรับสารหนูเข้าสู่ร่างกายส่วนใหญ่มักเกิดจากการดื่มน้ำที่ปนเปื้อนสารหนูเป็นระยะเวลานาน การรับสัมผัสสารหนูอย่างต่อเนื่อง จะทำให้เกิดผลกระทบต่อสุขภาพอย่างรุนแรง โดยเกิดอาการเฉียบพลัน เช่น อาเจียน ท้องเสีย ปวดท้อง กล้ามเนื้อเกร็ง การทำงานของหัวใจผิดปกติ และเสียชีวิตได้จากการทำงานล้มเหลวของหัวใจ รวมไปถึงการเกิดอาการเรื้อรัง เช่น มีความผิดปกติที่ระบบทางเดินอาหาร ผิวหนังเปลี่ยนสีที่เป็นลักษณะเฉพาะของโรค ผื่นหรือตุ่มตามฝ่ามือฝ่าเท้า พบความผิดปกติที่โลหิต ระบบประสาท ระบบเลือด โรคความดันโลหิตสูง เบาหวาน โรคหัวใจ นอกจากนั้นยังทำให้เกิดมะเร็งในอวัยวะภายในได้

3) ตะกั่ว การรับตะกั่วเข้าสู่ร่างกายได้ทั้งการหายใจ การกิน และการสัมผัส เมื่อเข้าสู่ร่างกายจะถูกดูดซึมเข้าสู่กระแสเลือด และถูกลำเลียงไปยังอวัยวะต่าง ๆ เมื่อสะสมมากขึ้นอาจทำให้มีภาวะผิดปกติ เช่น ความผิดปกติทางระบบประสาท โดยเป็นพิษต่อสมอง ไต ระบบทางเดินอาหาร ระบบเลือด และยังขัดขวางการสร้างวิตามินดี ทำให้เด็กเติบโตช้าและอาจปัญญาอ่อนได้

4) แคลเมียม เข้าสู่ร่างกายได้ 2 ทาง คือ ทางการกินและการหายใจ พิษเฉียบพลัน เกิดจากการหายใจสูดไอแคลเมียมเข้าไปในร่างกาย อาการที่พบ คือ อาการคล้ายโรคไข้หวัดใหญ่ และอาการของโรคไข้ควีนโลหะ ได้แก่ อาการไอ แน่นหน้าอก หายใจไม่สะดวก ไข้ หนาวสั่น ปวดเมื่อยตามร่างกาย หากอาการรุนแรงมากขึ้นอาจพบภาวะปอดอักเสบและปอดบวม น้ำ แคลเมียมเมื่อเข้าสู่ร่างกายจะจับกับเม็ดเลือด อาการพิษที่เด่นที่สุด คือ อันตรายต่อไต โดยเฉพาะท่อ ไตส่วนต้น (Proximal Tube) โรคที่เกิดจากพิษแคลเมียม เรียกว่า โรคพิษแคลเมียม หรือโรคอิไตอิไต แคลเมียมอาจปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมได้จากการหลอมโลหะบางชนิด จากอุตสาหกรรมอื่น เช่น ในฟุ่มโลหะ เกลือแคลเมียม ในน้ำทิ้งซึ่งกระจายสู่แหล่งน้ำสาธารณะ และทะเล ทำให้ปนเปื้อนใน สิ่งแวดล้อม

5) พรอท เป็น โลหะชนิดเดียวที่เป็นของเหลว รับเข้าสู่ร่างกายโดยการหายใจ การ กิน และการสัมผัส เมื่อเข้าสู่ร่างกายจะถูกดูดซึมเข้าสู่กระแสเลือด และเมื่อมีการสะสมมากขึ้น จะทำให้เกิดความผิดปกติทางร่างกายในระบบต่าง ๆ เช่น ระบบประสาท ไตและลำไส้ถูกทำลาย เนื้อเยื่อ ในช่องปากเน่า ฟันโยกหลุดง่าย ตา ริมฝีปาก แขนขากระตุก เศร้าซึม ความจำเสื่อม ปอดอักเสบ และโรคมีนามาตะ

6) ไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethane: THM) เกิดจากการทำปฏิกิริยาทางเคมี ระหว่างคลอรีนอิสระกับสารอินทรีย์ในน้ำเกิดเป็นสารประกอบฮาโลเจนที่มีคาร์บอน 1 อะตอม เป็นองค์ประกอบ สารไตรฮาโลมีเทน ประกอบด้วย คลอโรฟอร์ม (CHCl_3), โบรโมไดคลอโรมีเทน (CHCl_2Br), ไดโบรโมคลอโรมีเทน (CHClBr_2) และ โบรโมฟอร์ม (CHBr_3) โดยปกติปกติมนุษย์ จะได้รับคลอโรฟอร์มจากอาหาร อากาศ และน้ำ และจะส่งผลกระทบต่อสุขภาพ เช่น การรับรู้ของ ประสาทส่วนกลางลดลง เกิดอาการมึนจนถึงขั้นสลบได้ และมีผลต่อสุขภาพในระยะยาว คือ เป็นพิษต่อตับ ไต และก่อให้เกิดมะเร็ง นอกจากนี้คลอโรฟอร์มยังละลายได้ดีในไขมันทำให้แพร่ ผ่านรกเข้าสู่ตัวอ่อน จึงอาจเป็นอันตรายต่อทารกในครรภ์ (จรรยา บริวิชยาวิสุทธิ, 2552; สำนักโรค จากการประกอบอาชีพและสิ่งแวดล้อม, 2557)

2.7 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ

ปัจจุบันการเปลี่ยนแปลงของปัจจัยทางสิ่งแวดล้อม เศรษฐกิจและสังคมเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว และมีผลกระทบสูงต่อการเปลี่ยนแปลงสถานะสุขภาพ ดังนั้น การป้องกันผลกระทบจากสิ่งคุกคาม สุขภาพจึงเป็นสิ่งสำคัญอย่างยิ่ง โดยมีการพัฒนาและประยุกต์การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพมา เป็นเครื่องมือที่ช่วยในการคาดการณ์ความเสี่ยงที่มีโอกาสเกิดขึ้น เพื่อเป็นข้อมูลช่วยในการกำหนด

กลยุทธ์ในการป้องกันผลกระทบจากสิ่งคุกคามสุขภาพ ซึ่งความเสี่ยงทางสุขภาพ เป็นความสัมพันธ์ระหว่างสิ่งคุกคามสุขภาพ (Health Hazard) และการได้รับสัมผัสสิ่งคุกคามนั้น ๆ (Exposure) การประเมินความเสี่ยงจะดำเนินการภายใต้ความสัมพันธ์ระหว่าง Host-Agent-Media เพื่อประเมินว่าผลของความสัมพัทธ์นั้นก่อให้เกิดอะไร (Consequence) ด้วยระดับความรุนแรงแค่ไหน (Severity) มีโอกาสของการเกิดมากน้อยเพียงใด (Likelihood)

หน่วยงานหลักที่ทำการศึกษาการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพสำหรับสารเคมี คือ องค์การพิทักษ์สิ่งแวดล้อมของประเทศสหรัฐอเมริกา (US EPA) ต่อมาองค์การอนามัยโลก (WHO) ร่วมกับองค์การอาหารและเกษตรแห่งสหประชาชาติ (FAO) ได้พัฒนาแนวคิดการประเมินความเสี่ยงสำหรับจุลินทรีย์ โดยแบ่งขั้นตอนในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพทั้งด้านเคมีและชีวภาพเป็น 4 ขั้นตอน ดังนี้

- การระบุคุณลักษณะของสิ่งคุกคาม (Hazard Identification)
- การประเมินผลกระทบจากสิ่งคุกคาม (Dose-Response Relationship)
- การประเมินการได้รับสัมผัส (Exposure Assessment)
- การอธิบายลักษณะความเสี่ยง (Risk Characterization)

2.7.1 การระบุลักษณะของสิ่งคุกคามสุขภาพ เป็นขั้นตอนแรกในการประเมินความเสี่ยง ขั้นตอนนี้จะรวบรวมข้อมูลเกี่ยวกับการปนเปื้อนหรือสิ่งคุกคามสุขภาพ และวิเคราะห์ข้อมูลว่าการได้รับสิ่งคุกคามนั้นมีผลกระทบต่อสุขภาพหรือไม่ (Zhai et al., 2017) ลักษณะของสิ่งคุกคามแบ่งออกเป็น 3 ด้าน ดังนี้ (นันทิกา สุนทรไชยกุล และคณะ, 2552)

1.1) สิ่งคุกคามทางกายภาพ (Physical Hazard) ได้แก่ สารที่สามารถทำให้เกิดการระเบิด หรือไฟไหม้ แก้ว โลหะ ก้อนหิน ต้นไม้ กิ่งไม้ หรือของแข็งอื่น ที่สามารถก่อให้เกิดอันตรายในเชิงกายภาพได้

1.2) สิ่งคุกคามทางสารเคมี (Chemical Hazard) ได้แก่ สารเคมีที่สามารถก่อให้เกิดอันตรายต่อสุขภาพของมนุษย์ทั้งที่ก่อให้เกิดมะเร็งและไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง นอกจากนี้ยังสามารถทำปฏิกิริยากับดิน น้ำ และ อากาศ ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางสิ่งแวดล้อม และส่งผลทางอ้อมต่อสุขภาพของมนุษย์

1.3) สิ่งคุกคามทางชีวภาพ (Biological Hazard) ได้แก่ จุลชีพที่ก่อโรค (แบคทีเรีย ไวรัส เชื้อรา ปรสิต) รวมถึงสารพิษที่สร้างโดยจุลชีพ หากมีการนำน้ำทิ้งที่มีการปนเปื้อนจุลชีพมาใช้กับพืชผัก โดยเฉพาะพืชที่กินดิบจะทำให้มีความเสี่ยงต่อสุขภาพสูง (Moazeni et al, 2017)

2.7.2 การประเมินผลกระทบจากสิ่งคุกคาม เป็นการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณการได้รับสิ่งคุกคามและการตอบสนอง ซึ่งข้อมูลส่วนใหญ่ได้จากการศึกษาในสัตว์ทดลอง และอาจ

มีบางส่วนที่ได้จากการศึกษาในมนุษย์ การประเมินความเสี่ยงจากการได้รับสารเคมีจะทำได้นั้น ต้องทราบความสัมพันธ์เชิงปริมาณระหว่างปริมาณสารที่ได้รับและการตอบสนอง (Dose-Response Relationship) โดยการประเมินปริมาณสารที่ร่างกายได้รับเข้าไปและเกิดการตอบสนองต้องอาศัยค่า Reference Dose (RfD) ซึ่งเป็นกุญแจสำคัญในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพ (Zhai et al., 2017) โดยทั่วไปจำแนกความเป็นพิษของสารเคมีได้เป็น 2 ประเภท คือ สารที่ไม่ก่อมะเร็งและสารที่ก่อมะเร็ง สำหรับความเสี่ยงทางชีวภาพสามารถคำนวณหาค่าอ้างอิงหรือความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัสจุลินทรีย์ก่อโรคได้ มีรายละเอียดดังนี้

2.1) สารไม่ก่อมะเร็ง (Non-Carcinogen) รวมถึงสารก่อมะเร็งที่ไม่มีผลต่อยีน และความเป็นพิษอย่างอื่นที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากสารก่อมะเร็ง การเกิดผลกระทบต่อสุขภาพส่วนใหญ่เป็นความผิดปกติแบบมี Threshold Limit ค่าที่นิยมใช้เป็นค่าอ้างอิงในการประเมิน ได้แก่ Reference Dose (RfD), Acceptable Daily Intake (ADI), Tolerable Daily Intake (TDI) และ Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) (Rapant et al., 2011; Yu et al, 2017; นันทิกา สุนทรไชยกุล และคณะ, 2552) ค่าเหล่านี้คำนวณได้จาก

-การหาค่าความเข้มข้นสูงสุดที่ไม่ก่อให้เกิดผลไม่พึงประสงค์ (No-Observed-Adverse-Effect Level: NOAEL) เมื่อได้รับสัมผัสสิ่งคุกคามที่ต้องการทดสอบ หรือถ้าไม่สามารถหาค่า NOAEL ได้ สามารถใช้ค่าความเข้มข้นต่ำสุดที่เริ่มทำให้เกิดผลไม่พึงประสงค์ (Lowest-Observed-Adverse-Effect Level: LOAEL)

-การขยายผลไปใช้สำหรับมนุษย์ด้วยการลดค่าความไม่แน่นอน (Uncertainty Factor: UF) จากความแตกต่างระหว่างสายพันธุ์ (จากสัตว์ทดลองสู่มนุษย์) และความแตกต่างภายในสายพันธุ์ อาจกล่าวได้ว่าเป็นค่าความปลอดภัยต่อมนุษย์ (Safety factor)

-ค่ามาตรฐาน Reference dose (RfD) สามารถคำนวณได้ดังสมการที่ 2-1

$$RfD = NOAEL / (UF_H \times UF_S \times UF_L \times UF_C \times MF) \quad (2-1)$$

โดยที่ $UF_H = 10$ เมื่อมีการขยายผลจากสัตว์สู่มนุษย์

$UF_S = 10$ เมื่อเป็นค่าที่มีไว้สำหรับคนที่มีความไวในการตอบสนองสูง เช่น เด็ก หญิงมีครรภ์ ผู้สูงอายุ หรือผู้ป่วยเฉพาะโรค

$UF_L = 10$ เมื่อใช้ค่า LOAEL แทน NOAEL

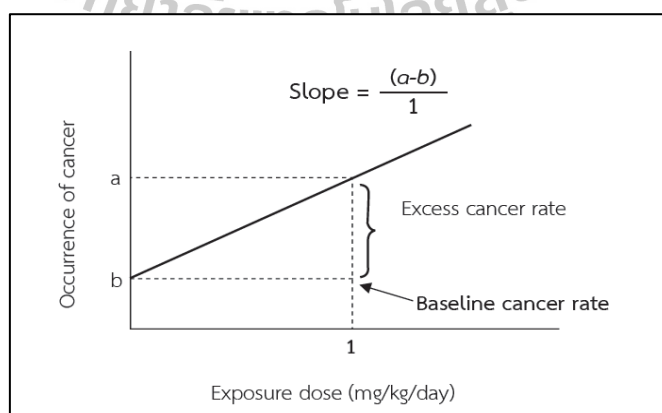
$UF_C = 10$ เมื่อมีการขยายผลจากการทดลองที่ทำระยะสั้นไปสู่ผลในระยะยาว

MF = Modifying Factor ซึ่งดูจากคุณภาพของข้อมูลทางวิทยาศาสตร์ที่นำมาใช้ในการประเมินความเสี่ยง โดย MF = 1-10 แทนคุณภาพของข้อมูลจากมากไปน้อย

2.2) สารก่อมะเร็งที่มีผลต่อยีน (Genetic Carcinogen) สำหรับสารก่อมะเร็งจะใช้แนวความคิดที่ว่าสารกลุ่มนี้ไม่มี Threshold Limit ซึ่งหมายความว่า ไม่ว่าจะได้รับสารก่อมะเร็งปริมาณมากน้อยเพียงใด ทำให้มีโอกาสที่จะเกิดมะเร็งได้ โดยการคำนวณความเสี่ยงของการเกิดมะเร็งอาศัยค่า Cancer Slope Factor หรือ Cancer Potency Factor (Rapant et al., 2011) ในกรณีที่เป็นมลพิษทางอากาศหรือทางน้ำ การคำนวณค่า ความเสี่ยงของการเกิดมะเร็งสามารถคำนวณ โดยใช้ค่า Unit risk factor (URF) แทนค่า Cancer slope factor (CSF) ได้อีกด้วย

- ค่า Cancer Slope Factor หรือ Cancer Potency Factor เป็นค่าที่แนะนำโดย US EPA ซึ่งสัมพันธ์กับหนึ่งหน่วยความเข้มข้นของสารก่อมะเร็ง โดยความลาดชันดังกล่าวได้จากการศึกษา Dose-Response Relationship ระหว่างความเข้มข้นของสารก่อมะเร็งที่ได้รับสัมผัสและการเกิดมะเร็ง ดังแสดงในรูปที่ 2.5 หน่วยของ CSF คือ ความเสี่ยงต่อ mg/kg/day หรือ Risk (mg/kg/day^{-1})

- ค่า Unit Risk Factor (URF) เป็นค่าที่ได้จากการศึกษาของหน่วยงาน US EPA ในการอธิบายความเสี่ยงของการเกิดมะเร็ง ซึ่งสัมพันธ์กับหนึ่งหน่วยความเข้มข้นของสารก่อมะเร็งที่ปนเปื้อนในน้ำและอากาศ ค่านี้สามารถใช้คำนวณความเสี่ยงของการเกิดมะเร็งโดยตรงจากค่าความเข้มข้นของสารเคมีที่เป็นสารก่อมะเร็ง สามารถคำนวณจากค่าการตรวจวัดโดยตรง ไม่จำเป็นต้องนำไปคำนวณค่า Chronic Exposure (ค่า CDI) หน่วยของ URF สำหรับมลสารในอากาศ คือ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ และ $\mu\text{g}/\text{L}$ สำหรับมลสารในน้ำ



รูปที่ 2.5 การคำนวณค่า Cancer slope factor

2.3) การคำนวณหาค่าความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัสเชื้อจุลินทรีย์ก่อโรค ซึ่งจะประมาณจำนวนผู้เจ็บป่วยจากชนิดของเชื้อก่อโรค ดังสมการที่ 2-2 และค่าที่ใช้ในการคำนวณดังแสดงในตารางที่ 3.8

$$P_{iii} = 1 - [1 + (\text{Dose}/\beta)]^{-\alpha} \quad (2-2)$$

โดยที่ P_{iii} = ความน่าจะเป็นหรือจำนวนผู้ป่วยจากการสัมผัสกับจุลินทรีย์ก่อโรค

α, β = ค่าอ้างอิงจากการสัมผัสเชื้อจุลินทรีย์ก่อโรคชนิดต่าง ๆ

Dose = จำนวนเชื้อก่อโรคที่เข้าสู่ร่างกาย

2.7.3 การประเมินการรับสัมผัส เป็นการประมวลผลความสัมพันธ์ของตัวแปรต่าง ๆ ที่น่าจะเป็นปัจจัยร่วมในการก่อให้เกิดผลกระทบต่อสุขภาพ การประเมินการได้รับสัมผัสจะประเมิน 3 ทาง คือ การกิน หายใจ และการดูดซึมผ่านผิวหนัง (Tepanosyan et al., 2017) โดยใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ เป็นวิธีที่ใช่มากในการประเมินที่ต้องการความหนักแน่นของคำตอบ เช่น งานทางด้านสิ่งแวดล้อม อนามัยสิ่งแวดล้อม และอาชีวอนามัย โดยเฉพาะสิ่งคุกคามทางสารเคมีและชีวภาพ ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

1) การได้รับสัมผัสสารเคมี (Chemical Exposure) การคำนวณค่าการได้รับสัมผัสสิ่งคุกคามทางสารเคมี มีขั้นตอนดังนี้

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง

คำนวณการได้รับสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งในแต่ละวัน (Average daily intake; ADI) ดังแสดงในสมการที่ 2-3 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณแสดงดังตารางที่ 2.8 และคำนวณค่าความเสี่ยง (Hazard quotient: HQ) ดังแสดงในสมการที่ 2-4 โดยค่า RfD ของสารแต่ละชนิดดังแสดงในตารางที่ 2.9 กรณีที่มีสารเคมีมากกว่า 1 ชนิด ให้รวม HQ ของสารเคมีแต่ละชนิดเข้าด้วยกัน ดังสมการที่ 2-5 นำค่าความเสี่ยง (Hazard index: HI) มาจัดลำดับความเสี่ยงดังแสดงในตารางที่ 2-10

$$\text{ADI} = (\text{C} \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED}) / (\text{BW} \times \text{LT}) \quad (2-3)$$

$$\text{HQ} = \text{ADI} / \text{RfD} \quad (2-4)$$

$$\text{HI} = \sum \text{HQ} \quad (2-5)$$

ตารางที่ 2.8 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณหาปริมาณโลหะหนักที่เข้าสู่ร่างกาย

พารามิเตอร์		หน่วย	WHO (2008)	Bai et al (2016)	เพ็ญศรี วัลลະณูณ (2554)
ADI	การได้รับสารในแต่ละวัน	mg/kg.day	ค่าที่ได้จากการคำนวณ		
C	ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำ	mg/L	ค่าที่ได้จากการศึกษา		
EF	ความถี่ของการได้รับสัมผัส (Exposure Frequency)	days/year	-	350	365
ED	ระยะเวลาของการได้รับสัมผัส (Exposure Duration)	years	-	-	65
LT	เวลาเฉลี่ยตามระยะเวลาของการได้รับสัมผัส (Lifetime Exposure)	days	-	ED×350	ED×365
BW	น้ำหนักตัว (Body Weight)	kg	60	60	60
RfD	Reference dose	mg/kg.day	ค่าอ้างอิงจาก IRIS (2009)		
HQ	ค่าความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง	-	ค่าที่ได้จากการคำนวณ		
HI	ผลรวมของ HQ	-	ค่าที่ได้จากการคำนวณ		
CR	ค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง	-	ค่าที่ได้จากการคำนวณ		
SF	Cancer Slope Factor	mg/kg-day ⁻¹	ค่าอ้างอิงจาก IRIS (2009)		

ตารางที่ 2.9 ค่า RfD และ SF ของสารเคมีแต่ละชนิด (IRIS, 2009)

สาร	RfD		Critical effect	CSF (mg/kg-day) ⁻¹		Tumor type
	Ingestion (mg/kg-day)	Inhalation (mg/m ³)		Oral	Inhalation	
Ag	0.005	-	Argyria	-	-	-
As	0.0003	-	Hyperpigmentation, keratosis	1.5	15	Skin cancer
Be	0.002	2 x 10 ⁻⁵	Small intestinal lesions	-	-	Lung cancer
Cd	0.0005	-	Significant proteinuria	-	6.1	Lung, trachea, bronchus cancer
Cu	0.04	-	-	-	-	-
Cr	0.003	8 x 10 ⁻⁶	Nasal septum atrophy	-	42	Lung cancer
Fe	0.3	-	-	-	-	-
Hg	-	3 x 10 ⁻⁴	Increases in memory disturbances	-	-	-
Mn	0.14	5 x 10 ⁻⁵	Central nervous system	-	-	-
Mo	0.005	-	Increased uric acid levels	-	-	-
Ni	0.02	-	Decreased body and organ weights	-	-	-
Pb	0.0036	-	Nervous system	-	-	-
Se	0.005	-	Clinical selenosis	-	-	-
Zn	0.3	-	Decrease in erythrocyte Cu	-	-	-

ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง

คำนวณการได้รับสัมผัสสารที่ก่อมะเร็งในแต่ละวัน (ADI) ดังแสดงในสมการที่ 2-3 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณแสดงดังตารางที่ 2.8 และคำนวณค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Cancer risk: CR) ดังสมการที่ 2-6 จากนั้นนำค่าความเสี่ยง (CR) ที่ได้มาจัดลำดับความเสี่ยง ดังแสดงในตารางที่ 2.11

$$CR = ADI \times SF \quad (2-6)$$

ตารางที่ 2.10 ระดับความเสี่ยงตามค่าประเมิน Hazard quotient หรือ Hazard index

Risk level	US EPA (1999)		Hallenbeck and Springs (1993)	
	ค่า HQ/HI	ระดับความเสี่ยง	ค่า HQ/HI	ระดับความเสี่ยง
1	< 0.1	Negligible	< 0.1	No hazard
2	$\geq 0.1 < 1$	Low	0.1 - 1	Low
3	$\geq 1 < 4$	Medium	1.1 < 10	Medium
4	≥ 4	High	> 10	High

ตารางที่ 2.11 ระดับความเสี่ยงตามค่าประเมินค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Rapant et al., 2011; Tepanosyan et al., 2017)

Risk level	Calculated cases of cancer occurrence	ระดับความเสี่ยง
1	< 1 per 1,000,000 inhabitants	Very low
2	> 1 per 1,000,000 inhabitants < 1 per 100,000 inhabitants	Low
3	> 1 per 100,000 inhabitants < 1 per 10,000 inhabitants	Medium
4	> 1 per 10,000 inhabitants < 1 per 1,000 inhabitants	High
5	> 1 per 1,000 inhabitants	Very high

2) การได้รับสัมผัสสารทางชีวภาพ ทำการคำนวณการได้รับสัมผัสเชื้อก่อโรคผ่านทางกรกินโดยคำนวณความน่าจะเป็นในการสัมผัสกับเชื้อก่อโรค (Probability of Exposure) จากสมการที่ 2-7 จากนั้นหารระดับความเสี่ยงจากการคำนวณจำนวนผู้ป่วยจากการสัมผัสเชื้อก่อโรคที่ปนเปื้อนในน้ำ ดังสมการที่ 2-8 โดยค่าที่ใช้ในการคำนวณดังแสดงในตารางที่ 2.12

$$P_E = P \times (1 - e^{-Dose}) \quad (2-7)$$

$$Risk = PE \times P_{ill} \quad (2-8)$$

2.7.4 การอธิบายลักษณะความเสี่ยง (risk characterization)

เป็นการวิเคราะห์ข้อมูลจากทั้ง 3 ขั้นตอนก่อนหน้าเพื่อนำมาประเมินว่าการสัมผัสสิ่งคุกคามเป็นความเสี่ยงต่อสุขภาพหรือไม่ และระดับของความเสี่ยงมีมากน้อยแค่ไหน ในการประเมินความเสี่ยงทางเคมีทั้งสารที่ไม่ก่อมะเร็งและก่อมะเร็ง เป็นการนำผลลัพธ์จากสมการที่ 2-5 และ 2-6 มาเปรียบเทียบกับเกณฑ์ระดับความเสี่ยงตามตารางที่ 2.10 และ 2.11 และการประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพเป็นการนำผลลัพธ์จากสมการที่ 2-8 มาแปลผลประมาณจำนวนผู้เจ็บป่วยจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนจุลินทรีย์ก่อโรค

ตารางที่ 2.12 ค่าที่ใช้หาความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัสเชื้อก่อโรค

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าที่ใช้
C	ปริมาณเชื้อก่อโรคในน้ำ	log CFU/mL
R	อัตราการรับสัมผัสเชื้อก่อโรค	mL/day
P	ความชุกของการเจอเชื้อ <i>E-coli</i> (สัดส่วนตัวอย่างน้ำที่ตรวจพบต่อจำนวนตัวอย่างน้ำทั้งหมด)	-
α	ค่าอ้างอิงตามชนิดของเชื้อก่อโรค	-
β	ค่าอ้างอิงตามชนิดของเชื้อก่อโรค	-
Dose	ปริมาณเชื้อที่เข้าสู่ร่างกาย	C x R

2.8 กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (Analytic Hierarchy Process: AHP)

กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์พัฒนาขึ้นโดย Thomas L. Saaty ในปี 1980 ซึ่งเป็นกระบวนการของการตัดสินใจเลือกหรือการเรียงลำดับความสำคัญของทางเลือก ที่มีหลายเกณฑ์ตัดสินใจ (Multiple Criteria Decision Making) มีการนำ AHP มาประยุกต์ใช้อย่างกว้างขวาง ได้แก่ ด้านการเงิน การศึกษา วิศวกรรม การตัดสินใจของรัฐบาล ด้านอุตสาหกรรมการผลิตและกระบวนการทำงานในโรงงาน ด้านการจัดการ การตัดสินใจส่วนบุคคล การเมืองและสังคม และด้านการกีฬา เป็นต้น เนื่องจากความง่าย ความสะดวกในการใช้งาน และความยืดหยุ่นได้ (Vaidya and Kumar, 2006) และพบว่า 20 ปีที่ผ่านมาได้มีการใช้ AHP กับงานวิจัยจำนวนมากกว่า 150 บทความที่ใช้ AHP เป็นเครื่องมือในการตัดสินใจร่วมกับเครื่องมืออื่น ๆ เช่น การโปรแกรมเชิงเส้นที่ต้องการวิเคราะห์ทั้งปัจจัยเชิงปริมาณและเชิงคุณภาพ ซึ่งทำให้สามารถหาผลลัพธ์ที่ใกล้เคียงกับสภาพปัญหาจริง และการนำ AHP มาใช้ร่วมกับเครื่องมืออื่น ๆ ช่วยให้สามารถตัดสินใจได้อย่างชัดเจนกว่าการใช้ AHP หรือเครื่องมืออื่น ๆ เพียงเครื่องมือเดียว (Ho et al., 2008)

นอกจากนำ AHP มาช่วยในการตัดสินใจเลือกทางเลือกต่าง ๆ แล้ว ยังนำมาใช้ในการหาความสำคัญของปัจจัยต่าง ๆ เพื่อให้ความสำคัญของปัจจัยที่ได้มีความเชื่อมั่นสูง เนื่องจากต้องมีค่าอัตราส่วนความสอดคล้องที่เป็นไปตามที่กำหนด กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ประกอบด้วย 3 ขั้นตอน คือ การกำหนดเป้าหมายของปัญหา การพิจารณาเปรียบเทียบ และการสังเคราะห์ข้อมูล (Korpela and Lehmusvaara, 1999)

1) การกำหนดเป้าหมายของปัญหา คือ การกระจายความซับซ้อนของปัญหาให้อยู่ในรูปของลำดับชั้นโครงสร้าง ปัญหาพื้นฐานประกอบด้วย 3 ลำดับหลัก คือ เป้าหมายหรือวัตถุประสงค์เกณฑ์ตัดสินใจ และทางเลือกต่าง ๆ

2) การพิจารณาเปรียบเทียบความสำคัญเป็นคู่ ๆ เพื่อจัดลำดับความสำคัญ หลังจากมีการจัดโครงสร้างปัญหาเรียบร้อยแล้วต้องมีการประเมินความสำคัญ โดยเปรียบเทียบทางเลือกเป็นคู่ของแต่ละเกณฑ์ โดยอ้างอิงเกณฑ์ที่ใช้ในการเปรียบเทียบดังตารางที่ 2.13 จากนั้นนำข้อมูลที่ได้มาสรุปหาน้ำหนักความสำคัญ

3) การสังเคราะห์ข้อมูล คือ การหาน้ำหนักความสำคัญจากเกณฑ์การเปรียบเทียบทั้งหมด และประเมินทางเลือกที่ดีที่สุด

จุดเด่นของกระบวนการ AHP คือ สามารถนำปัจจัยเชิงปริมาณและเชิงคุณภาพมาเป็นเกณฑ์ในการตัดสินใจร่วมกันได้ นอกจากนี้การเปรียบเทียบความสำคัญเป็นคู่ (Pairwise Comparison) ทำให้ผู้ตัดสินใจมั่นใจว่าน้ำหนักความสำคัญที่ได้จากการเปรียบเทียบมีความน่าเชื่อถือสูง (วรพจน์ มีถม, 2553) โดยกระบวนการ AHP มีรายละเอียดขั้นตอนในการประเมินดังนี้

ตารางที่ 2.13 เกณฑ์การเปรียบเทียบเป็นคู่ (Saaty, 1996)

เกณฑ์	ความหมาย	คำอธิบาย
1	ความสำคัญเท่ากัน	ทั้ง 2 เกณฑ์มีความสำคัญเท่ากัน
3	ความสำคัญกว่าปานกลาง	เกณฑ์หนึ่งสำคัญกว่าอีกเกณฑ์หนึ่งในระดับปานกลาง
5	ความสำคัญกว่ามาก	เกณฑ์หนึ่งสำคัญกว่าอีกเกณฑ์หนึ่งในระดับมาก
7	ความสำคัญกว่ามากที่สุด	เกณฑ์หนึ่งสำคัญกว่าอีกเกณฑ์หนึ่งในระดับมากที่สุด
9	ความสำคัญกว่าสูงสุด	เกณฑ์หนึ่งสำคัญกว่าอีกเกณฑ์หนึ่งในระดับสูงสุด
2, 4, 6, 8	อยู่ระหว่างเกณฑ์	อยู่ระหว่างเกณฑ์ที่กล่าวมาข้างต้น

1) คำนวณค่าน้ำหนักความสำคัญของเกณฑ์หลัก โดยการสร้างตารางเมตริกซ์เปรียบเทียบเกณฑ์ที่ใช้ในการตัดสินใจเป็นคู่

2) ขั้นตอนการหาค่าความสอดคล้องกันของเหตุผล (Concurrency Reasonable; C.R.) เป็นการตรวจสอบว่าผลลัพธ์ที่ได้นั้นมีความถูกต้องและสอดคล้องกันของเหตุผลหรือไม่ ในการคำนวณหาค่า C.R. ต้องคำนวณหาค่า λ_{\max} ซึ่งเป็นค่าที่คำนวณได้จากการนำค่าเปรียบเทียบในแต่ละเกณฑ์คูณกับค่าความสำคัญ ผลลัพธ์ที่ได้นำมาหารด้วยค่าความสำคัญ จากนั้นนำผลหารมารวมกันและหารด้วยจำนวนเกณฑ์ที่ใช้ในการพิจารณาให้ความสำคัญ (n) ดังสมการที่ 2-9 จากนั้นคำนวณหาค่าดัชนีชี้วัดความสอดคล้อง (Consistency Index: CI) ดังสมการที่ 2-10 และคำนวณหาค่า C.R. ดังสมการที่ 2-11 โดยอาศัยค่าดัชนีชี้วัดความสอดคล้องตามขนาดของเมตริกซ์ (Random Consistency Index: R.I.) ดังแสดงในตารางที่ 2.14

$$\lambda_{\max} = \text{ผลรวมของผลหาร} / \text{จำนวนเกณฑ์} \quad (2-9)$$

$$C.I. = (\lambda_{\max} - n) / (n-1) \quad (2-10)$$

$$C.R. = C.I./R.I. \quad (2-11)$$

ตารางที่ 2.14 ค่าดัชนีความสอดคล้องตามขนาดของเมตริกซ์ (R.I.)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9
R.I.	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

การแปลผล ถ้า $C.R. \leq 0.1$ แสดงว่าค่าของแต่ละเกณฑ์มีความสอดคล้องกันสามารถนำค่านำหนักสำคัญไปใช้ได้ ถ้า $C.R. > 0.1$ แสดงว่าค่าของแต่ละเกณฑ์ไม่มีความสอดคล้องกัน ต้องปรับค่าหรือให้ค่าแต่ละเกณฑ์ใหม่

3) คำนวณค่าน้ำหนักความสำคัญของเกณฑ์รอง ซึ่งคำนวณเช่นเดียวกับเกณฑ์หลัก

4) เปรียบเทียบทางเลือกที่กำหนดไว้ โดยเปรียบเทียบผ่านเกณฑ์ที่ใช้ในการตัดสินใจที่ละเกณฑ์ เพื่อจัดลำดับความสำคัญของทางเลือก และสรุปผลทางเลือกที่เหมาะสมที่สุดจากค่าลำดับความสำคัญ

2.9 การใช้น้ำและการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี (มทส.) มีเนื้อที่ประมาณ 7,200 ไร่ มีประชากรระดับปริญญาตรีจำนวน 13,020 คน ปริญญาโทจำนวน 675 คน ปริญญาเอกจำนวน 520 คน บุคลากรจำนวน 1,225 คน และลูกจ้างชั่วคราวจำนวน 853 คน มหาวิทยาลัยแจกจ่ายน้ำประปาไปตามโซนพื้นที่ต่าง ๆ และรวบรวมน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดก่อนนำไปผลิตเป็นน้ำหมุนเวียนเพื่อนำกลับมาใช้ประโยชน์ โดยมีรายละเอียดดังนี้

2.9.1 แหล่งน้ำดิบ

ในปัจจุบันมหาวิทยาลัยมีแหล่งน้ำดิบที่ใช้ในการผลิตน้ำประปาทั้งแหล่งน้ำดิบภายนอกมหาวิทยาลัยและแหล่งน้ำดิบภายในมหาวิทยาลัย ได้แก่

1) แหล่งน้ำภายนอกมหาวิทยาลัย เป็นการสูบน้ำดิบจากแหล่งน้ำลำตะคองที่โรงสูบน้ำดิบบ้านมะขามเฒ่า จังหวัดนครราชสีมา มากักเก็บในแหล่งสำรองน้ำดิบของมหาวิทยาลัย ซึ่งมีระยะทางจากโรงสูบน้ำถึงมหาวิทยาลัยประมาณ 18 กิโลเมตร โดยกรมชลประทานอนุญาตให้มหาวิทยาลัยสูบน้ำได้ในช่วงเดือนกันยายนถึงธันวาคม โดยในหนึ่งวันอนุญาตให้สูบน้ำดิบได้ไม่เกิน 2700 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน

2) แหล่งน้ำภายในมหาวิทยาลัย เป็นแหล่งสำรองน้ำดิบที่ได้น้ำจากการสูบน้ำมากักเก็บและรวบรวมในระหว่างช่วงที่มีฝนตก ซึ่งมีปริมาตรทั้งหมด 1.4 ล้านลูกบาศก์เมตร โดยกักเก็บที่อ่างเก็บน้ำจำนวน 4 อ่าง คือ อ่างสุระนิเวศ 1 มีความจุ 500,000 ลบ.ม., อ่างสุระนิเวศ 2 มีความจุ 500,000 ลบ.ม., อ่างสุระนิเวศ 10 มีความจุ 200,000 ลบ.ม. และอ่างสุระนิเวศ 12 มีความจุ 200,000 ลบ.ม. พื้นที่เก็บน้ำดังกล่าวแสดงในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 อ่างเก็บน้ำภายใน มทส.

2.9.2 ระบบผลิตน้ำประปา

ระบบผลิตน้ำประปาของมทส. มีอัตราการผลิตน้ำประปาที่ 4,800 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ใช้ในการล้างทราย 200 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ใช้ระบายตะกอน 80 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน และทำการส่งจ่ายน้ำประปา 4,520 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยกระบวนการผลิตน้ำประปาจะนำน้ำดิบเข้าระบบและเติมสารสร้างตะกอน คือ Polyaluminum Chloride (PACl) ทำการผสมแบบ Static mixer เพื่อทำให้เกิดการปั่นป่วนภายในเส้นท่อทำให้เกิดการผสมกันอย่างสมบูรณ์ระหว่าง PACl กับน้ำดิบ จากนั้นเติมสารช่วยสร้างตะกอน คือ Cation Polymer และผ่าน Pulsator clarifier ซึ่งทำงานคล้ายถังกวนช้า เพื่อให้ Cation Polymer ที่เติมลงไปจับกับอนุภาคคอลลอยด์ที่ถูกทำลายเสถียรด้วย PACl ทำให้มีขนาดใหญ่ขึ้นและตกตะกอนออกจากน้ำในถังตกตะกอน จากนั้นกรองอนุภาคนขนาดเล็กที่ไม่สามารถตกตะกอนได้ในถังตกตะกอน โดยนำน้ำมาผ่านถังกรองทรายทำให้ได้น้ำส่วนใส ทำการเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อและฟอกน้ำที่ผ่านการฆ่าเชื้อในถังฟอกน้ำใสเพื่อรอการส่งจ่ายต่อไป รายละเอียดกระบวนการผลิตน้ำประปาดังแสดงในรูปที่ 2.7

2.9.3 ระบบบำบัดน้ำเสีย

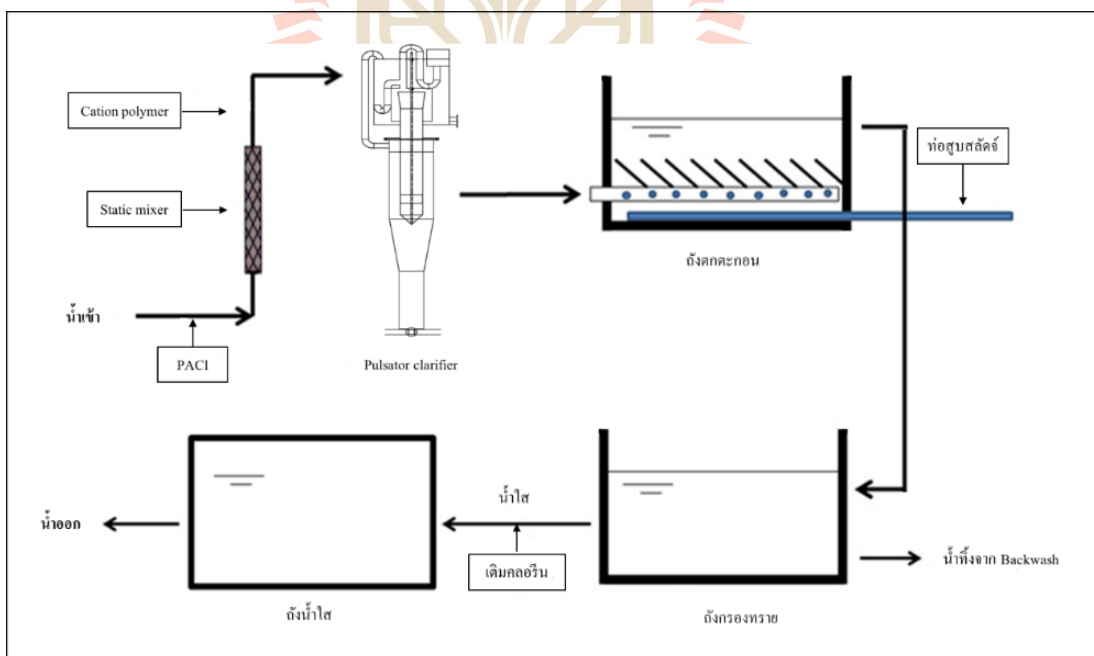
น้ำเสียที่เกิดขึ้นในมทส. แบ่งออกเป็น 2 ประเภท คือ น้ำเสียชุมชนจากการใช้น้ำในหอพักนักศึกษา หอพักบุคลากร บ้านพักอาจารย์ กลุ่มอาคารฟาร์ม และอาคารที่ทำการรวมไปถึงน้ำเสียสารเคมีที่ผ่านการบำบัดเบื้องต้นแล้ว ซึ่งจะถูกรวบรวมเพื่อส่งไปบำบัดทางชีวภาพ น้ำเสียอีกประเภท คือ น้ำเสียสารเคมีที่มาจากกลุ่มอาคารเครื่องมือ 1-10 ซึ่งจะถูกรวบรวมไปบำบัดทางเคมี ระบบบำบัดน้ำเสียของมทส. ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อฝิ่ง (Oxidation Pond) ซึ่งเป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ เนื่องจากมทส. มีพื้นที่ขนาดใหญ่เพียงพอที่จะทำระบบบำบัดแบบบ่อฝิ่ง และน้ำเสียที่นำมาบำบัดนั้นเป็นน้ำเสียชุมชน วิธีการบำบัดแบบชีวภาพจึงมีความเหมาะสม โดยการ

บำบัดน้ำเสียแบบบ่อฝัง เป็นการต่อระบบแบบอนุกรมดังแสดงในรูปที่ 2.8 ซึ่งระบบบำบัดประกอบไปด้วยบ่อแฟคัลเททีฟ (Facultative Pond) จำนวน 6 บ่อ บ่อแอโรบิก (Aerobic Pond) จำนวน 3 บ่อ บ่อผักตบชวา (Water Hyacinth Pond) ใช้ดูดสารคาร์บอน ไนโตรเจน ฟอสเฟต ออกจากน้ำเสีย ทำให้น้ำที่ใสสะอาดขึ้นจำนวน 3 บ่อ และบ่อบ่ม (Maturation Pond) กำจัดเชื้อโรคก่อนปล่อยทิ้งจำนวน 3 บ่อ ซึ่งมีอัตราการบำบัดอยู่ที่ 2,500 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน

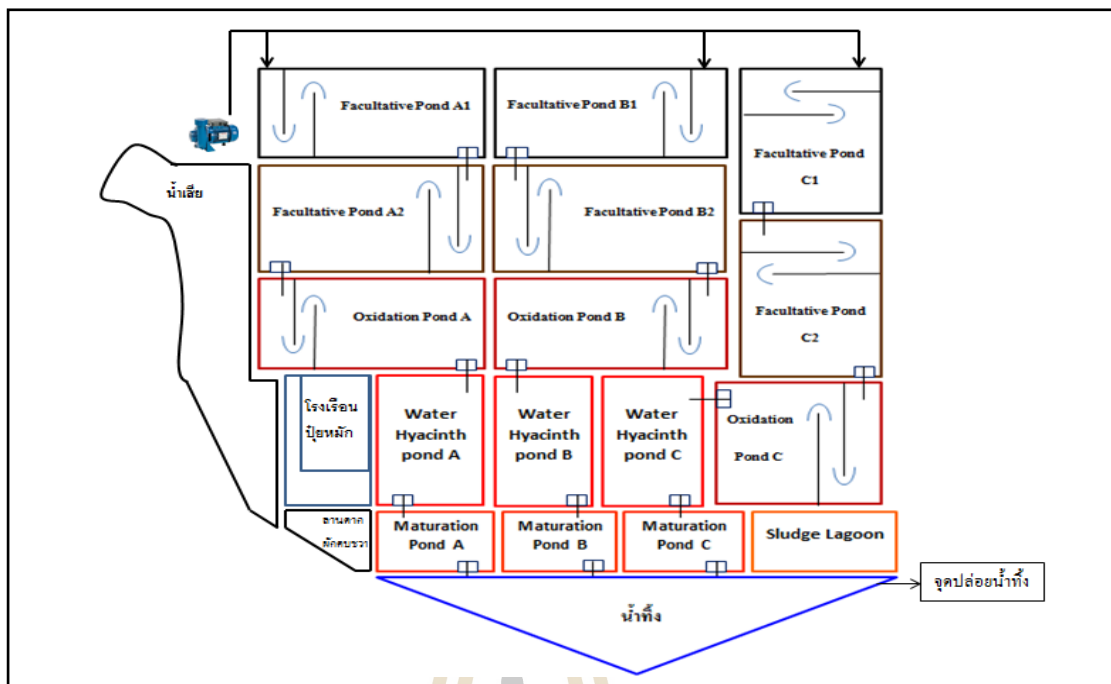
2.9.4 ระบบหมุนเวียนน้ำ

ระบบหมุนเวียนน้ำของมทส. มีกระบวนการผลิตที่คล้ายกับระบบการผลิตน้ำประปา ซึ่งมีกระบวนการหมุนเวียนน้ำดังแสดงในรูปที่ 2.9 โดยน้ำดิบที่นำมาผลิตเป็นน้ำทิ้งจากบ่อบำบัดทางชีวภาพ นำมาผ่านกระบวนการโอโซน และกระบวนการสร้างและรวมตะกอนเพื่อกำจัดสาหร่าย กลิ้น และอนุภาคคอลลอยด์ก่อนเข้าสู่กระบวนการกรอง และส่งจ่ายน้ำเพื่อนำกลับไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำซักโครกและรดน้ำต้นไม้

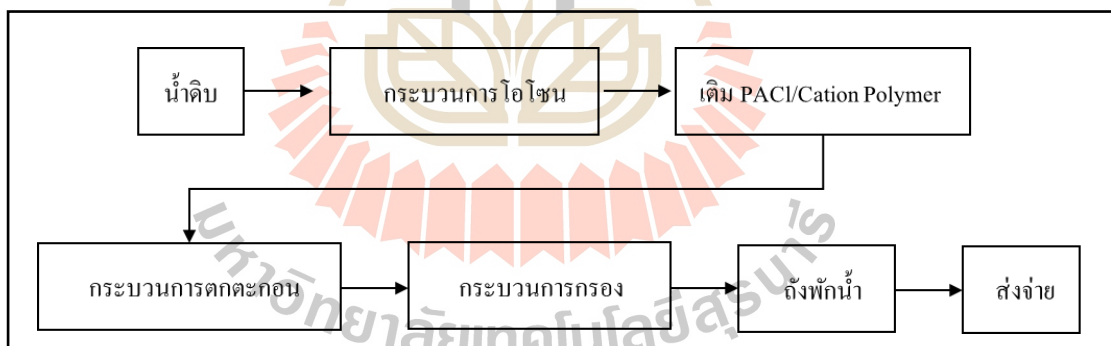
จากข้อมูลปริมาณการใช้น้ำประปา พบว่าในการผลิตน้ำประปาจำนวน 4,520 ลบ.ม./วัน จะทำการแจกจ่ายน้ำไปตามโซนพื้นที่ต่าง ๆ ภายในมหาวิทยาลัย โดยปริมาณน้ำประปาส่วนใหญ่ร้อยละ 46 นำมาใช้ประโยชน์ในโซนหอพักนักศึกษา ดังแสดงในรูปที่ 2.10-2.11 เมื่อมีการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์จึงหมุนเวียนกลับมาใช้ในโซนหอพักนักศึกษาเป็นบริเวณแรก



รูปที่ 2.7 ระบบผลิตน้ำประปามทส.

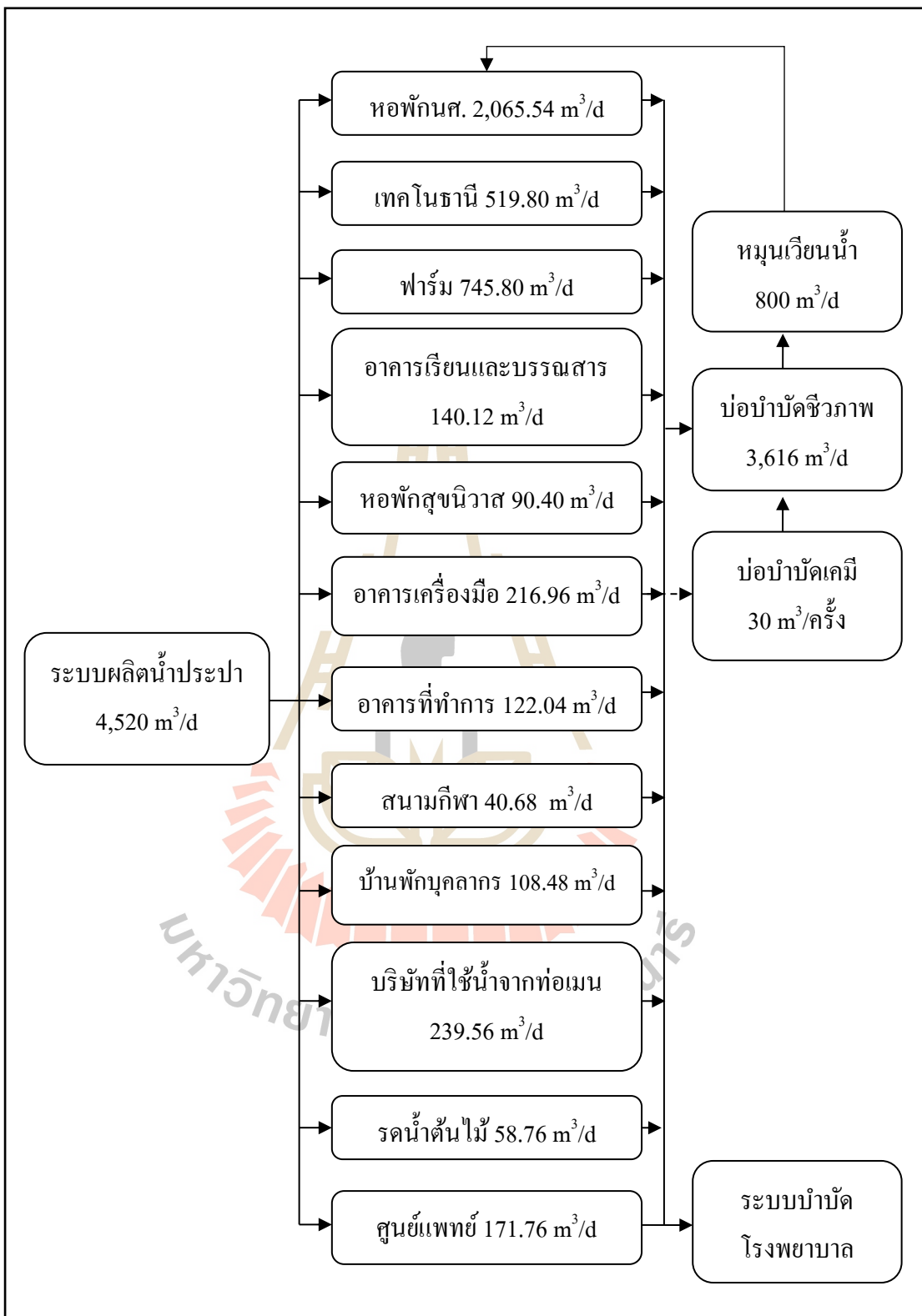


รูปที่ 2.8 กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบบ่อฝัง

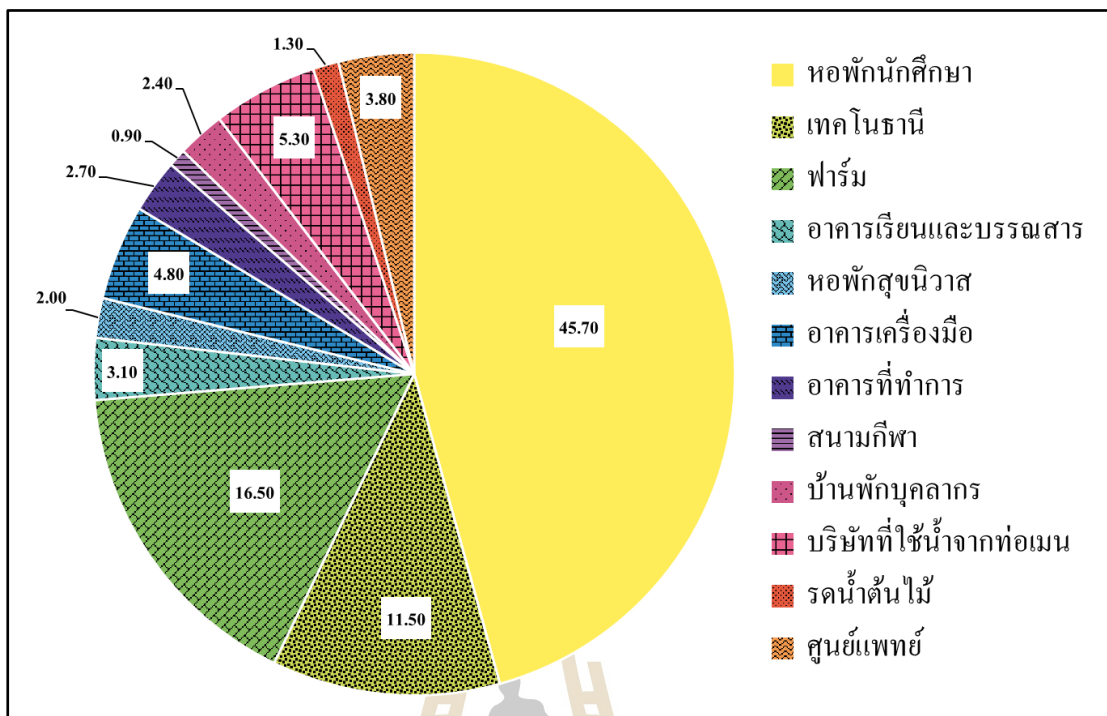


รูปที่ 2.9 กระบวนการผลิตน้ำหมุนเวียน

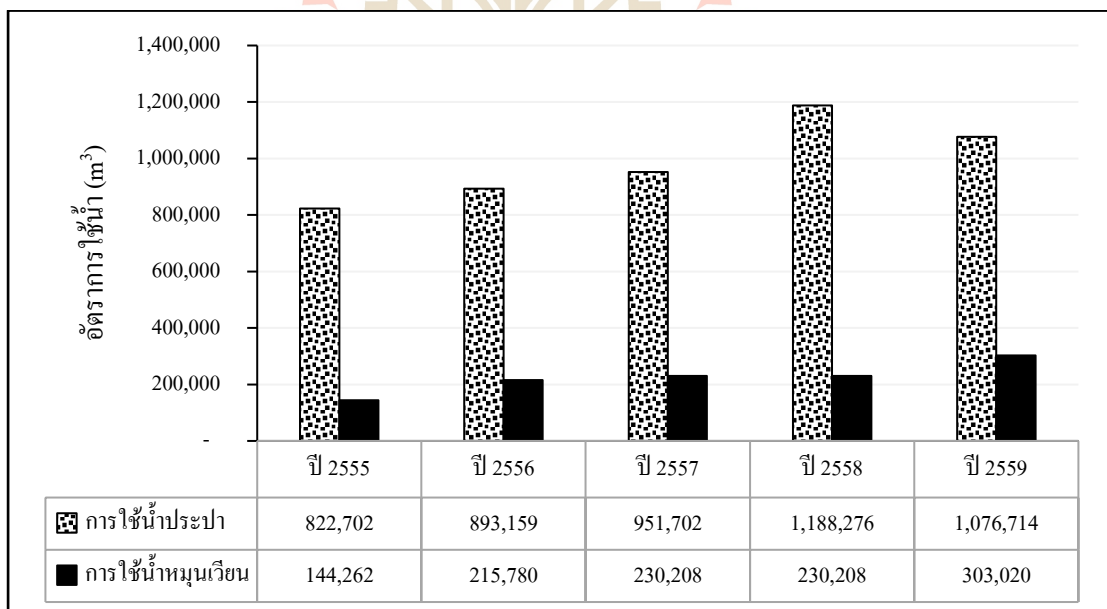
เพื่อลดปริมาณการใช้น้ำประปา โดยมีอัตราการหมุนเวียนน้ำประมาณร้อยละ 20 ของปริมาณน้ำประปาทั้งหมด ซึ่งมีปริมาตรน้ำประมาณ 800 ลบ.ม./วัน นำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำซักโครกในหอพักนักศึกษา และจากข้อมูลการใช้น้ำประปาในช่วงปี พ.ศ. 2558-2559 พบว่ามีแนวโน้มการใช้น้ำประปาลดลง เนื่องจากมีอัตราการหมุนเวียนน้ำเพื่อนำมาใช้ทดแทนน้ำประปาเพิ่มสูงขึ้นเรื่อย ๆ จากร้อยละ 17 ในปีพ.ศ. 2558 เป็นร้อยละ 28 ในปีพ.ศ. 2559 ดังแสดงในรูปที่ 2.12



รูปที่ 2.10 สมดุลมวลน้ำการใช้งานของมทส.



รูปที่ 2.11 ปริมาณการใช้น้ำแยกตามโซนในมหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.12 ข้อมูลการใช้น้ำประปาและน้ำหอมนเวียนปี 2555-2559

2.10 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.10.1 กระบวนการสร้างและรวมตะกอน

จากศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) ซึ่งพบในแหล่งน้ำธรรมชาติ โดยส่วนใหญ่เกิดจากการเจริญเติบโตหรือการเน่าเปื่อยของพืช และเกิดจากกระบวนการสลายตัวของจุลินทรีย์ต่าง ๆ (Dilling and Kaiser, 2002) ซึ่งมีโมเลกุลของสารอินทรีย์ที่สามารถผ่านเมมเบรนที่มีขนาดรูเปิด 0.45 ไมครอนได้ ทำให้กำจัดได้ยากด้วยกระบวนการผลิตน้ำประปาทั่วไป (Crozes et al., 1995) โดยแบ่งออกได้เป็น 2 ส่วน ได้แก่ ส่วนที่เป็นฮิวมิก (Humic Substance) และส่วนที่ไม่ใช่สารฮิวมิก (Non-humic Substance) ส่วนที่เป็นฮิวมิกมีสมบัติเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม Hydrophobic (HPO) ประกอบด้วย กรดฮิวมิก กรดฟัลวิก และฮิวมิน เป็นต้น ส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่ใช่สารฮิวมิกมีสมบัติเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม Hydrophilic (HPI) ประกอบด้วย Hydrophilic acids โปรีติน กรดอะมิโน และคาร์โบไฮเดรต (Newcombe et al., 1997) เมื่อทดลองใช้ความเข้มข้น PACl 40 mg/L ที่ค่า pH เท่ากับ 7 พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด DOC ร้อยละ 54 และกำจัด DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ได้ร้อยละ 49 และ 59 ตามลำดับ (กมลนาวิน อินทนูจิตร์, 2552) และการควบคุมสภาวะในการเดินระบบที่เหมาะสม นอกจากทำให้อนุภาคคอลลอยด์เกิดการตกตะกอน และแยกตัวออกจากน้ำได้ดีแล้ว ยังมีผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำโดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่ม Humic ซึ่งเป็นสารกลุ่มไม่ชอบน้ำ ทำให้มีความสามารถในการตกตะกอนได้ง่ายและเร็วกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม Non-humic ที่มีขนาดเล็กและมีโมเลกุลของน้ำห่อหุ้ม จึงเป็นเสมือนสิ่งขัดขวางป้องกันไม่ให้อนุภาคเกิดการรวมตัวกัน (มันลิน ตันฑุลเวศม์, 2542) สารอินทรีย์ดังกล่าวจึงถูกกำจัดได้ยากส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ต่ำ ดังนั้น กระบวนการสร้างและรวมตะกอน โดยการใส่ PACl เป็นสารสร้างตะกอน สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม Humic ได้ดีกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม Non-humic (ทัศนาก่อเส็ง, 2553)

การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการสร้างและรวมตะกอนโดยการใส่ PACl เป็นสารสร้างตะกอน ที่ค่า pH เท่ากับ 6 ในการกำจัดความขุ่นและสารอินทรีย์ในน้ำดิบเพื่อผลิตน้ำประปา พบว่า PACl สามารถกำจัดความขุ่นและ DOC ได้ดีกว่า $FeCl_3$ และสารส้ม ($PACl > FeCl_3 >$ สารส้ม) มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น และ DOC ร้อยละ 84 และ 50 ตามลำดับ (Rizzo et al., 2005) ในน้ำดิบที่มีค่า DOC ก่อนข้างต่ำ (2.1-2.4 mg/L) พบว่าการใช้ PACl เป็นสารสร้างตะกอน มีประสิทธิภาพในการกำจัด DOC ได้ดีกว่าการใช้สารส้ม โดยการใส่ PACl 40 mg/L ที่ค่า pH เท่ากับ 6 มีประสิทธิภาพในการกำจัด DOC ร้อยละ 31 (Velasco et al., 2007) และจากการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสาร Humic โดยการใส่ PACl พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสาร Humic ในน้ำดิบร้อยละ 94 และ 65 ตามลำดับ (Nagare et al., 2008) การใช้ PACl เป็นสาร

สร้างตะกอน และควบคุมค่า pH ให้เท่ากับ 7 พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ในน้ำดิบได้สูงสุด (Yan et al., 2008)

2.10.2 กระบวนการอัลตราฟิลเตรชัน

การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM) และสภาวะการเดินระบบอัลตราฟิลเตรชันในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียจะถูกนำมาผ่านกระบวนการบำบัดขั้นต้น (Pretreatment) ด้วยกระบวนการสร้างและรวมตะกอนและกรองผ่านคาร์ทริก 100 ไมครอน ก่อนเข้าสู่ระบบกรองอัลตราฟิลเตรชัน โดยแปรผันเพอมีเอทฟลักซ์เท่ากับ 60 80 และ 100 L/m².h ตามลำดับ เมื่อได้เพอมีเอทฟลักซ์ที่เหมาะสมนำมาแปรผันสัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 25:75 50:50 และ 75:25 ตามลำดับ ผลการศึกษาพบว่าเพอมีเอทฟลักซ์เท่ากับ 80 L/m².h และสัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทท 25:75 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสี ความขุ่น สารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM) และสารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) สูงสุดคิดเป็นร้อยละ 32 67 17 และ 16 ตามลำดับ และทำการล้างระบบด้วย NaOH 0.02 N และ NaOCl 100 mg/L เนื่องจากน้ำทิ้งประกอบไปด้วยแบคทีเรียและสาหร่าย ดังนั้น การล้างทำความสะอาดด้วยดังกล่าวสามารถลดความต้านทานของเมมเบรนและลดการอุดตันที่เกิดขึ้นให้สามารถนำเยื่อกรองกลับมาเดินระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ (สุกุลยา ทับอุไร, 2554)

2.10.3 กระบวนการสร้างและรวมตะกอนร่วมกับอัลตราฟิลเตรชัน

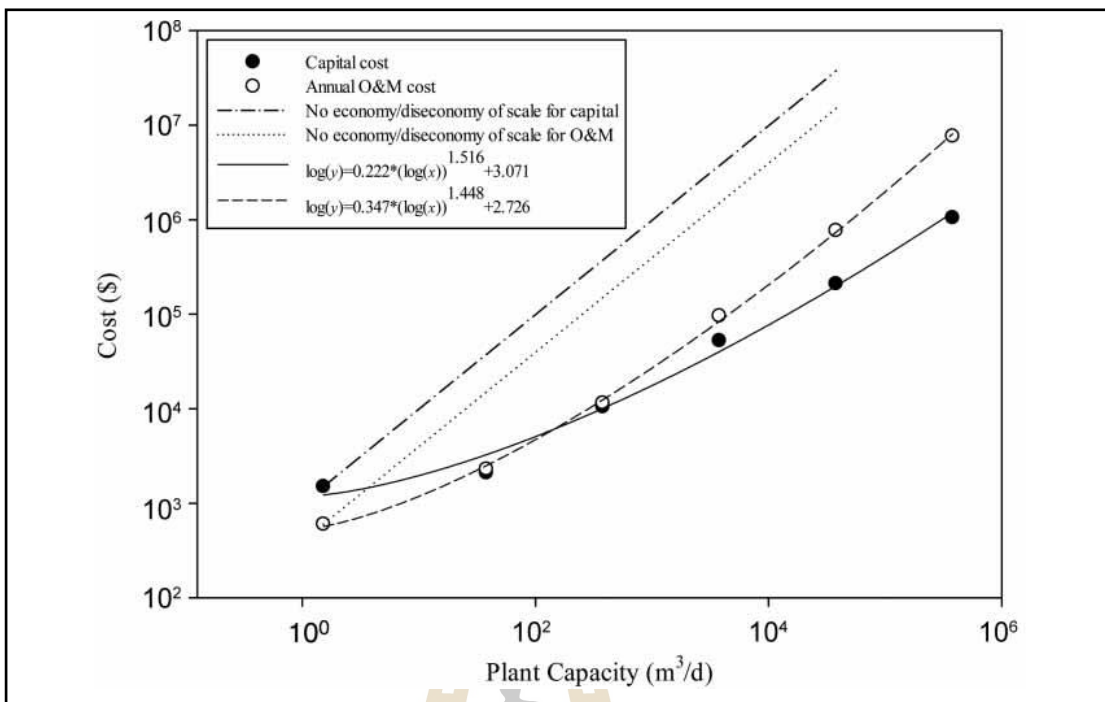
Leiknes et al. (2004) ได้ประยุกต์ใช้กระบวนการไมโครฟิลเตรชันร่วมกับกระบวนการสร้างและรวมตะกอนโดยใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอน ในการผลิตน้ำดื่มเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ พบว่าสามารถลดความขุ่นให้เหลือน้อยกว่า 0.2 NTU มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีได้มากกว่าร้อยละ 95 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด UV-254 ร้อยละ 85 และจากศึกษาของ Kabsch-Korbutowicz (2005) ทำการศึกษาการปรับปรุงคุณภาพน้ำผิวดินด้วยกระบวนการสร้างและรวมตะกอน และระบบอัลตราฟิลเตรชัน โดยทดสอบกับสารสร้างตะกอน 3 ชนิด คือ Al₂(SO₄)₃, NaAlO₂ และ PACI ปัจจัยหลักที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด คือ ชนิดและปริมาณของสารสร้างตะกอน ค่า pH ของน้ำ ผลการศึกษาพบว่า Al₂(SO₄)₃, NaAlO₂ และ PACI มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM) ได้ดีที่สุดในช่วงร้อยละ 45-62 เมื่อใช้กระบวนการสร้างและรวมตะกอน ร่วมกับระบบอัลตราฟิลเตรชันในช่วง pH 6-8 สามารถบำบัด NOM ได้ดีที่สุดในช่วงร้อยละ 60-70 นอกจากนี้ยังพบว่าการใช้สารสร้างตะกอน Al₂(SO₄)₃ และ PACI ในกระบวนการสร้างและรวมตะกอนร่วมกับระบบอัลตราฟิลเตรชันมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้น แต่ NaAlO₂ มีประสิทธิภาพในการบำบัด

2.10.4 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ

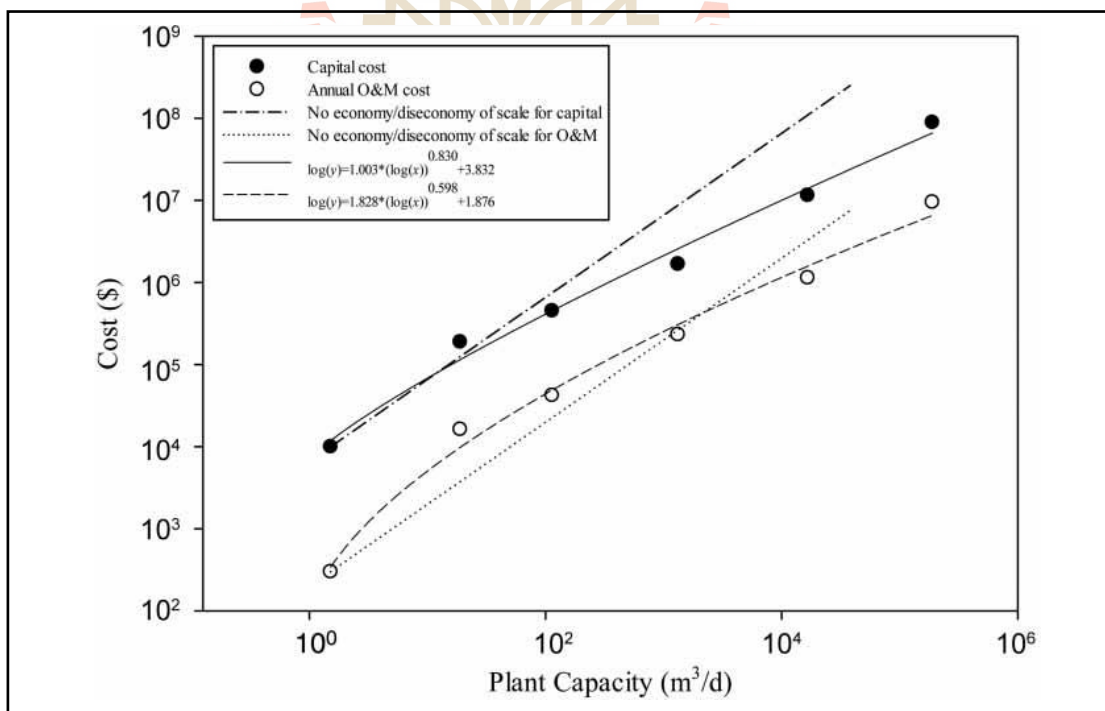
จากการศึกษาคุณภาพน้ำดื่มและการประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพในพื้นที่ภาคเหนือของปากีสถาน พบว่าปริมาณโลหะหนักที่ร่างกายได้รับสัมผัสในแต่ละวัน (ADI) ของ $Cr > Fe > Ni > Cu > Mn > Zn > Co > Pb > Cd$ และ HQ ของ $Ni > Cd > Cu > Mn > Pb > Zn > Cr$ น้ำที่มีการปนเปื้อนของโลหะหนักเหล่านี้เป็นสาเหตุสำคัญของการเกิดโรค เช่น โรคอูจาระร่วง ไวรัสตับอักเสบ ปวดศีรษะ ความดันโลหิตสูง ปวดท้อง มีปัญหาเกี่ยวกับตับ และไต เป็นต้น ดังนั้นจึงต้องหาแนวทางในการหยุดการปนเปื้อนของแหล่งน้ำดื่มทันที และควรจัดหา น้ำดื่มที่สะอาดให้กับผู้อยู่อาศัยเพื่อลดความเสี่ยงต่อสุขภาพ (Shah et al., 2012) และจากการประเมินความเสี่ยงสุขภาพในการรับสัมผัสโลหะหนักที่ปนเปื้อนในดิน ได้แก่ As B Ba Be Cd Cu F Hg Mn Mo Ni Pb Sb Se และ Zn ผ่านทางการกิน พบว่าระดับความเสี่ยงสุขภาพด้านที่ไม่ก่อมะเร็งเฉื่อยของประเทศในยุโรป คือ HI เท่ากับ 0.11 และความเสี่ยงสูงสุดพบในฝรั่งเศส กรีซ สเปน และ สวิตเซอร์แลนด์ มีค่า HI อยู่ในช่วง 0.15-0.20 ในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็งจะประเมิน Pb และ Ni เป็นหลัก เนื่องจากเป็นสารพิษสำคัญที่ปนเปื้อนในยุโรป พบว่าระดับความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งของ As ในฟินแลนด์มีความเสี่ยงต่ำที่สุด (CR เท่ากับ $9.3E-07$) และเดนมาร์ก (CR เท่ากับ $9.9E-07$) พบความเสี่ยงสูงสุดในฝรั่งเศส (CR เท่ากับ $8.6E-06$) สเปน (CR เท่ากับ $6.2E-06$) และกรีซ (CR เท่ากับ $6.0E-06$) โดยระดับความเสี่ยงสุขภาพจะเพิ่มขึ้นในพื้นที่ที่มีการปนเปื้อนในดินสูง เช่น พื้นที่ท่าเหมืองแร่ (Rapant et al., 2011)

2.10.5 ค่าใช้จ่ายในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์

Guo et al. (2014) ทำการศึกษาข้อมูลเกี่ยวกับค่าใช้จ่ายของระบบหมุนเวียนน้ำสำหรับการนำไปใช้ประโยชน์ทางตรง (Direct Potable Reuse) โดยพิจารณาจากขนาดของระบบหมุนเวียนน้ำที่อัตราการผลิต 37.85, 378.5, 3,785, 37,850, 378,500 m^3/d ซึ่งแบ่งค่าใช้จ่ายออกเป็น 2 ส่วน คือ ค่าลงทุนในการก่อสร้างระบบ และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุง สำหรับระบบ Coagulation-Flocculation ค่าลงทุนก่อสร้างระบบประกอบด้วย ระบบป้อนสารเคมี ท่อ วาล์ว ค่าใช้จ่ายเกี่ยวกับการดูแลและควบคุมระบบประกอบด้วย ค่าสารเคมี ค่าพลังงาน ค่าอุปกรณ์ที่ใช้ซ่อมบำรุง และค่าจ้างแรงงาน เป็นต้น ค่าใช้จ่ายที่อัตราการผลิตต่าง ๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.13 สำหรับระบบ Ultrafiltration ค่าลงทุนในการก่อสร้างระบบจะไม่รวมระบบ Pre-treatment ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุงประกอบด้วย ค่าไฟฟ้า ค่าซ่อมบำรุง ค่าสารเคมีในการล้างทำความสะอาดเมมเบรน ค่าจ้างแรงงาน เป็นต้น ค่าใช้จ่ายที่อัตราการผลิตต่าง ๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.14 และสามารถสรุปสมการที่ใช้ในการคำนวณค่าใช้จ่ายของแต่ละระบบได้ดังตารางที่ 2.15



รูปที่ 2.13 ค่าใช้จ่ายที่อัตราการผลิตต่าง ๆ ของระบบ Coagulation-Flocculation (Guo et al., 2014)



รูปที่ 2.14 ค่าใช้จ่ายที่อัตราการผลิตต่าง ๆ ของระบบ Ultrafiltration (Guo et al., 2014)

ตารางที่ 2.15 สมการที่ใช้คำนวณค่าใช้จ่ายของระบบหมุนเวียนน้ำ (Guo et al., 2014)

ระบบ	ค่าลงทุน	ค่าซ่อมบำรุงและเดินระบบ
CF	$\log (y) = 0.222 * (\log (x))^{1.516} * 3.071$	$\log (y) = 0.347 * (\log (x))^{1.448} * 2.726$
UF	$\log (y) = 1.003 * (\log (x))^{0.830} * 3.832$	$\log (y) = 1.828 * (\log (x))^{0.598} * 1.876$

หมายเหตุ: y คือ ค่าใช้จ่ายที่ได้จากการคำนวณ
x คือ อัตราการผลิตน้ำหมุนเวียน



บทที่ 3

วิธีการดำเนินการ

การศึกษาครั้งนี้เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (Experimental Research) เพื่อศึกษาทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ โดยการประเมินทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงทางด้านสุขภาพ รายละเอียดวิธีการดำเนินงานมีดังต่อไปนี้

3.1 สถานที่ทำการศึกษาวิจัย

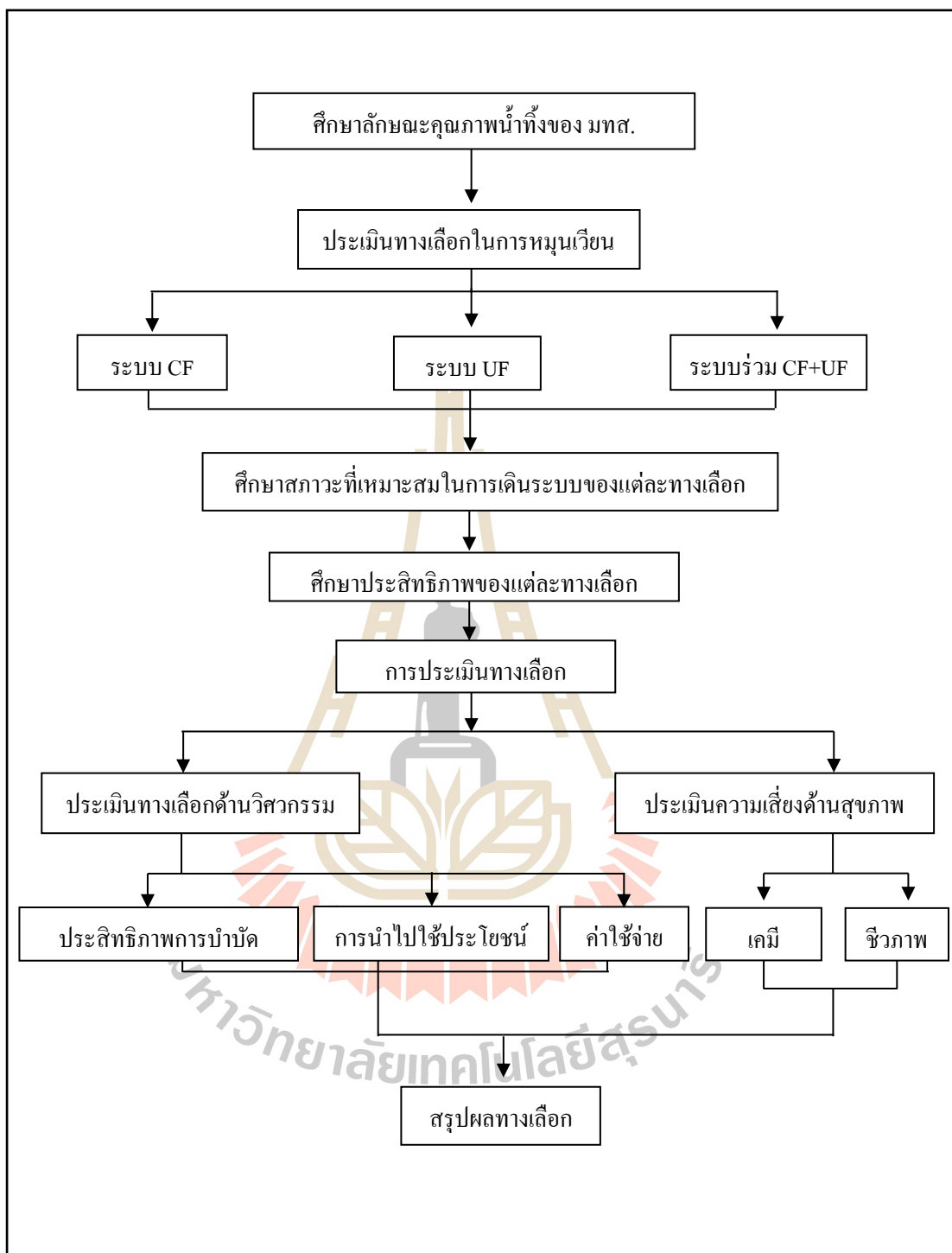
ณ ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บริเวณอาคารศูนย์เครื่องมือ 4 และ 5 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา

3.2 ระยะเวลาในการศึกษาวิจัย

ระยะเวลาที่ใช้ในการทดลอง 14 เดือน ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2560 ถึงเดือนตุลาคม พ.ศ. 2561

3.3 วิธีดำเนินการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ กรณีศึกษามหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยการนำน้ำทิ้งจากบ่อกักน้ำของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพภายในมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีมาเข้าสู่กระบวนการหมุนเวียนน้ำ โดยทำการศึกษาเปรียบเทียบ 3 ทางเลือก ได้แก่ ระบบสร้างและรวมตะกอน (Coagulation-Flocculation: CF), ระบบอัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration: UF) และ ระบบร่วมระหว่างระบบสร้างและรวมตะกอน และระบบอัลตราฟิลเตรชัน (Combination of Coagulation-Flocculation and Ultrafiltration: CF+UF) โดยทำการศึกษาสถานะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพของระบบการหมุนเวียนน้ำ เพื่อใช้ในการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม และการประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพ รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 ขั้นตอนในการดำเนินงานวิจัย

3.3.1 การศึกษาลักษณะคุณภาพน้ำทิ้ง

ศึกษาลักษณะน้ำทิ้งของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยทำการทบทวนข้อมูลคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังเป็นระยะเวลา 5 ปี และเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งในช่วงระยะเวลาทำการการศึกษา เพื่อทำการตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำในปัจจุบัน นำข้อมูลคุณภาพน้ำทิ้งทั้งหมดมาพิจารณาเลือกระบบการหมุนเวียนเวียนน้ำ โดยระบบที่เลือกในการศึกษาค้างนี้ ได้แก่

ทางเลือกที่ 1 ระบบ CF (Coagulation-Flocculation) เนื่องจากสามารถแยกตะกอนและสารแขวนลอยออกจากน้ำทิ้งได้หลายชนิด การทำปฏิกิริยาเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว ราคาถูก และการควบคุมดูแลระบบไม่ยุ่งยาก (Yu et al., 2016)

ทางเลือกที่ 2 ระบบ UF (Ultrafiltration) เนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดเชื้อโรค สารอินทรีย์ และโลหะหนักได้พร้อม ๆ กัน มีขนาดกะทัดรัดไม่เปลืองเนื้อที่ ใช้เวลาในการบำบัดสั้น (Bergamasco et al., 2011)

ทางเลือกที่ 3 ระบบรวม CF+UF (Coagulation-Flocculation and Ultrafiltration) เนื่องด้วยจากการทบทวนข้อดี-ข้อเสีย ของระบบหมุนเวียนน้ำมาใช้ร่วมกันจะทำให้มีความสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ สารแขวนลอย เชื้อโรค ปริมาณโลหะหนักเพิ่มมากขึ้น และสามารถลดการอุดตันของเยื่อกรองได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ลดค่าใช้จ่ายในการทำมาสะอาดเยื่อกรอง หรือการเปลี่ยนเยื่อกรองใหม่ (Touffet et al, 2015; Uyak et al., 2008)

การทบทวนข้อมูลคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลัง เพื่อพิจารณาค่าคุณภาพน้ำที่เป็นสิ่งคุกคามที่อาจมีผลต่อสุขภาพ ใช้เป็นข้อมูลในการประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพต่อไป

3.3.2 การศึกษาสถานะที่เหมาะสมในการเดินระบบของแต่ละทางเลือก

3.3.2.1 ทางเลือกที่ 1 ระบบ CF

ในการศึกษาระบบ CF จะใช้ Polyaluminum Chloride (PACl) เป็นสารสร้างตะกอน (Coagulant) สูตรเคมีโดยทั่วไป คือ $Al_n(OH)_m Cl_{3n-m}$ และ Cation Polymer เป็นสารช่วยสร้างตะกอน (Coagulant Aids) โดยทำการศึกษาค้างที่เหมาะสม ได้แก่ ปริมาณ PACl, Cation Polymer และ pH เป็นต้น โดยพิจารณาข้อมูลที่ได้จากการศึกษาในครั้งนี้ร่วมกับผลการศึกษาของ Yimratanabovorn et al. (2018) เนื่องจากน้ำทิ้งที่ใช้ในการศึกษามาจากแหล่งเดียวกันและมีช่วงระยะเวลาที่ทำการศึกษาใกล้เคียงกัน (มีนาคม-สิงหาคม 2560) เพื่อให้ได้ผลการศึกษที่สามารถเป็นตัวแทนลักษณะน้ำทิ้งในช่วงปิดทอมและเปิดทอมซึ่งเป็นช่วงที่ลักษณะน้ำมีความแตกต่างกันในเรื่องของความเข้มข้น ทำให้ได้ผลการศึกษที่มีความถูกต้องแม่นยำมากยิ่งขึ้น ในการทดลองหาสถานะที่เหมาะสมจะใช้เครื่อง Jar Test โดยกำหนดค่าสถานะในการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 3.1 และปริมาตรน้ำที่ใช้ในการทดลองเท่ากับ 500 มิลลิลิตร รายละเอียดขั้นตอนการศึกษหาสถานะที่

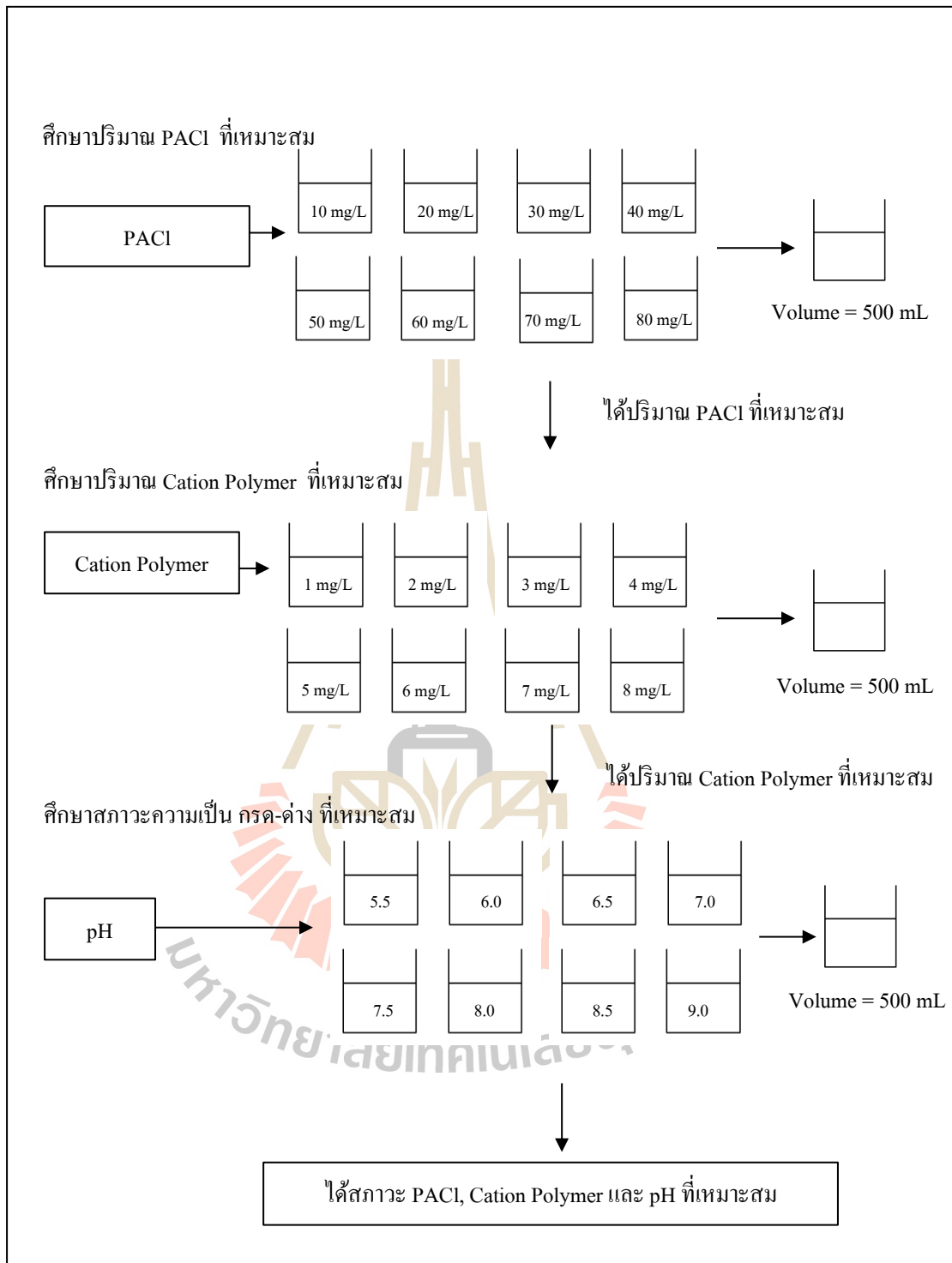
เหมาะสม แสดงดังรูปที่ 3.2 รายละเอียดวิธีการตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำ และเครื่องมือที่ใช้แสดงในตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.1 สภาวะที่กำหนดสำหรับการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของทางเลือกที่ 1 ระบบ CF (Sher et al., 2013)

สภาวะ	หน่วย	กวนเร็ว	กวนช้า	การตกตะกอน
ความเร็วรอบ	รอบ/นาที	200	40	-
ระยะเวลา	นาที	5	15	15
ปริมาตรน้ำ	mL	500	500	500

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำ (APHA et al., 2005)

พารามิเตอร์	เครื่องมือ	วิธีการวิเคราะห์
pH	pH Meter	Standard Method 4500-H+ B
ความขุ่น	Turbidity Meter	Standard Method 2130 B
สี	Spectrophotometer	Standard Method 2120 B.
ของแข็งละลายน้ำ (TDS)	Conductivity/TDS Meter	-
ของแข็งแขวนลอย (TSS)	-	Gravimetric method
สภาพการนำไฟฟ้า	Conductivity/TDS Meter	Standard Method v 2510B
COD	-	Close Reflux
DOC	Spectrophotometer	Standard Method 5310 C
โลหะหนัก	ICP-MS	-
Total Coliform	-	Membrane Filter Method
Fecal Coliform		



รูปที่ 3.2 ขั้นตอนการทดลองหาสภาวะที่เหมาะสมของทางเลือกที่ 1 ระบบ CF

3.3.2.2 ทางเลือกที่ 2 ระบบ UF

ในการศึกษาระบบ UF จะศึกษาการแปรผันเพอมีเอทฟลักซ์และสัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทนทที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัด โดยศึกษาการแปรผันเพอมีเอทฟลักซ์เท่ากับ 60 80 และ 100 L/m².h เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัด แสดงดังตารางที่ 3.3 ในขั้นตอนการศึกษาเพอมีเอทฟลักซ์ที่เหมาะสมจะใช้สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทนทเท่ากับ 25:75 มาทำการเดินระบบ เนื่องจากการศึกษาสุกฤษยา ทับอุไร (2554) พบว่าการเดินระบบที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทนทเท่ากับ 25:75 มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น สี สารอินทรีย์ธรรมชาติ และสารอินทรีย์ละลายน้ำของน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียได้ดี เมื่อทราบเพอมีเอทฟลักซ์ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัด จะนำเพอมีเอทฟลักซ์ที่เหมาะสมมาแปรผันสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทนทเท่ากับ 25:75 50:50 และ 75:25 แสดงดังตารางที่ 3.4 โดยรายละเอียดเมมเบรนที่ใช้ในงานวิจัยนี้ แสดงดังตารางที่ 3.5 จากผลการศึกษาของสุกฤษยา ทับอุไร (2554) พบว่าทุกครั้งที่เปลี่ยนสภาวะการเดินระบบจะทำการล้างระบบด้วย NaOH 0.02 N และ NaOCl 100 mg/L เนื่องจากน้ำทิ้งประกอบไปด้วยแบคทีเรียและสาหร่าย ดังนั้น ในการศึกษารั้งนี้จะทำการล้างทำความสะอาดด้วยด่างเพื่อลดความต้านทานของเมมเบรน และลดการอุดตันที่เกิดขึ้นให้สามารถนำเยื่อกรองกลับมาเดินระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ

ตารางที่ 3.3 การแปรผันเพอมีเอทฟลักซ์ (สุกฤษยา ทับอุไร, 2554)

ระยะเวลาเดินระบบ (ชั่วโมง)	สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทนท	เพอมีเอทฟลักซ์ (L/m ² .h)
30	25:75	60
		80
		100

ตารางที่ 3.4 การแปรผันสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทนท (สุกฤษยา ทับอุไร, 2554)

ระยะเวลาเดินระบบ (ชั่วโมง)	เพอมีเอทฟลักซ์ (L/m ² .h)	สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทนท
30	เพอมีเอทฟลักซ์ที่เหมาะสม	25:75
		50:50
		75:25

ตารางที่ 3.5 รายละเอียดของเมมเบรนที่ใช้ในงานวิจัยครั้งนี้

ลักษณะของเยื่อกรอง	คุณสมบัติ
โมเดล	VF (SP)-0912
ความเร็วสารป้อนเข้า (ลิตร/นาที่)	6-12
ลักษณะการกรอง	จากข้างในออกข้างนอก
ชนิดของเมมเบรน	โพลีซัลโฟน
พื้นที่เมมเบรน (ตารางเมตร)	6
ช่วงน้ำหนักโมเลกุลที่กักกันสาร (MWCO) (คาร์ตัน)	20,000
ช่วงค่าพีเอชที่ใช้งาน	2-13
ช่วงแรงดันในการเดินระบบ	2-3 บาร์ (30-45 ปอนด์/ตารางนิ้ว)
แรงดันล้างย้อน	2 บาร์ (30 ปอนด์/ตารางนิ้ว)
รูปแบบการเดินระบบ	แบบไหลขวาง (Cross Flow)

3.3.2.3 ทางเลือกที่ 3 ระบบร่วม CF+UF

ในการศึกษาระบบร่วม CF+UF จะนำสภาวะที่เหมาะสมของระบบ CF และระบบ UF มาใช้ในการเดินระบบร่วม โดยนำน้ำทิ้งผ่านระบบ CF ก่อน หลังจากนั้นจึงนำน้ำเข้าสู่ระบบ UF

3.3.3 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบในแต่ละทางเลือก

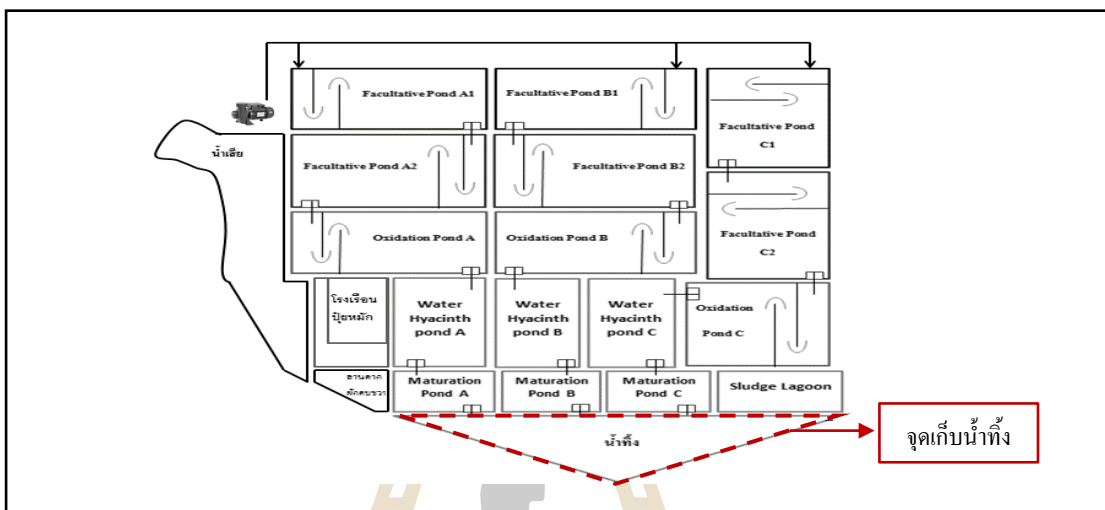
การศึกษาศักยภาพของแต่ละทางเลือก จะเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียของมทส. มาทำการหมวนเวียนน้ำผ่านทั้ง 3 ทางเลือก โดยจุดเก็บน้ำทิ้งดังแสดงในรูปที่ 3.3 ทำการเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งครั้งละ 3 ลูกบาศก์เมตร จำนวน 3 ครั้งต่อสัปดาห์ ในช่วงเดือนธันวาคม พ.ศ. 2560 - กรกฎาคม พ.ศ. 2561 และทำการศึกษาศักยภาพการบำบัดของทั้ง 3 ทางเลือก โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำ ได้แก่ ความขุ่น, สี และ COD และนำไปคำนวณหาค่าประสิทธิภาพในการบำบัด เพื่อเป็นข้อมูลสำหรับการเปรียบเทียบทางเลือกในการหมวนเวียนน้ำ รายละเอียดและวิธีการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ ดังแสดงในตารางที่ 3.2 จำนวนตัวอย่างและความถี่ในการเก็บตัวอย่างดังแสดงในตารางที่ 3.6 ค่าโลหะหนักที่ทำการตรวจวิเคราะห์ ได้แก่ Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Se, Cd และ Pb โดยใช้เครื่อง ICP-MS ยี่ห้อ Agilent รุ่น 7500 Series (สหรัฐอเมริกา) ในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดกำหนดจุดที่ทำการเก็บตัวอย่างน้ำในแต่ละทางเลือก ดังนี้

ทางเลือกที่ 1 ระบบ CF เก็บตัวอย่างที่จุด A1 และ B1 ดังแสดงในรูปที่ 3.4

ทางเลือกที่ 2 ระบบ UF เก็บตัวอย่างน้ำที่จุด A2 และ B2 ดังแสดงในรูปที่ 3.5 โดยกำหนดให้ระบบ

UF หมายถึง น้ำเข้าสู่ชุดกรองคาร์บอนิก 100 ไมครอน และส่งต่อไปยังเมมเบรน UF

ทางเลือกที่ 3 ระบบร่วม CF+UF เก็บตัวอย่างน้ำที่จุด A3, B3 และ C3 ดังแสดงในรูปที่ 3.6

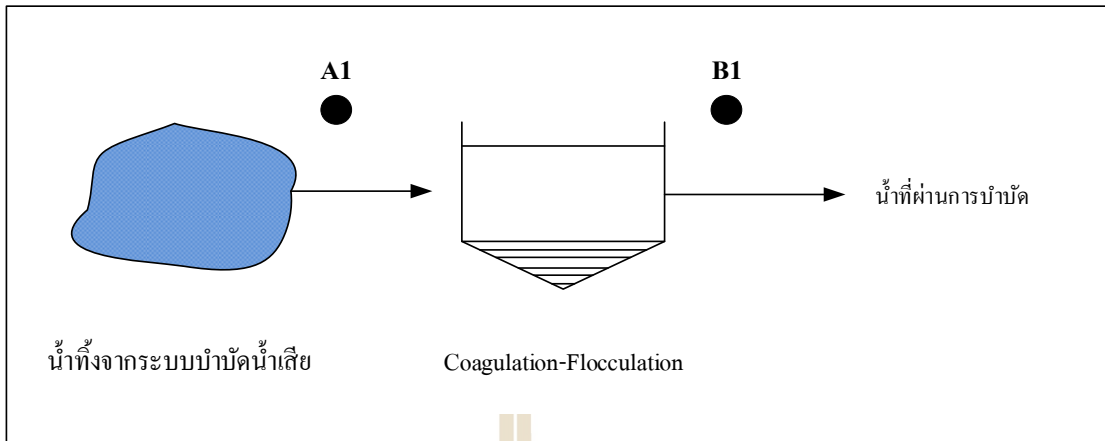


รูปที่ 3.3 จุดเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งเพื่อนำมาใช้ในการศึกษา

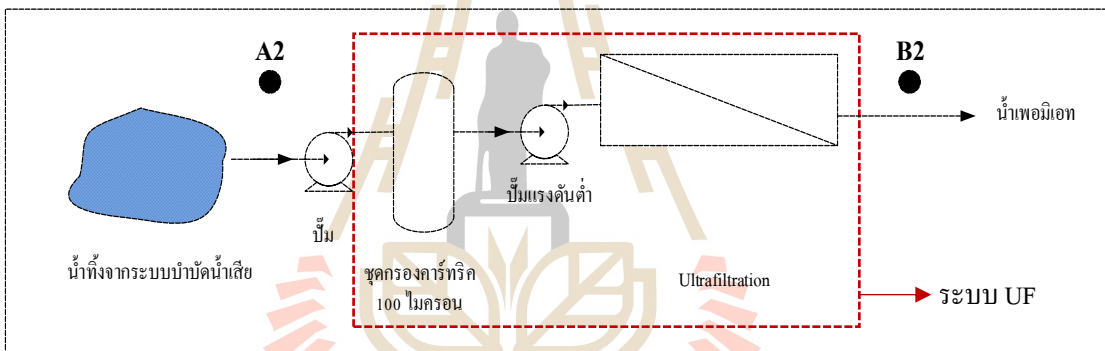
ตารางที่ 3.6 จำนวนตัวอย่างและความถี่ในการเก็บตัวอย่าง

พารามิเตอร์	ศึกษาสถานะที่เหมาะสม			ศึกษาประสิทธิภาพ	
	CF	UF		CF, UF และ CF+UF	
	n	ความถี่ในการเก็บตัวอย่าง	n	ความถี่ในการเก็บตัวอย่าง	n
pH	22	ทุก ๆ 1 ชม.	30	ทุก ๆ 1 ชม.	30
ความขุ่น	22	ทุก ๆ 1 ชม.	30	ทุก ๆ 1 ชม.	30
สี	22	ทุก ๆ 1 ชม.	30	ทุก ๆ 1 ชม.	30
COD	22	ทุก ๆ 2 ชม.	15	ทุก ๆ 2 ชม.	15
DOC	-	-	-	ทุก ๆ 2 ชม.	15
โลหะหนัก	-	-	-	5 ชม. สุดท้าย	5
Total Coliform	-	-	-	5 ชม. สุดท้าย	5
Fecal Coliform	-	-	-	5 ชม. สุดท้าย	5

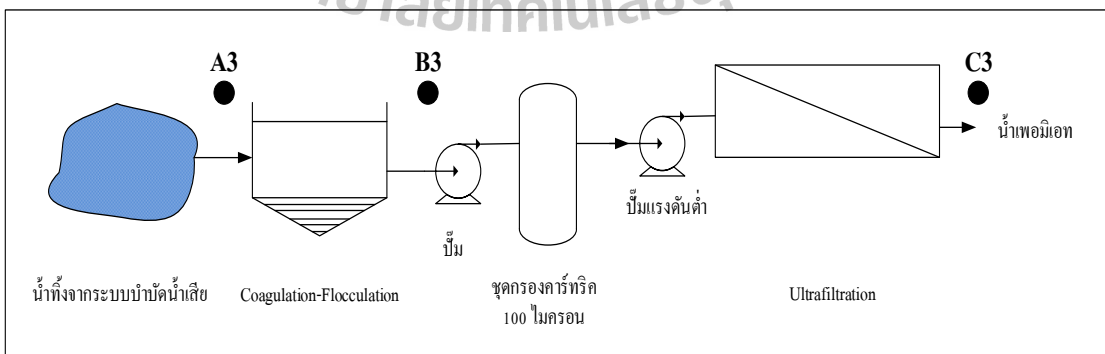
หมายเหตุ: n คือ จำนวนตัวอย่าง



รูปที่ 3.4 ทางเลือกที่ 1 ระบบ Coagulation-Flocculation



รูปที่ 3.5 ทางเลือกที่ 2 ระบบ Ultrafiltration



รูปที่ 3.6 ทางเลือกที่ 3 ระบบร่วม CF+UF

3.3.4 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

การหาสถานะที่เหมาะสมจะนำข้อมูลที่ได้จากการทดลองมาเปรียบเทียบความแตกต่างทางสถิติ เพื่อเป็นข้อมูลช่วยในการตัดสินใจเลือกสถานะที่เหมาะสม ซึ่งจะพิจารณาจากประสิทธิภาพในการบำบัด โดยใช้สถิติในการทดสอบความแตกต่าง คือ One Way ANOVA และ Paired Sample T-Test (SPSS version 23) โดยมีสมมติฐานในการทดสอบดังนี้

ในกรณีที่ต้องการเปรียบเทียบความแตกต่างตั้งแต่ 2 กลุ่มขึ้นไป จะใช้สถิติทดสอบ คือ One Way ANOVA ที่ความเชื่อมั่นร้อยละ 95 ($\alpha = 0.05$) โดยจะปฏิเสธ H_0 หรือยอมรับ H_1 เมื่อค่า p-value < 0.05 ซึ่งสมมติฐานที่ทำการทดสอบ คือ

H_0 : ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพของทุกกลุ่มมีค่าไม่แตกต่างกัน

H_1 : ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพอย่างน้อยหนึ่งกลุ่มมีค่าแตกต่างกัน

เมื่อทดสอบความแตกต่างโดยใช้ One Way ANOVA แล้วพบว่า ยอมรับ H_1 คือ ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพอย่างน้อยหนึ่งกลุ่มมีค่าแตกต่างกัน จึงทำการเปรียบเทียบความแตกต่างของ 2 กลุ่มที่ไม่เป็นอิสระต่อกัน จะใช้สถิติทดสอบ คือ Paired Sample T-Test ที่ความเชื่อมั่นร้อยละ 95 ($\alpha = 0.05$) โดยจะปฏิเสธ H_0 หรือยอมรับ H_1 เมื่อค่า p-value < 0.05 ซึ่งสมมติฐานที่ทำการทดสอบ คือ

H_0 : ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพของสองกลุ่มมีค่าไม่แตกต่างกัน

H_1 : ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพของสองกลุ่มมีค่าแตกต่างกัน

ยกตัวอย่างการใช้สถิติทดสอบในการเลือกสถานะที่เหมาะสม เช่น การเลือกสถานะที่เหมาะสมในการเดินระบบ UF ที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 80 และ 100 L/m².h โดยพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น สี และ COD จะใช้สถิติทดสอบ คือ One Way ANOVA เนื่องจากมีการเปรียบเทียบตั้งแต่ 2 กลุ่มขึ้นไป โดยมีสมมติฐานที่ทำการทดสอบ คือ

H_0 : ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการบำบัดที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 80 และ 100 L/m².h มีค่าไม่แตกต่างกัน

H_1 : ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการบำบัดที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 80 และ 100 L/m².h มีค่าแตกต่างกันอย่างน้อยหนึ่งกลุ่ม

เมื่อทดสอบความแตกต่างโดยใช้ One Way ANOVA แล้วพบว่า ยอมรับ H_1 คือ ที่เพอมีเอทฟลักซ์อย่างน้อยหนึ่งเพอมีเอทฟลักซ์มีประสิทธิภาพในการบำบัดแตกต่างกัน จึงทำการเปรียบเทียบความแตกต่างของ 2 กลุ่ม โดยใช้สถิติทดสอบ คือ Paired Sample T-Test สมมติฐานที่ทำการทดสอบ คือ

H_0 : ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัดที่เพอมีเอทฟลักซ์ $60 \text{ L/m}^2.\text{h}$ มีค่าไม่แตกต่างจากเพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2.\text{h}$

H_1 : ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัดที่เพอมีเอทฟลักซ์ $60 \text{ L/m}^2.\text{h}$ มีค่าแตกต่างจากเพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2.\text{h}$

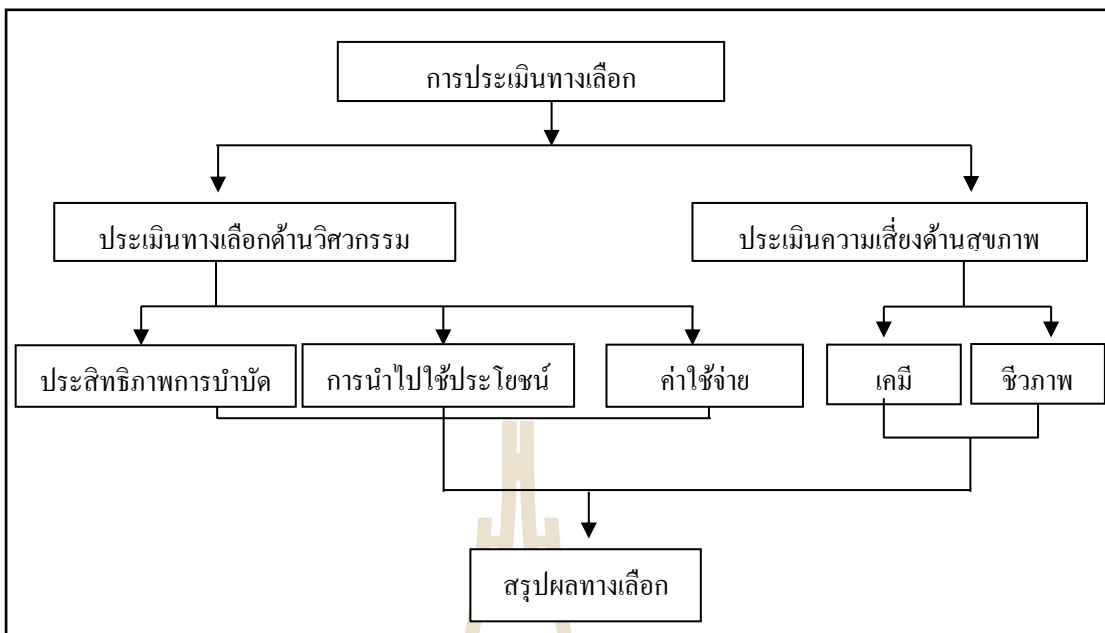
3.3.5 การประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ

การประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ จะพิจารณาโดยใช้การประเมินทางด้านวิศวกรรมร่วมกับการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพ ซึ่งขั้นตอนการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ แสดงดังรูปที่ 3.7 มีรายละเอียดและเกณฑ์ที่ใช้ในการประเมินแต่ละด้านดังต่อไปนี้

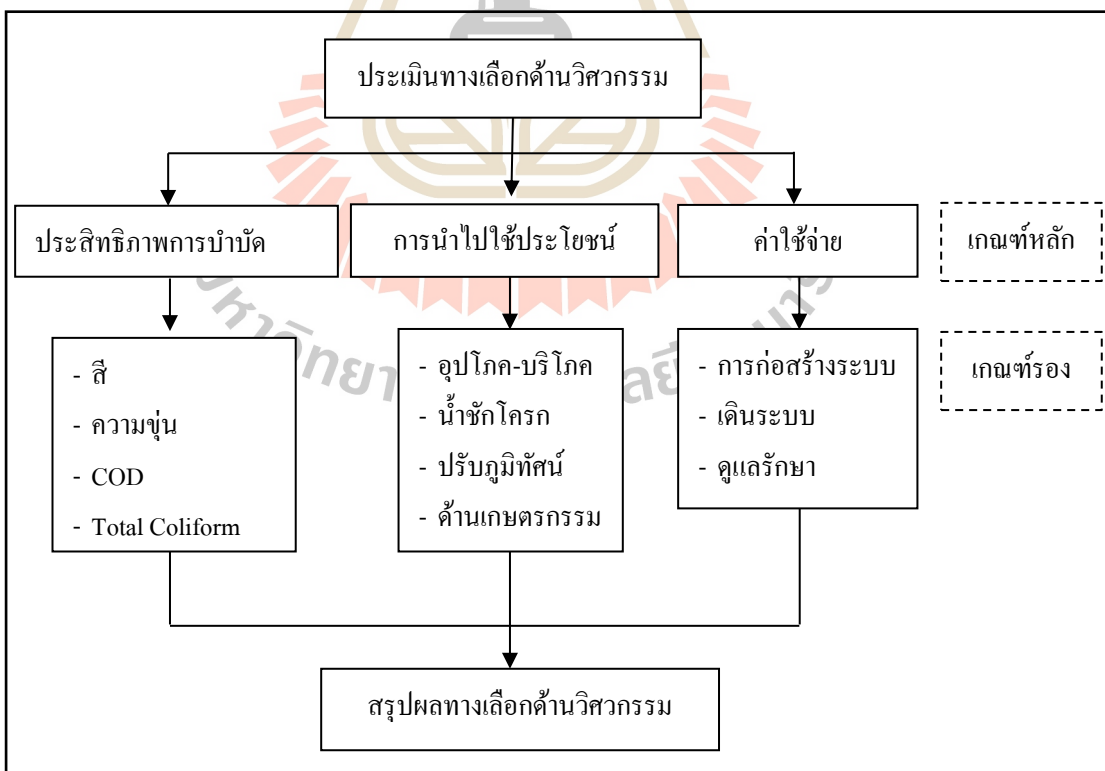
3.3.5.1 การประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม

ในการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมจะใช้ข้อมูลประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำของแต่ละทางเลือกของระบบหมุนเวียนน้ำ, ค่าคุณภาพน้ำออกจากระบบ (ใช้ในการพิจารณาการนำไปใช้ประโยชน์) และค่าใช้จ่าย (ค่าก่อสร้าง, ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ และค่าดูแลรักษาระบบ) แสดงดังรูปที่ 3.8 โดยการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำจะใช้กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (Analytic Hierarchy Process: AHP) ช่วยในการตัดสินใจ เนื่องจากเป็นกระบวนการตัดสินใจจากเกณฑ์ต่าง ๆ ที่ใช้ในการประเมินอย่างเป็นระบบ และให้ผลที่น่าเชื่อถือกว่าวิธีอื่น ๆ เนื่องจากมีการเปรียบเทียบเกณฑ์ต่าง ๆ ที่ละคู่ก่อนการตัดสินใจ ผลลัพธ์ที่ได้จากการประเมินเป็นปริมาณตัวเลข ทำให้ง่ายต่อการจัดลำดับความสำคัญ (สุธรรม อรุณ, 2554) ดังนั้นในการศึกษาครั้งนี้จึงนำกระบวนการ AHP มาช่วยในการตัดสินใจเลือกทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำที่เหมาะสม ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Zeng et al. (2007) และ Girish et al. (2011) ศึกษาการประเมินทางเลือกของระบบบำบัดน้ำเสีย โดยพิจารณาค่าใช้จ่ายของระบบ ประสิทธิภาพของระบบ และการบริหารจัดการระบบ ขั้นตอนในการประเมินมีรายละเอียดดังนี้

1) คำนวณค่าน้ำหนักความสำคัญของเกณฑ์หลักที่ใช้ในการประเมินทางเลือกด้านวิศวกรรม คือ ประสิทธิภาพของระบบหมุนเวียนน้ำ, การนำไปใช้ประโยชน์ และค่าใช้จ่ายของระบบ โดยการสร้างตารางเมตริกซ์เปรียบเทียบเกณฑ์ที่ใช้ในการตัดสินใจเป็นคู่



รูปที่ 3.7 ขั้นตอนการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ



รูปที่ 3.8 เกณฑ์ที่ใช้ในการประเมินทางเลือกด้านวิศวกรรม

2) ขั้นตอนการหาค่าความสอดคล้องกันของเหตุผล

การคำนวณความสอดคล้องกันของเหตุผล (Concurrency Reasonable; C.R.) เป็นการตรวจสอบว่าผลลัพธ์ที่ได้นั้นมีความถูกต้องและสอดคล้องกันของเหตุผลหรือไม่ ในการคำนวณหาค่า C.R. ต้องคำนวณหาค่า λ_{\max} ซึ่งเป็นค่าที่คำนวณได้จากการนำค่าเปรียบเทียบในแต่ละเกณฑ์คูณกับค่าความสำคัญ ผลลัพธ์ที่ได้นำมาหารด้วยค่าความสำคัญ จากนั้นนำผลหารมารวมกันและหารด้วยจำนวนเกณฑ์ที่ใช้ในการพิจารณาให้มีความสำคัญ (n) ดังสมการที่ 3-1 จากนั้นคำนวณหาค่าดัชนีชี้วัดความสอดคล้อง (Consistency Index: CI) ดังสมการที่ 3-2 และคำนวณหาค่า C.R. ดังสมการที่ 3-3 โดยอาศัยค่าดัชนีชี้วัดความสอดคล้องตามขนาดของเมตริกซ์ (Random Consistency Index: R.I.) ดังแสดงในตารางที่ 3.7

การแปลผล ถ้า $C.R. \leq 0.1$ แสดงว่าค่าของแต่ละเกณฑ์มีความสอดคล้องกันสามารถนำค่านำหนักสำคัญไปใช้ได้ ถ้า $C.R. > 0.1$ แสดงว่าค่าของแต่ละเกณฑ์ไม่มีความสอดคล้องกัน ต้องปรับค่าหรือให้ค่าแต่ละเกณฑ์ใหม่

$$\lambda_{\max} = \text{ผลรวมของผลหาร/จำนวนเกณฑ์} \quad (3-1)$$

$$C.I. = (\lambda_{\max} - n) / (n-1) \quad (3-2)$$

$$C.R. = C.I./R.I. \quad (3-3)$$

3) คำนวณค่าน้ำหนักความสำคัญของเกณฑ์รอง รายละเอียดดังต่อไปนี้

-เกณฑ์หลักเรื่องคุณภาพน้ำ มีเกณฑ์รองที่นำมาพิจารณา คือ ค่าคุณภาพน้ำหมุนเวียนจากทั้ง 3 ทางเลือก ที่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำประปา น้ำใช้ในการชักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม เกณฑ์มาตรฐานดังแสดงในตารางที่ 3.8

-เกณฑ์หลักเรื่องประสิทธิภาพ มีเกณฑ์รองที่นำมาพิจารณา คือ ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น สี COD และ Total Coliform จากการศึกษาประสิทธิภาพทั้ง 3 ทางเลือก ในการเปรียบเทียบความสำคัญของประสิทธิภาพต้องมีการจัดลำดับของประสิทธิภาพให้อยู่ใน 5 เกณฑ์ ดังแสดงในตารางที่ 3.9

ตารางที่ 3.7 ค่าดัชนีความสอดคล้องตามขนาดของเมตริกซ์ (R.I.)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9
R.I.	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

-เกณฑ์หลักเรื่องค่าใช้จ่าย มีเกณฑ์รองที่นำมาพิจารณา คือ ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้าง ค่าใช้จ่ายในการซ่อมบำรุงและการเดินระบบ เป็นต้น จากการศึกษาของ Guo et al. (2014) ทำการศึกษาเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายในการก่อสร้าง ค่าใช้จ่ายในการซ่อมบำรุงและการเดินระบบหมุนเวียนน้ำ โดยหาความสัมพันธ์ของอัตราการผลิตน้ำของระบบและค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้น โดยแบ่งสมการในการคำนวณเป็น 2 สมการ คือ ค่าใช้จ่ายในการลงทุน และค่าใช้จ่ายในการซ่อมบำรุงและการเดินระบบ ดังตารางที่ 3.10

4) นำทางเลือกที่กำหนดไว้ในตอนแรก คือ ระบบ CF, ระบบ UF และ ระบบรวม CF+UF มาเปรียบเทียบผ่านเกณฑ์ที่ใช้ในการตัดสินใจที่ละเกณฑ์ เพื่อจัดลำดับความสำคัญของทางเลือก

ตารางที่ 3.8 มาตรฐานคุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์ด้านต่าง ๆ

พารามิเตอร์	หน่วย	มาตรฐาน			
		ประปา	ชักโครก	การเกษตร	ภูมิทัศน์
pH	-	6.5-8.5	6-9	6-9	6-9
Turbidity	NTU	4	5	-	10
Color	Pt-Co	15	-	-	-
TSS	mg/L	-	-	-	-
TDS	mg/L	1000	-	1500	1000

ตารางที่ 3.9 เกณฑ์การจัดลำดับความสำคัญของประสิทธิภาพในการบำบัด

เกณฑ์	1	2	3	4	5
ช่วงประสิทธิภาพ	0-20	21-40	41-60	61-80	81-100

ตารางที่ 3.10 สมการที่ใช้สำหรับประเมินค่าใช้จ่ายของระบบหมุนเวียนน้ำ (Guo et al., 2014)

ระบบ	ค่าลงทุน	ค่าซ่อมบำรุงและเดินระบบ
CF	$\log(y) = 0.222 * (\log(x))^{1.516} * 3.071$	$\log(y) = 0.347 * (\log(x))^{1.448} * 2.726$
UF	$\log(y) = 1.003 * (\log(x))^{0.830} * 3.832$	$\log(y) = 1.828 * (\log(x))^{0.598} * 1.876$

หมายเหตุ: y คือ ค่าใช้จ่ายที่ได้จากการคำนวณ

x คือ อัตราการผลิตน้ำหมุนเวียน

3.3.5.2 การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพ

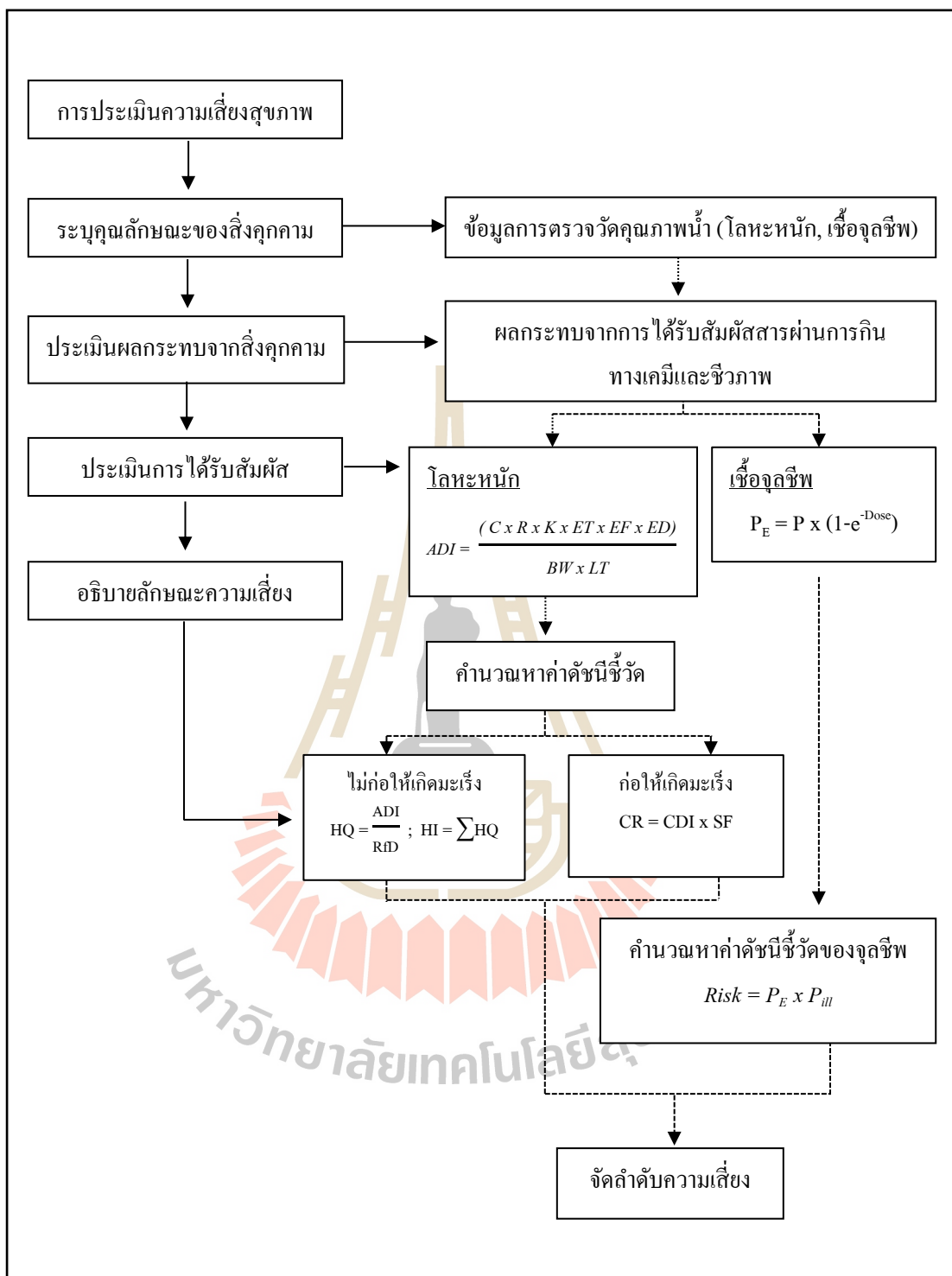
ในการศึกษาครั้งนี้จะทำการศึกษาช่องทางการสัมผัสผ่านทางกรกิน ขณะอาบน้ำ เนื่องจากประเทศไทยเป็นประเทศเขตร้อนบ้านเรือนมีการระบายอากาศได้ดี โอกาสที่จะได้รับสารผ่านทางเดินหายใจจึงต่ำมาก (มัลลิกา ปัญญาคะโป และผ่องศรี เผ่าภูรี, 2550) และการประเมินการรับสัมผัสผ่านทางผิวหนังมีข้อจำกัดของค่าอ้างอิง (Reference dose) จากฐานข้อมูลของ IRIS (2009) ที่ใช้สำหรับการประเมินความเสี่ยงที่เกิดขึ้น ดังนั้น การศึกษาครั้งนี้จึงจำกัดขอบเขตการประเมินเฉพาะการประเมินความเสี่ยงผ่านทางกรกินจากการใช้น้ำประปาขณะอาบน้ำเท่านั้น โดยพิจารณาสิ่งคุกคามสุขภาพ 2 ด้าน คือ เคมีและชีวภาพ โดยสิ่งคุกคามสุขภาพทางเคมีที่พิจารณา คือ โลหะหนักที่ไม่ก่อมะเร็งและก่อมะเร็ง ได้แก่ Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Se, Cd และ Pb ซึ่งเป็นสารกลุ่มโลหะหนักที่ส่งผลกระทบต่อสุขภาพ และสิ่งคุกคามสุขภาพทางชีวภาพ คือ เชื้อ *E.coli* ซึ่งเป็นเชื้อก่อโรคที่มีน้ำเป็นสื่อ โดยขั้นตอนในการประเมินความเสี่ยง แสดงดังรูปที่ 3.9 และมีรายละเอียดขั้นตอนการประเมินดังนี้

1) ระบุคุณลักษณะของสิ่งคุกคาม ศึกษาลักษณะน้ำทิ้งของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยทำการทบทวนข้อมูลคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังเป็นระยะเวลา 5 ปี เพื่อนำข้อมูลมาพิจารณาค่าคุณภาพน้ำที่เป็นสิ่งคุกคามที่อาจมีผลต่อสุขภาพ โดยพิจารณาสิ่งคุกคามสุขภาพ 2 ด้าน คือ เคมีและชีวภาพ โดยสิ่งคุกคามสุขภาพทางเคมีที่พิจารณา ได้แก่ Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Se, Cd และ Pb ซึ่งเป็นสารกลุ่มโลหะหนักที่ส่งผลกระทบต่อสุขภาพ และสิ่งคุกคามสุขภาพทางชีวภาพ คือ เชื้อ *E.coli* ซึ่งเป็นเชื้อก่อโรค จากนั้นนำน้ำที่ผ่านกระบวนการหมุนเวียนน้ำทิ้ง 3 ทางเลือก มาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเพื่อหาปริมาณของสิ่งคุกคามสุขภาพ

2) การประเมินผลกระทบจากสิ่งคุกคาม ศึกษาการประเมินปริมาณสารที่ร่างกายได้รับเข้าไปและเกิดการตอบสนองต่ออาศัยค่าอ้างอิงในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพ โดยทั่วไปจำแนกความเป็นพิษของสารเคมีได้เป็น 2 ประเภท คือ สารที่ไม่ก่อมะเร็งและสารที่ก่อมะเร็ง (Gevorgyan et al., 2017; Rapant et al., 2011) สำหรับความเสี่ยงทางชีวภาพสามารถคำนวณหาค่าอ้างอิงหรือความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัสจุลินทรีย์ก่อโรคได้ มีรายละเอียดดังนี้

(2.1) สารไม่ก่อมะเร็ง การเกิดผลกระทบต่อสุขภาพส่วนใหญ่ เป็นความผิดปกติแบบมี Threshold Limit ค่าที่ใช้เป็นค่าอ้างอิงในการประเมิน คือ Reference Dose (RfD) ของโลหะหนัก ได้แก่ Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Se, Cd และ Pb โดยค่าอ้างอิงแสดงในตารางที่ 2.9

(2.2) สารก่อมะเร็งที่มีผลต่ออื่น เป็นสารกลุ่มที่ไม่มี Threshold Limit หมายความว่า ไม่ว่าจะได้รับสารก่อมะเร็งปริมาณมากน้อยเพียงใด ทำให้มีโอกาสในการเกิดมะเร็งได้ ค่าที่ใช้เป็นค่าอ้างอิงในการประเมิน คือ Cancer Slope Factor (SF) ของ As แสดงในตารางที่ 2.9



รูปที่ 3.9 ขั้นตอนในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพ

(2.3) การคำนวณหาค่าความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัสเชื้อ *E.coli* ซึ่งจะประมาณจำนวนผู้เจ็บป่วยจากเชื้อ *E.coli* ดังสมการที่ 3-4 และค่าที่ใช้ในการคำนวณดังแสดงในตารางที่ 3.11

$$P_{ill} = 1 - [1 + (\text{Dose}/\beta)]^{-\alpha} \quad (3-4)$$

3) การประเมินการรับสัมผัส เป็นการประมวลผลความสัมพันธ์ของตัวแปรต่าง ๆ ที่เป็นปัจจัยร่วมในการก่อให้เกิดผลกระทบต่อสุขภาพจากการรับสัมผัสสารผ่านทางกรกินขณะอาบน้ำมีรายละเอียดดังนี้

(3.1) การได้รับสัมผัสสารเคมี การคำนวณค่าการได้รับสัมผัสสิ่งคุกคามทางเคมีแบ่งออกเป็นความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งและความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งมีขั้นตอนดังนี้

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง

คำนวณการได้รับสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งในแต่ละวัน (Average daily intake; ADI) ดังแสดงในสมการที่ 3-5 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณแสดงดังตารางที่ 3.12 และคำนวณค่าความเสี่ยง (Hazard quotient: HQ) ดังแสดงในสมการที่ 3-6 กรณีที่มีสารเคมีมากกว่า 1 ชนิด ให้รวม HQ ของสารเคมีแต่ละชนิดเข้าด้วยกัน ดังแสดงในสมการที่ 3-7 จากนั้นนำค่าความเสี่ยง (Hazard index: HI) ที่ได้มาจัดลำดับความเสี่ยงดังแสดงในตารางที่ 3.13

ตารางที่ 3.11 ค่าที่ใช้หาความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัส *E.coli*

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าที่ใช้	อ้างอิง	
C	ปริมาณเชื้อก่อโรคในน้ำ	log CFU/mL	ผลการศึกษา	
R	อัตราการรับสัมผัสขณะอาบน้ำ	mL/hr	20	กรมควบคุมมลพิษ(2556)
	อัตราการรับสัมผัสน้ำต่อวัน (วันละ 2 ครั้ง, ครั้งละ 12 นาที)	mL/day	8	-
P	ความชุกของการเจอเชื้อ <i>E.coli</i> (สัดส่วนตัวอย่างน้ำที่ตรวจพบ ต่อจำนวนตัวอย่างน้ำทั้งหมด)	-	0.1	ค่าจากการศึกษา
α	ค่าอ้างอิง	-	0.248	Teunis et al. (2008)
β	ค่าอ้างอิง	-	48.8	Teunis et al. (2008)
Dose	ปริมาณเชื้อที่เข้าสู่ร่างกาย	-	C x R	-

ตารางที่ 3.12 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณหาปริมาณโลหะหนักที่เข้าสู่ร่างกายผ่านทางเดินอาหารขณะอาบน้ำ

พารามิเตอร์		หน่วย	ค่าที่ใช้	อ้างอิง
C	ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำ	mg/L	ค่าที่ได้จากการศึกษา	-
EF	ความถี่ของการได้รับสัมผัส (Exposure Frequency)	days/year	365	USEPA (2011)
ED	ระยะเวลาของการได้รับสัมผัส (Exposure Duration)	years	65	เพ็ญศรี วัลลະญาณ (2554)
LT	เวลาเฉลี่ยตามระยะเวลาของการได้รับสัมผัส (Lifetime Exposure)	days	ED×365	นันทิกา สุนทรไชยกุล (2552)
BW	น้ำหนักตัว (Body Weight)	kg	60	USEPA (2011)
ET	ระยะเวลาที่สัมผัสขณะอาบน้ำ (วันละ 2 ครั้ง, ครั้งละ 12 นาที)	hr/day	0.4	USEPA (1989)
R	อัตราการรับสัมผัสขณะอาบน้ำ	mL/hr	20	กรมควบคุมมลพิษ (2556)
K	แฟกเตอร์ที่ใช้แปลงค่าปริมาตร	-	1 L/1000 mL	-
HQ	ค่าความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง	-	-	-
ADI	การได้รับสารในแต่ละวัน	mg/kg.day	-	-
RfD	Reference dose	mg/kg.day	-	-
CR	ค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง	-	-	-
SF	Cancer Slope Factor	mg/kg-day ⁻¹	-	-
HI	ผลรวมของ HQ	-	-	-

$$ADI = (C \times R \times K \times ET \times EF \times ED) / (BW \times LT) \quad (3-5)$$

$$HQ = ADI / RfD \quad (3-6)$$

$$HI = \sum HQ \quad (3-7)$$

ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง

คำนวณการได้รับสัมผัสสารที่ก่อมะเร็งในแต่ละวัน (ADI) ดังแสดงในสมการที่ 3-5 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณแสดงดังตารางที่ 3.12 และคำนวณค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Cancer risk: CR) ดังสมการที่ 3-8 จากนั้นนำค่าความเสี่ยง (CR) ที่ได้มาจัดลำดับความเสี่ยง ดังแสดงในตารางที่ 3.14

$$CR = ADI \times SF \quad (3-8)$$

ตารางที่ 3.13 ระดับความเสี่ยงตามค่าประเมิน HI

Risk level	Hallenbeck and Springs (1993)	
	ค่า HI	ระดับความเสี่ยง
1	< 0.1	No hazard
2	0.1 - 1	Low
3	1.1 < 10	Medium
4	> 10	High

ตารางที่ 3.14 ระดับความเสี่ยงตามค่าประเมิน CR (Rapant et al., 2011; Tepanosyan et al., 2017)

Risk level	Calculated cases of cancer occurrence	ระดับความเสี่ยง
1	< 1 per 1,000,000 inhabitants	Very low
2	> 1 per 1,000,000 inhabitants	Low
	< 1 per 100,000 inhabitants	
3	> 1 per 100,000 inhabitants	Medium
	< 1 per 10,000 inhabitants	
4	> 1 per 10,000 inhabitants	High
	< 1 per 1,000 inhabitants	
5	> 1 per 1,000 inhabitants	Very high

(3.2) การได้รับสัมผัสสารทางชีวภาพ ทำการคำนวณการได้รับสัมผัสเชื้อ *E.coli* ผ่านทางการกิน โดยคำนวณความน่าจะเป็นในการสัมผัสกับเชื้อ *E.coli* (Probability of Exposure) จากสมการที่ 3-9 จากนั้นหารระดับความเสี่ยงจากการคำนวณจำนวนผู้ป่วยจากการสัมผัสเชื้อ *E.coli* ที่ปนเปื้อนในน้ำ ดังสมการที่ 3-10 โดยค่าที่ใช้ในการคำนวณดังแสดงในตารางที่ 3.11

$$P_E = P \times (1 - e^{-Dose}) \quad (3-9)$$

$$Risk = PE \times P_{ill} \quad (3-10)$$

4) การอธิบายลักษณะความเสี่ยง (Risk Characterization)

เป็นการวิเคราะห์ข้อมูลจากทั้ง 3 ขั้นตอนก่อนหน้าเพื่อนำมาประเมินว่าการสัมผัสสิ่งคุกคามทางเคมีและชีวภาพเป็นความเสี่ยงต่อสุขภาพหรือไม่ และระดับของความเสี่ยงมีมากน้อยแค่ไหน ในการประเมินความเสี่ยงทางเคมีทั้งสารที่ไม่ก่อมะเร็งและก่อมะเร็ง เป็นการนำผลลัพธ์จากสมการที่ 3-7 และ 3-8 มาเปรียบเทียบกับเกณฑ์ระดับความเสี่ยงตามตารางที่ 3.13 และ 3.14 และการประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพเป็นการนำผลลัพธ์จากสมการที่ 3-10 มาแปลผลประมาณจำนวนผู้เจ็บป่วยจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ *E.coli* เมื่อทราบความเสี่ยงที่เกิดขึ้นทั้งทางด้านเคมีและชีวภาพจะนำมาพิจารณาประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำที่เหมาะสม โดยอาศัย AHP เข้ามาช่วยในการตัดสินใจ

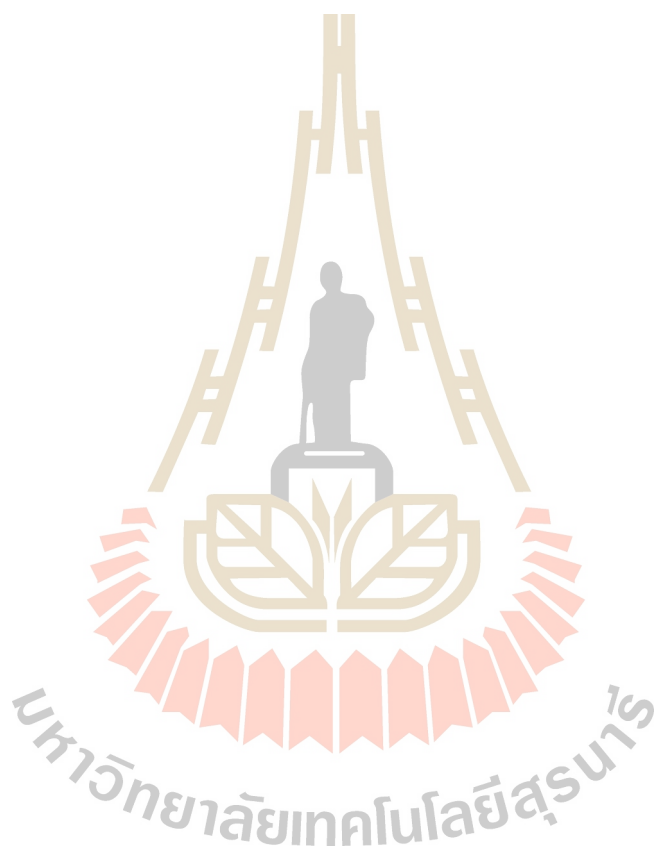
3.3.6 การเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ

การเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำจากข้อมูลการประเมินทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงทางสุขภาพ ซึ่งผ่านการจัดลำดับความสำคัญโดย AHP เมื่อทราบค่าความสำคัญในแต่ละด้านจะนำมาประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำที่เหมาะสมที่สุด และสรุปผลทางเลือกกว่าระบบใดที่เหมาะสมในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ทั้งทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ

3.3.7 กรณีศึกษาการเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ

ศึกษาการใช้ประโยชน์จากการประเมินทางเลือกน้ำหมุนเวียนทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ กรณีศึกษาการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ในหอพักนักศึกษา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ในการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม จะพิจารณาค่าประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ ค่าคุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์ และค่าใช้จ่ายของทั้ง 3 ทางเลือก การประเมินทางเลือกทางด้านความเสี่ยงสุขภาพ จะพิจารณาความเสี่ยงจากการสัมผัสสิ่งคุกคามทาง

เคมีและชีวภาพทางการกินจากการนำน้ำหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก มาใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปาในหอพักนักศึกษา โดยแยกออกเป็นหอพักนักศึกษาชายและหญิง โดยสิ่งคุกคามสุขภาพทางเคมีที่พิจารณาคือ โลหะหนักที่ไม่ก่อมะเร็งและก่อมะเร็ง ได้แก่ Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Se, Cd และ Pb และสิ่งคุกคามสุขภาพทางชีวภาพ คือ เชื้อ *E.coli* ซึ่งเป็นเชื้อก่อโรคที่มีน้ำเป็นสื่อ และใช้ AHP เป็นเครื่องมือช่วยหาทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำที่เหมาะสม โดยการจัดลำดับความสำคัญของแต่ละทางเลือกทั้งการประเมินทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ



บทที่ 4

ผลการศึกษาและอภิปรายผลการศึกษา

4.1 คุณลักษณะน้ำทิ้ง

ในการศึกษารั้วนี้ทำการศึกษาคูณลักษณะน้ำทิ้ง จากระบบบำบัดน้ำเสียของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยทำการทบทวนข้อมูลคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังเป็นระยะเวลา 5 ปี (พ.ศ. 2556-2560) ของมทส. และเก็บตัวอย่างน้ำทิ้ง เพื่อทำการตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำทิ้งระหว่างทำการการศึกษา (ธันวาคม พ.ศ. 2560 - กรกฎาคม พ.ศ. 2561) นำข้อมูลคุณภาพน้ำทิ้งหมดมาใช้ประกอบการพิจารณาทางเลือกระบบการหมุนเวียนน้ำให้เหมาะสมกับลักษณะน้ำ ผลการศึกษาลักษณะน้ำทิ้งแสดงในตารางที่ 4.1 พบว่าคุณภาพน้ำทิ้งจากการทบทวนย้อนหลัง 5 ปี และในระหว่างช่วงทำการศึกษามีลักษณะสมบัติไม่แตกต่างกัน ยกเว้นค่าของสีและ COD ซึ่งจะเห็นได้ว่าการศึกษามีค่ามากกว่าค่าคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลัง เนื่องจากค่าที่ได้จากการทบทวนน้ำทิ้งย้อนหลังมีการเก็บข้อมูลเพียงครั้งเดียว (รายละเอียดผลการศึกษาแสดงในภาคผนวก ก.) โดยช่วงเวลาในการเก็บข้อมูลเป็นช่วงปิดเทอมที่ปริมาณน้ำเสียน้อย มีการปนเปื้อนต่ำ ทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีคุณภาพน้ำดีกว่าช่วงเปิดเทอมที่มีปริมาณการใช้ น้ำและการปนเปื้อนสูง และจากข้อมูลคุณภาพน้ำทิ้ง พบว่ามีค่าผ่านมาตรฐานน้ำผิวดินเพื่อนำไปใช้ประโยชน์ประเภทที่ 3 ซึ่งเป็นแหล่งน้ำที่ได้รับน้ำทิ้งจากกิจกรรมบางประเภท สามารถนำไปใช้ประโยชน์เพื่อการอุปโภคบริโภคโดยต้องผ่านการฆ่าเชื้อ โรคและกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำก่อน และสามารถใช้ประโยชน์ด้านการเกษตรได้เช่นเดียวกัน จากงานวิจัยของ Yimrattanabavorn et al. (2018) ทำการสำรวจแหล่งน้ำผิวดินที่นำไปใช้ในการผลิตน้ำประปาในเขตจังหวัดนครชัยบุรินทร์ (นครราชสีมา, ชัยภูมิ, บุรีรัมย์ และสุรินทร์) พบว่าคุณภาพน้ำผิวดินที่นำไปใช้ในการผลิตน้ำประปาจัดอยู่ในแหล่งน้ำประเภทที่ 3 สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการผลิตน้ำประปาได้ มีค่า BOD และ Total Coliform ผ่านมาตรฐานเพียงร้อยละ 50 และ 80 ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่าคุณภาพของแหล่งน้ำผิวดินที่นำไปผลิตน้ำประพานี้ มีลักษณะใกล้เคียงไม่แตกต่างกับคุณภาพน้ำทิ้งที่ตรวจพบในการศึกษารั้วนี้ ดังนั้น คุณภาพน้ำทิ้งที่ตรวจวัดได้ของมทส. จึงมีความเป็นไปได้ในการนำไปเพื่อหมุนเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ อย่งไรก็ตามระบบหมุนเวียนน้ำที่ใช้จำเป็นต้องเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น สี TSS จุลชีพ และโลหะหนัก เพื่อให้ได้น้ำที่มีคุณภาพผ่านมาตรฐานและมีความ

ปลอดภัยในการนำไปใช้ประโยชน์ ดังนั้น ระบบการสร้างและรวมตะกอน (Coagulation - Flocculation; CF) จึงเป็นระบบหนึ่งที่น่าสนใจ เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและ TSS ซึ่งเป็นสารแขวนลอยในน้ำ และสารแขวนลอยในน้ำเป็นส่วนหนึ่งที่ทำให้เกิดสีในน้ำ นอกจากนี้ระบบการสร้างและรวมตะกอนยังเป็นระบบที่มีการควบคุมดูแลไม่ยุ่งยาก และมีค่าใช้จ่ายถูก (Yu et al, 2016) ส่วนระบบอัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration; UF) เป็นระบบที่สามารถกำจัดจุลชีพได้อย่างมีประสิทธิภาพ และระบบมีขนาดกะทัดรัดไม่เปลืองเนื้อที่ ใช้ระยะเวลาในการบำบัดสั้น (Ferrer et al, 2015) แต่เนื่องจากระบบ CF มีข้อจำกัดในเรื่องการกำจัดจุลชีพและระบบ UF มีข้อจำกัดเรื่องการอุดตัน ในการศึกษาครั้งนี้จึงนำทั้งสองระบบมาใช้ร่วมกัน โดยใช้ระบบ CF เป็น Pre-treatment และตามด้วยระบบ UF ระบบ CF ใช้ในการกำจัดความขุ่น และ TSS เพื่อลดปัญหาการอุดตันของเมมเบรน ลดค่าใช้จ่ายในการทำความสะอาดเมมเบรนหรือการเปลี่ยนเมมเบรน (Touffet et al, 2015; Uyak et al., 2008) จากนั้นจึงใช้ระบบ UF ในการกำจัดจุลชีพเพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบหมุนเวียนน้ำ และจากงานวิจัยของ Du et al. (2014) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักจากแหล่งน้ำผิวดิน พบว่าเมื่อใช้ระบบร่วมระหว่าง CF และ UF จะสามารถกำจัดโลหะหนักได้มากกว่าร้อยละ 90 ในการศึกษาวิจัยนี้จึงทำการศึกษาเปรียบเทียบการหมุนเวียนน้ำ 3 ทางเลือก ได้แก่ ทางเลือกที่ 1 CF ทางเลือกที่ 2 UF และทางเลือกที่ 3 ระบบร่วม CF+UF

4.2 การศึกษาสถานะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพในการเดินระบบ

ศึกษาสถานะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพในการเดินระบบ 3 ระบบ คือ กระบวนการสร้างและรวมตะกอน (CF) กระบวนการอัลตราฟิลเตรชัน (UF) และระบบร่วมระหว่างการสร้างและรวมตะกอนร่วมกับอัลตราฟิลเตรชัน (CF+UF) มีรายละเอียดดังนี้

4.2.1 ทางเลือกที่ 1 ระบบ CF

การศึกษาสถานะที่เหมาะสมของระบบ CF จะทำการทดสอบ Jar Test เพื่อศึกษาปริมาณสารสร้างตะกอน สารช่วยสร้างตะกอน และ pH ที่เหมาะสม เพื่อนำไปประเมินประสิทธิภาพการบำบัดของระบบต่อไป มีดังนี้

4.2.1.1 การศึกษาสถานะที่เหมาะสมของระบบ CF

ระบบ CF ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ ใช้ Polyaluminum choride (PACl) เป็นสารสร้างตะกอน (Coagulant) และ Cation Polymer เป็นสารช่วยสร้างตะกอน (Coagulant Aids) โดยมีสถานะในการทดสอบ Jar Test ดังแสดงในตารางที่ 3.1 ในการศึกษาเพื่อหาค่าสถานะที่เหมาะสมได้ทำการศึกษาปริมาณ PACl, Cation Polymer และ pH รายละเอียดผลการศึกษาแสดงในตารางภาคผนวกที่ ข.

ตารางที่ 4.1 ข้อมูลการทบทวนคุณภาพน้ำที่ย้อนหลัง 5 ปี และผลการศึกษารังนี้

Parameter	Units	คุณภาพน้ำที่ย้อนหลังเป็นระยะเวลา 5 ปี (2556-2560)							ผลการศึกษารังนี้ (ช.ค. 2560-ก.ค. 2561)		ค่าเฉลี่ย ทั้งหมด	มาตรฐาน น้ำผิวดิน
		2556	2557	2558	2559	2560	Min-Max	Mean±SD	Min-Max	Mean±SD		
จำนวนข้อมูล (n)	ตัวอย่าง	9	10	7	9	5	-	-	210	-	-	-
pH	-	7.60	8.39	7.86	8.36	7.78	7.00-9.20	8.00±0.36	7.07-8.99	7.63±0.10	7.82	5-9
Color	Pt-Co	-	24*	-	-	-	-	24	46-248	130±43.68	77	300
Turbidity	NTU	-	-	-	-	-	-	-	1.79-22.03	8.54±3.91	8.54	-
TSS	mg/L	9.00	27.80	20.29	23.33	24.60	2.00-84.00	21.00±7.23	19.00-58.67	36.63±14.77	28.82	-
TDS	mg/L	358	386	401	428	338	150-542	382±35.47	144-593	399±145.40	391	1500
TKN	mg/L	5.44	10.55	13.00	11.44	19.60	1.00-26.00	12.01±5.10	-	-	12.01	-
Sulfide	mg/L	1.58	0.002	0.01	0.01	0.01	ND-11.00	0.32±0.70	-	-	0.32	-
BOD	mg/L	7.29	18.40	11.57	14.78	14.20	2.00-45.00	13.25±4.13	-	-	13.25	<2
Grease & Oil	mg/L	1.91	2.78	6.86	5.22	7.80	ND-21.00	4.91±2.54	-	-	4.91	-
COD	mg/L	-	18*	-	-	-	-	18	16.70-83.00	43.09±12.25**	30.55	-
Total Coliform Bacteria	CFU/100 mL	-	-	-	-	-	-	-	-	223,500***	253,400	-
Fecal Coliform Bacteria	CFU/100 mL	-	-	-	-	-	-	-	-	15,728***	15,728	-

หมายเหตุ: *n = 1, ** n = 105, ***n = 10

ตารางที่ 4.1 ข้อมูลการทบทวนคุณภาพน้ำที่ย้อนหลัง 5 ปี และผลการศึกษารังสี (ต่อ)

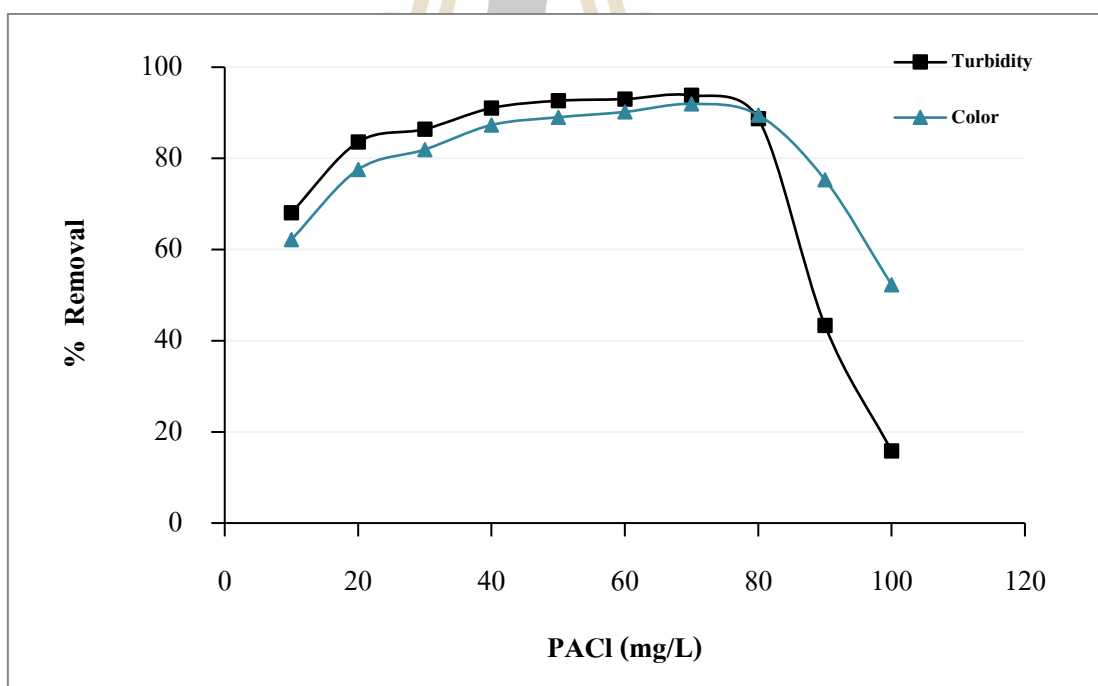
Parameter	Units	คุณภาพน้ำที่ย้อนหลังเป็นระยะเวลา 5 ปี (2556-2560)							ผลการศึกษารังสี (ธ.ค. 2560-ก.ค. 2561)		ค่าเฉลี่ย ทั้งหมด	มาตรฐานน้ำ ผิวดิน
		2556	2557	2558	2559	2560	Min-Max	Mean±SD	Min-Max	Mean±SD		
จำนวนข้อมูล (n)	ตัวอย่าง	9	12	12	9	5	-	-	10	-	-	-
Cr	mg/L	0.028	0.037	0.064	0.024	0.028	ND-0.090	0.036±0.02	0.053-0.096	0.065±0.01	0.051	<0.05
As	mg/L	0.001	0.0003	0.000	ND	ND	ND-0.002	0.001±0.00	0.014-0.023	0.019±0.00	0.010	<0.01
Ba	mg/L	0.339	0.089	0.174	0.142	0.089	0.029-1.260	0.166±0.10	3.333-4.561	3.947±0.43	2.057	-
Cd	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.001-0.029	0.006±0.01	0.006	<0.005
Cu	mg/L	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	ND-0.017	0.001±0.00	0.012-0.233	0.045±0.07	0.023	<0.1
Pb	mg/L	ND	0.003	ND	ND	ND	ND-0.003	0.003	0.057-0.400	0.132±0.10	0.068	<0.05
Hg	mg/L	ND	0.001	ND	ND	ND	ND-0.001	0.001	-	-	0.001	<0.002
Mn	mg/L	0.327	0.023	0.022	0.033	0.006	0.001-2.442	0.082±0.14	1.383-3.344	2.260±0.68	1.171	<1.0
Ni	mg/L	0.004	0.003	0.002	0.001	0.004	ND-0.014	0.003±0.00	0.011-0.025	0.015±0.01	0.009	<0.1
Se	mg/L	ND	0.002	ND	ND	ND	ND-0.002	0.002	0.0003-0.001	0.001±0.00	0.002	-
Zn	mg/L	0.082	0.004	0.045	0.018	0.010	ND-0.346	0.032±0.03	0.516-0.791	0.706±0.08	0.369	<1.0

จากผลการศึกษาปริมาณ PACI ที่เหมาะสม โดยทำการศึกษาความเข้มข้นของ PACI ในช่วง 10-100 mg/L ดังแสดงในรูปที่ 4.1 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีเพิ่มสูงขึ้น เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PACI จาก 10 mg/L ไปเป็น 70 mg/L โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่นและสีอยู่ในช่วงร้อยละ 68.09-93.82 และ 62.19-91.95 ตามลำดับ เนื่องมาจากเมื่อเติม PACI ลงในน้ำจะแตกตัวกลายเป็นไอออนบวก ทำให้เกิดคอลลอยด์ของสารประกอบ โลหะไฮดรอกไซด์ ซึ่งมีประจุบวกสามารถจับตัวกับอนุภาคความขุ่นที่มีประจุลบได้ ซึ่ง PACI เป็นสารสร้างตะกอนที่แตกตัวให้ประจุบวกสูงทำให้ง่ายต่อการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ที่มีประจุลบให้กลายเป็นกลาง (Neutralization) และเกิดการดูดติดทำให้อนุภาคของคอลลอยด์รวมตัวกันจนมีขนาดใหญ่และตกตะกอนแยกตัวออกจากน้ำได้ (มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542) โดยความเข้มข้นของ PACI มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสี เมื่อความเข้มข้นของ PACI เพิ่มขึ้นทำให้มีประจุบวกเพิ่มขึ้น และมีปริมาณสารเพียงพอในการตกตะกอนคอลลอยด์ออกจากน้ำ ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีสูงขึ้น และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PACI จาก 70-100 mg/L พบว่าเริ่มมีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีลดลง โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นและสีอยู่ในช่วงร้อยละ 15.83-88.71 และ 52.26-89.51 ตามลำดับ เนื่องจากเมื่อ PACI มีความเข้มข้นเพิ่มมากขึ้นจะแตกตัวมีผลทำให้ pH ของน้ำลดลงเรื่อย ๆ ซึ่ง pH ของน้ำเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการแตกตัวของ PACI โดยเมื่อ pH ลดลงส่งผลให้ไม่สามารถเกิดตะกอน $Al(OH)_3$ ที่จะทำให้เกิดกลไก Sweep coagulation ในการตกตะกอนคอลลอยด์ และเมื่อมีการเติม PACI ไปเรื่อย ๆ จนกระทั่ง pH ของน้ำลดลงเท่ากับ 4.5 PACI จะไม่สามารถแตกตัวได้ อนุภาคคอลลอยด์จึงตกตะกอนได้ไม่ดี ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีต่ำ (มัลลิกา ปัญญาะโป, 2556; Wei et al, 2015)

จากผลการศึกษา พบว่าที่ความเข้มข้นของ PACI ในช่วง 60-70 mg/L มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีมากกว่าร้อยละ 90 และเมื่อนำข้อมูลไปทดสอบทางสถิติด้วย One Way ANOVA พบว่าที่ความเข้มข้นของ PACI ในช่วง 60-70 mg/L มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} > 0.05$) (รายละเอียดผลการศึกษาดังแสดงในภาคผนวก ข.) ดังนั้น จะเห็นได้ว่าปริมาณของ PACI ที่เหมาะสมที่ได้จากผลการศึกษาเท่ากับ 68.64 mg/L มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีเฉลี่ยร้อยละ 93.82 และ 93.49 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.2

จากผลการศึกษาปริมาณ Cation Polymer ที่เหมาะสม โดยทำการศึกษาความเข้มข้นของ Cation Polymer ในช่วง 1-8 mg/L ดังแสดงในรูปที่ 4.2 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีไม่แตกต่างกัน โดยเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ Cation Polymer ในช่วง 1-3 mg/L มีประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นและสีอยู่ในช่วงร้อยละ 91.66-93.06 และ 89.98-90.82 ตามลำดับ และเมื่อยิ่งเพิ่ม

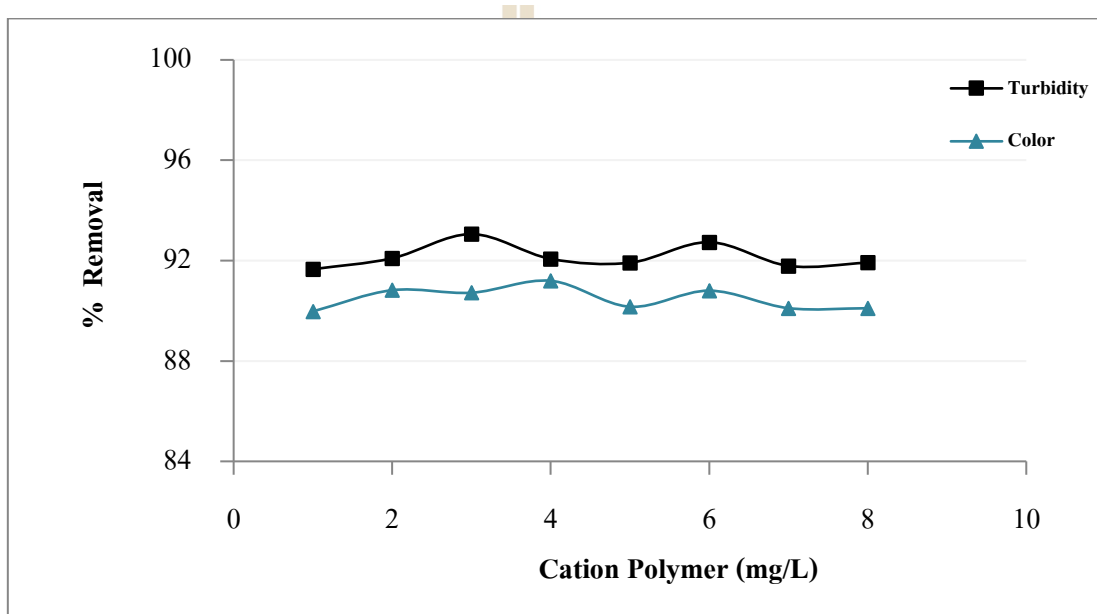
ความเข้มข้นของ Cation Polymer มากขึ้นจะมีผลทำให้ค่าประสิทธิภาพลดลงเล็กน้อย และเมื่อนำข้อมูลไปทดสอบทางสถิติด้วย One Way ANOVA พบว่าในแต่ละช่วงความเข้มข้นมีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} > 0.05$) (รายละเอียดผลการศึกษาดังแสดงในภาคผนวก ข.) เนื่องจาก Cation Polymer ทำหน้าที่เป็นสะพานเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ให้ตะกอนมีขนาดใหญ่และตกตะกอนได้ดีขึ้น โดยอนุภาคคอลลอยด์จะเกาะติดกับสายโพลิเมอร์ซึ่งมีประจุแตกต่างกัน ดังนั้น Cation Polymer จะส่งผลต่อขนาดและความสามารถในการรวมตัวของ Floc ซึ่งจากงานวิจัยของ Mao et al. (2013) พบว่าเมื่อใช้ Cation Polymer เป็นสารช่วยสร้างตะกอนส่งผลให้ขนาดของ Floc มีขนาดใหญ่ และเกิดการรวมตัวของ Floc แน่นขึ้น นอกจากนี้ยังพบว่า Cation Polymer เป็นสายโพลิเมอร์ที่มีประจุบวกสูงทำให้ส่งผลต่อการ Neutralization ของอนุภาคคอลลอยด์ในน้ำด้วย ทำให้ใช้ปริมาณของสารสร้างตะกอนน้อยลง จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าปริมาณของ Polymer ที่เหมาะสม คือ 3.18 mg/L มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีสูงสุดเฉลี่ยร้อยละ 93.06 และ 92.74 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.2



รูปที่ 4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสีที่ปริมาณของ PACI แตกต่างกัน

ตารางที่ 4.2 สภาวะที่เหมาะสมของการทดสอบ Jar Test

ปัจจัย	สภาวะที่เหมาะสม		ร้อยละประสิทธิภาพในการบำบัด (Mean±SD)	
	ค่า	หน่วย	ความขุ่น	สี
PACl	68.64	mg/L	93.82±1.88	93.49±3.10
Cation Polymer	3.18	mg/L	93.06±3.10	92.74±4.60
pH	8.5	-	94.99±1.77	93.67±2.37



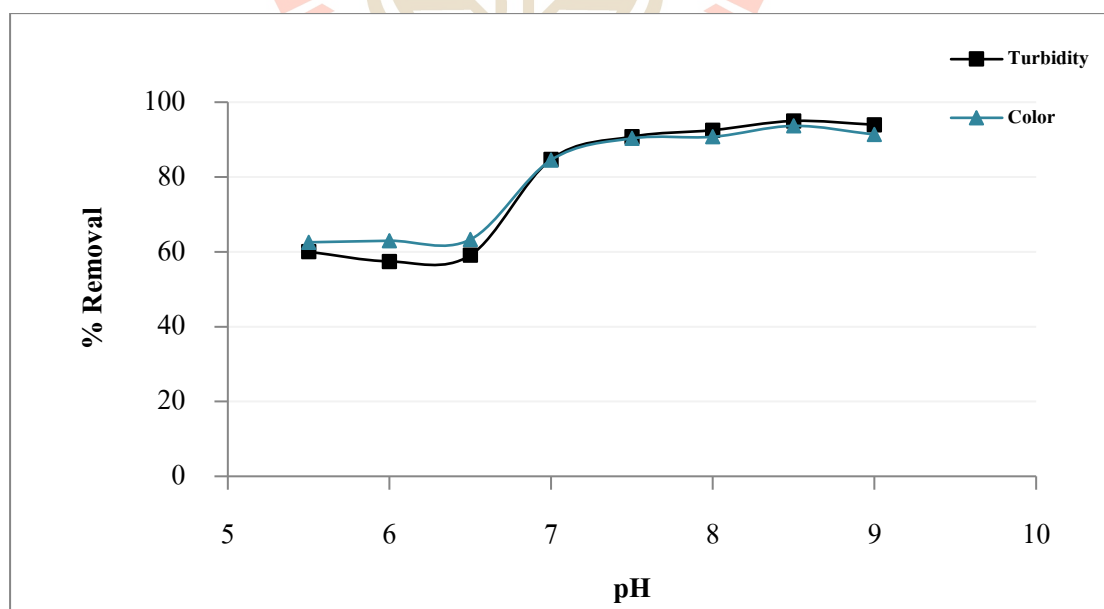
รูปที่ 4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสีที่ปริมาณของ Polymer แตกต่างกัน

จากผลการศึกษาการหาค่า pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอน ดังแสดงในรูปที่ 4.3 พบว่าที่ pH 5.5-6.5 มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีอยู่ในช่วงร้อยละ 58-60 และ 62-63 ตามลำดับ หลังจากนั้นเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7-9 พบว่าค่าประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีมีค่าเพิ่มสูงขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 85-95 และ 85-94 ตามลำดับ เนื่องจากที่ค่า pH ประมาณ 4.5 หรือน้อยกว่า 6 การแตกตัวของ PACl จะเกิดขึ้นได้ไม่ดี (Wei et al., 2015) ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีค่อนข้างต่ำ และเมื่อ pH เพิ่มสูงขึ้น PACl จะแตกตัวอยู่ในรูปอลูมิเนียมเชิงซ้อนมากมาย โดยตัวที่มีประสิทธิภาพมากที่สุด คือ $[Al_13O_4(OH)_{24}]^{7+}$ หรือ Al^{13+} และ $Al(OH)_3$ จึงทำให้เกิดกลไกการดูดติดผิว และ Sweep coagulation จึงจะสามารถทำให้คอลลอยด์ตกตะกอนแยกออกจากน้ำได้ดี โดยช่วง pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอน คือ 6.0-9.5 ซึ่งเป็นช่วงที่ทำให้เกิดกลไกการตกตะกอน

จากการสะท้อนประจุที่ผิวคอลลอยด์ การดูดซับบนผิวคอลลอยด์และการเกิดกลไก Sweep Coagulation จึงจะสามารถทำให้คอลลอยด์ตกตะกอนแยกออกจากน้ำได้ดี (Wei et al, 2015; Yang, 2010) จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่า pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอน คือ อยู่ในช่วง 7-9 โดยพบว่าที่ pH เท่ากับ 8.5 จะมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีเฉลี่ยสูงสุดร้อยละ 94.99 และ 93.67 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.2 ดังนั้น ในระบบ CF การเติมสารสร้างและรวมตะกอนต้องเติมในปริมาณที่เหมาะสม และต้องมีการควบคุม pH ให้อยู่ในช่วง 7-9 เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดอนุภาคคอลลอยด์ได้ดีที่สุด

4.2.1.2 สภาวะที่เหมาะสมของระบบ CF โดยการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

จากผลการศึกษาหาปริมาณ PACI ที่เหมาะสมในการตกตะกอนน้ำทิ้ง พบว่าที่ความเข้มข้นของ PACI ต่างกัน ส่งผลให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีแตกต่างกัน เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของ PACI ในช่วง 60-70 mg/L พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีสูงสุดคือมากกว่าร้อยละ 90 ดังแสดงในรูปที่ 4.1 และเมื่อนำข้อมูลไปทดสอบทางสถิติด้วย One Way ANOVA พบว่าปริมาณ PACI ที่ใช้ในช่วงนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} > 0.05$) ดังแสดงในตารางที่ 4.3 ดังนั้น ในการพิจารณาปริมาณของ PACI ที่เหมาะสมที่ใช้ในการตกตะกอนน้ำทิ้งจึงใช้ค่าเฉลี่ยจากผลการทดสอบ Jar Test พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 68.64 mg/L



รูปที่ 4.3 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสีที่ pH ต่างกัน

ตารางที่ 4.3 ผลการทดสอบทางสถิติค่าความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีด้วย One Way ANOVA

ปัจจัย	หน่วย	ช่วงความเข้มข้น	p-value		การแปลผล
			ความขุ่น	สี	
PACl	mg/L	60-70	0.262	0.078	ไม่พบความแตกต่าง
Cation Polymer	mg/L	1-8	0.992	0.979	ไม่พบความแตกต่าง
pH	-	7-9	0.232	0.052	ไม่พบความแตกต่าง

จากผลการศึกษาการหาปริมาณของ Cation Polymer ที่เหมาะสม พบว่าช่วงความเข้มข้นที่ทำการศึกษามีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีมากกว่าร้อยละ 90 ดังแสดงในรูปที่ 4.2 และเมื่อทดสอบทางสถิติด้วย One Way ANOVA พบว่าปริมาณ Cation Polymer ที่ใช้ในระหว่างการศึกษามีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} > 0.05$) ดังแสดงในตารางที่ 4.3 ดังนั้น จึงใช้ค่าเฉลี่ยจากผลการทดสอบ Jar Test พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3.18 mg/L

จากผลการศึกษาหาค่า pH ที่เหมาะสม พบว่าช่วง pH อยู่ในช่วงเท่ากับ 7-9 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีและความขุ่นมากกว่าร้อยละ 80 ดังแสดงในรูปที่ 4.3 เมื่อทดสอบทางสถิติด้วย One Way ANOVA พบว่าช่วง pH เท่ากับ 7-9 มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} > 0.05$) ดังแสดงในตารางที่ 4.3 และจากการทบทวนคุณภาพน้ำย้อนหลัง พบว่า pH ของน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 7-9 ดังนั้น ในการศึกษาครั้งนี้จึงใช้ช่วง pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอนอยู่ในช่วง 7-9 ดังแสดงในตารางที่ 4.1

ดังนั้น ในการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ CF จึงเลือกใช้ปริมาณของ PACl และ Cation Polymer ที่เหมาะสมเท่ากับ 68.64 และ 3.18 mg/L ตามลำดับ และกำหนดช่วงค่า pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอนอยู่ในช่วง 7-9

4.2.1.3 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบ CF

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ CF พบว่าลักษณะน้ำเข้าระบบในช่วงระยะเวลาที่ทำการศึกษามีค่า pH อยู่ในช่วง 7.07-8.08 ค่าความขุ่น สี และ COD เฉลี่ยเท่ากับ 14.58 NTU 159 Pt-Co และ 58.99 mg/L ตามลำดับ ปริมาณ Total Coliform และ Fecal Coliform มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 253,400 และ 15,873 CFU/100 mL ตามลำดับ และลักษณะน้ำออกจากระบบ CF มีค่า pH อยู่ในช่วง 6.41-7.35 ค่าความขุ่น สี และ COD เฉลี่ยเท่ากับ 1.04 NTU 22 Pt-Co และ

22.83 mg/L ตามลำดับ ปริมาณ Total Coliform และ Fecal Coliform มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 35,333 และ 129 CFU/100 mL ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.4

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสี พบว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีเฉลี่ยร้อยละ 91.64±5.16 และ 85.50±4.82 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีมากกว่าร้อยละ 85 เนื่องจากระบบ CF เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการตกตะกอนสารแขวนลอยในน้ำ ดังนั้น อนุภาคคอลลอยด์และสารอินทรีย์ที่มีสีกลุ่ม Humic จึงสามารถตกตะกอนได้ดี

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD และ DOC พบว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ DOC เฉลี่ยร้อยละ 61.15±11.83 และ 40.78±7.45 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ DOC ต่ำกว่าประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสี เนื่องจากสารอินทรีย์ในน้ำทั้งส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Non-humic ที่กำจัดได้ยากด้วยระบบ CF เพราะสารกลุ่ม Non-humic มีโมเลกุลของน้ำหอมอยู่ ซึ่งป้องกันไม่ให้อนุภาคเกิดการรวมตัวกัน (Julie et al., 2004; มั่นสิน ตันทุลเวศม์, 2542) ทำให้ไม่สามารถกำจัดได้ด้วยกระบวนการ CF และในแหล่งน้ำผิวดินมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เป็นสารกลุ่ม Humic ประมาณร้อยละ 45-65 (Velasco et al., 2007) และสารกลุ่ม Non-humic มีประมาณร้อยละ 35-55 (Owen et al., 1995) สอดคล้องกับผลการศึกษาวิจัยครั้งนี้ พบว่าในน้ำที่มีสารอินทรีย์คาร์บอน (COD) เท่ากับ 58±14.34 mg/L และมีสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (DOC) เท่ากับ 8.35±0.67 mg/L (ตารางที่ 4.4) คิดเป็นร้อยละ 14.15 ของสารอินทรีย์คาร์บอน และในน้ำที่ออกจากระบบ CF พบว่ามีการอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD เท่ากับ 22.83±8.38 mg/L และสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำในรูป DOC เท่ากับ 4.96±0.88 mg/L คิดเป็นร้อยละ 21.73 ของสารอินทรีย์คาร์บอน จะเห็นได้ว่ายังคงพบปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำหลังจากผ่านระบบ CF ในปริมาณที่สูง แสดงให้เห็นว่าระบบ CF สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ค่อนข้างต่ำ และพบว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัด DOC เฉลี่ยร้อยละ 40.78 จากการศึกษาของ Ji et al. (2008) พบว่าระบบ CF สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Humic ที่มีมวลโมเลกุลขนาดใหญ่และมีโครงสร้างเป็น Aromatic ทำให้สามารถแยกออกจากน้ำได้ง่ายและถูกกำจัดได้ดีด้วยระบบ CF ด้วยเหตุนี้จึงทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD ค่อนข้างต่ำ เนื่องจากยังมีสารอินทรีย์กลุ่ม Non-humic เหลืออยู่ในน้ำ

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด Total Coliform และ Fecal Coliform พบว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัด Total Coliform และ Fecal Coliform เฉลี่ยร้อยละ 84.73 และ 99.15 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัดจุลินทรีย์สูงมากกว่าร้อยละ 84 เนื่องจากเชื้อจุลินทรีย์จะเกาะติดกับอนุภาคคอลลอยด์ที่รวมตัวกันจากกลไกการทำงานของระบบ CF

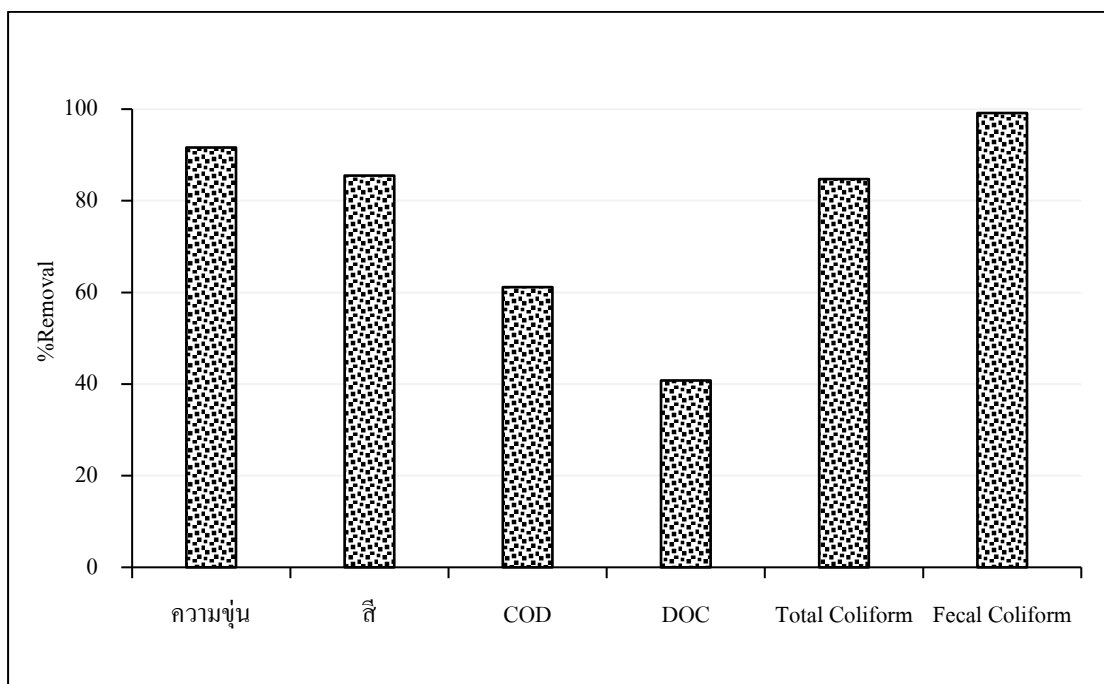
และตกตะกอนออกจากน้ำ (Lee et al., 2017) ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด Total Coliform และ Fecal Coliform สูง และจากผลการศึกษาปริมาณโลหะหนัก 9 ชนิดในน้ำออกดังตารางที่ 4.5 พบว่าน้ำออกจากระบบ CF มีปริมาณของ Cr, Mn, Fe และ Pb เกินค่ามาตรฐานในการนำไปใช้เป็นน้ำประปา และน้ำที่นำไปใช้ในการซักโครก แต่สามารถนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำที่ใช้ในการเกษตรและน้ำใช้สำหรับปรับภูมิทัศน์ได้ ดังนั้น จึงสรุปได้ว่าระบบ CF ที่ใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอน และ Cation polymer เป็นสารช่วยสร้างตะกอนมีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น สี Total Coliform และ Fecal Coliform มากกว่าร้อยละ 84 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ DOC เหลือร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.4

ตารางที่ 4.4 ผลของกระบวนการ CF ต่อคุณลักษณะน้ำ

Parameters	Units	Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Avg. \pm SD	Min-Max	Avg. \pm SD	Min-Max	Avg. \pm SD
pH	-	7.07-8.08	7.46 \pm 0.34	6.41-7.35	6.73 \pm 0.22	-	-
Conductivity	μ S/cm	654-719	684 \pm 21.85	693-769	735 \pm 23.33	-	-
Turbidity	NTU	9.16-22.03	14.58 \pm 4.91	0.51-1.99	1.04 \pm 0.40	78.41-97.34	91.64 \pm 5.16
Color	Pt-Co	125-212	159 \pm 32.47	14-35	22 \pm 4.74	73.23-91.62	85.50 \pm 4.82
COD	mg/L	33.60-78.38	58.99 \pm 14.34	8.00-42.31	22.83 \pm 8.38	38.58-77.24	61.15 \pm 11.83
DOC	mg/L	7.43-9.19	8.35 \pm 0.67	3.79-6.58	4.96 \pm 0.88	26.26-54.55	40.78 \pm 7.45
Total Coliform	CFU/100 mL	1.5x10 ⁵ -3.8x10 ⁵	2.5x10 ⁵ \pm 1.1x10 ⁵	2.7x10 ⁴ -4.1x10 ⁴	3.5x10 ⁴ \pm 7.4x10 ³	71.85-92.26	84.73 \pm 11.20
Fecal Coliform	CFU/100 mL	7.5x10 ³ -2.9x10 ⁴	1.6x10 ⁴ \pm 8.8x10 ³	40-410	129 \pm 158	97.57-99.74	99.15 \pm 0.89

ตารางที่ 4.5 ปริมาณโลหะหนักในน้ำเข้าและออกจากระบบ

ธาตุ	Units	Influence		Effluence	
		Min-Max	Mean \pm SD	Min-Max	Mean \pm SD
Cr	mg/L	0.0527 - 0.0557	0.0514 \pm 0.00	0.0527 - 0.0564	0.0549 \pm 0.00
Mn	mg/L	2.0288 - 3.3438	2.3874 \pm 0.71	1.3449 - 2.6967	2.6110 \pm 0.70
Fe	mg/L	0.8895 - 3.5307	1.6613 \pm 1.07	0.4671 - 1.1322	0.6761 \pm 0.28
Cu	mg/L	0.0168 - 0.2334	0.0763 \pm 0.09	0.0122 - 0.0180	0.0138 \pm 0.00
Zn	mg/L	0.5160 - 0.7593	0.6795 \pm 0.10	0.4787 - 0.6691	0.5995 \pm 0.07
As	mg/L	0.0143 - 0.0182	0.0161 \pm 0.00	0.0125 - 0.0157	0.0143 \pm 0.00
Se	mg/L	0.0003 - 0.0003	0.0003 \pm 0.00	0.0002 - 0.0003	0.0004 \pm 0.00
Cd	mg/L	0.0010 - 0.0011	0.0011 \pm 0.00	0.0011 - 0.0020	0.0015 \pm 0.00
Pb	mg/L	0.0858 - 0.2047	0.1177 \pm 0.05	0.0856 - 0.1673	0.1327 \pm 0.03



รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำทิ้งของระบบ CF

4.2.2 ทางเลือกที่ 2 ระบบ UF

การศึกษาสถานะที่เหมาะสมของระบบ UF โดยการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการเดินระบบ UF ได้แก่ เพอเมอเทฟลักซ์และสัดส่วนเพอเมอเทอรีเทนเททที่เหมาะสม เพื่อนำไปประเมินประสิทธิภาพการบำบัดและการอุดตันของระบบต่อไปมีดังนี้

4.2.2.1 การศึกษาสถานะที่เหมาะสมของระบบ UF

ศึกษาการแปรผันเพอเมอเทฟลักซ์และสัดส่วนเพอเมอเทอรีเทนเทท โดยทำการศึกษาที่ค่าเพอเมอเทฟลักซ์เท่ากับ 60 80 และ 100 L/m².h เพื่อหาค่าเพอเมอเทฟลักซ์ที่เหมาะสมและนำมาแปรผันสัดส่วนน้ำเพอเมอเทอรีเทนเททในช่วงเท่ากับ 25:75 50:50 และ 75:25 ตามลำดับ

1) ผลของเพอเมอเทฟลักซ์ในการปรับปรุงคุณภาพน้ำ

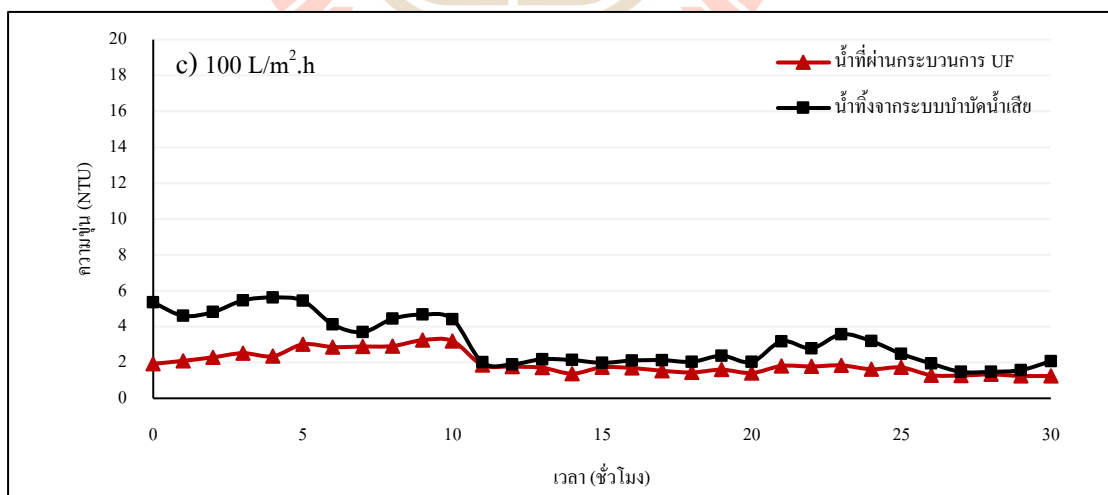
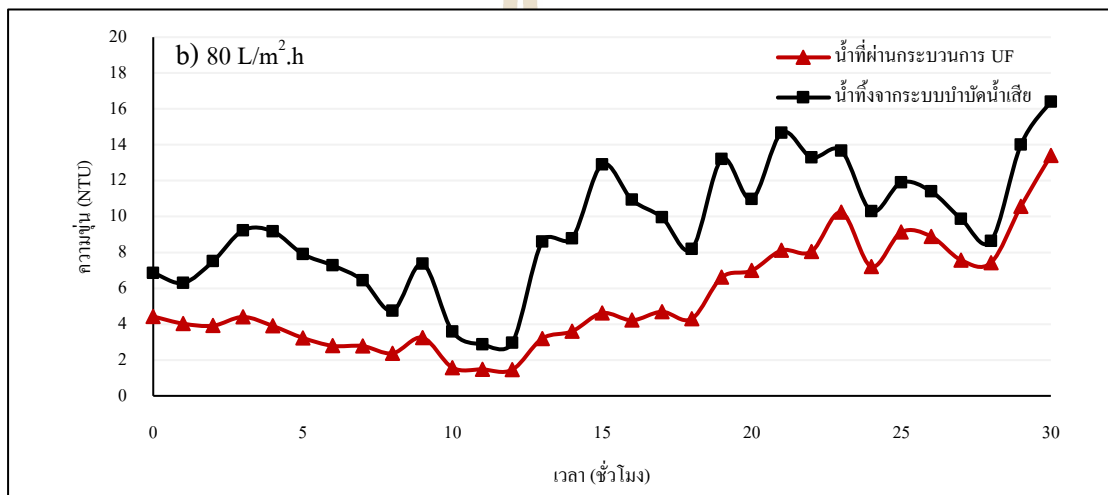
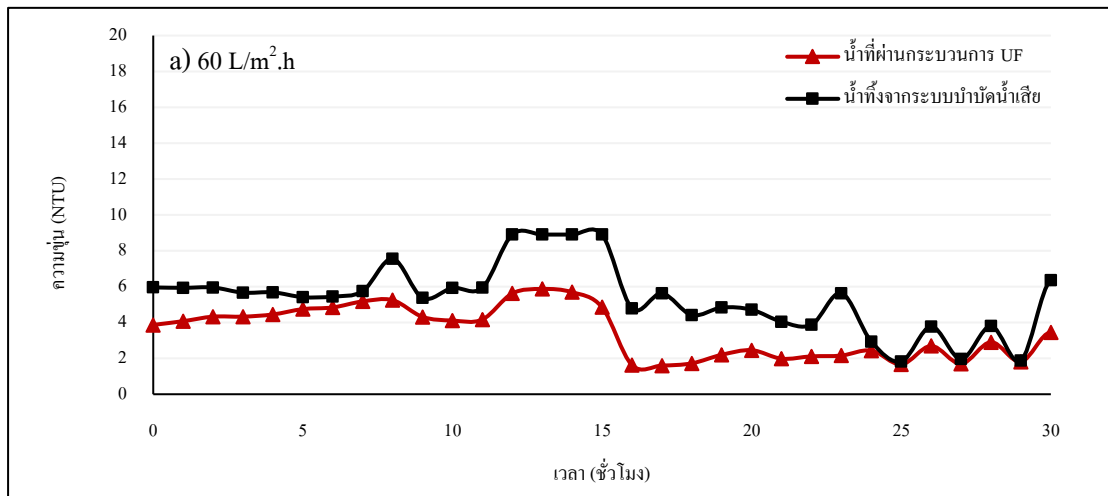
จากผลการศึกษาเพอเมอเทฟลักซ์ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสี โดยนำน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียมาผ่านระบบ UF ทำการเดินระบบเป็นระยะเวลา 30 ชั่วโมงที่เพอเมอเทฟลักซ์ 60 80 และ 100 L/m².h แสดงดังในตารางที่ 4.6 พบว่าที่เพอเมอเทฟลักซ์เท่ากับ 60 80 และ 100 L/m².h มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นอยู่ในช่วงร้อยละ 8.94-71.53, 23.28-64.24 และ 6.50-64.00 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพในการกำจัดสีอยู่ในช่วงร้อยละ 2.52-28.72, 7.42-

52.82 และ 7.57-51.17 ตามลำดับ (ตารางที่ 4.6 และรูปที่ 4.5 และ 4.6) และรายละเอียดผลการศึกษานี้ ในภาคผนวก ค. จะเห็นได้ว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีสูงกว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 และ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ และเมื่อนำข้อมูลไปทดสอบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้ One Way ANOVA พบว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีแตกต่างจากเพอมีเอทฟลักซ์ 60 และ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ และเมื่อนำข้อมูลไปทดสอบทางสถิติด้วย Paired Sample T-Test พบว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีสูงกว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 และ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} < 0.05$) รายละเอียดผลการศึกษานี้แสดงในตารางภาคผนวก ค. จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มเพอมีเอทฟลักซ์จาก $60 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ เป็น $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ จะส่งผลทำให้เกิดการอุดตันที่ผิวหน้าของเมมเบรน โดยเมื่ออัตราการไหลสูงจะทำให้การเกาะติดของอนุภาคที่สะสมเป็นชั้นกักหลุดออกและมีความหนาลดลง เนื่องจากน้ำมีการเคลื่อนที่แบบปั่นป่วน (Turbulence Flow) ทำให้มีแรงเฉือนสูงเกิดการแพร่กลับของอนุภาคที่ผิวหน้าของเมมเบรนมีมากขึ้นการสะสมของอนุภาคจึงลดลง (ฐปณีย์ ฤทธิไพโรจน์, 2548) มีผลทำให้การหลุดลอดผ่านเมมเบรนของสารลดลง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีจึงสูงกว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ สูงกว่าที่ $60 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ และเมื่อเพอมีเอทฟลักซ์เพิ่มสูงถึง $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ จะส่งผลให้เกิดการการสะสมและอุดตันที่ผิวหน้าของเมมเบรนสูงขึ้น (Wang et al., 2008) ทำให้เกิดลักษณะการไหลแบบ Dead-End อนุภาคในน้ำจึงหลุดลอดเมมเบรนออกมาได้ ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีลดลงกว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$

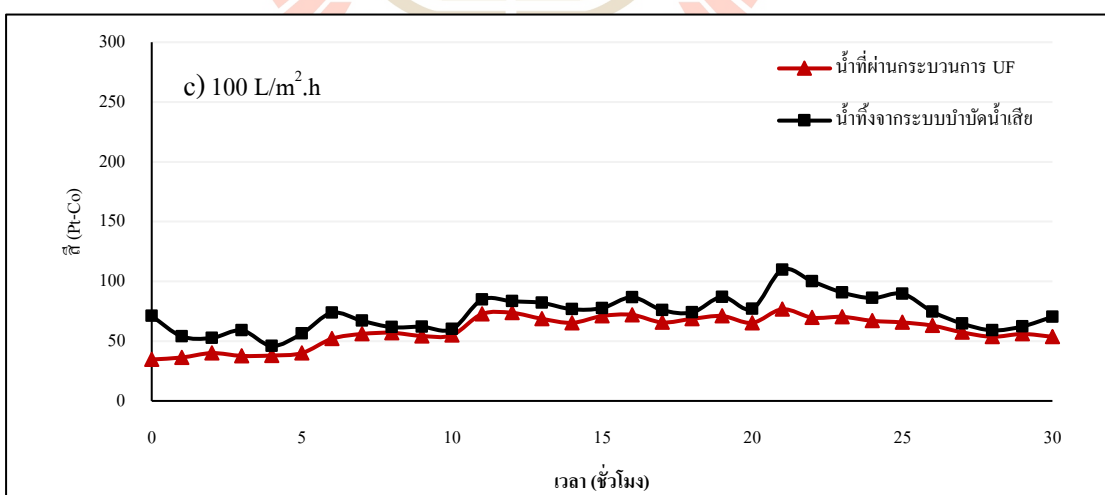
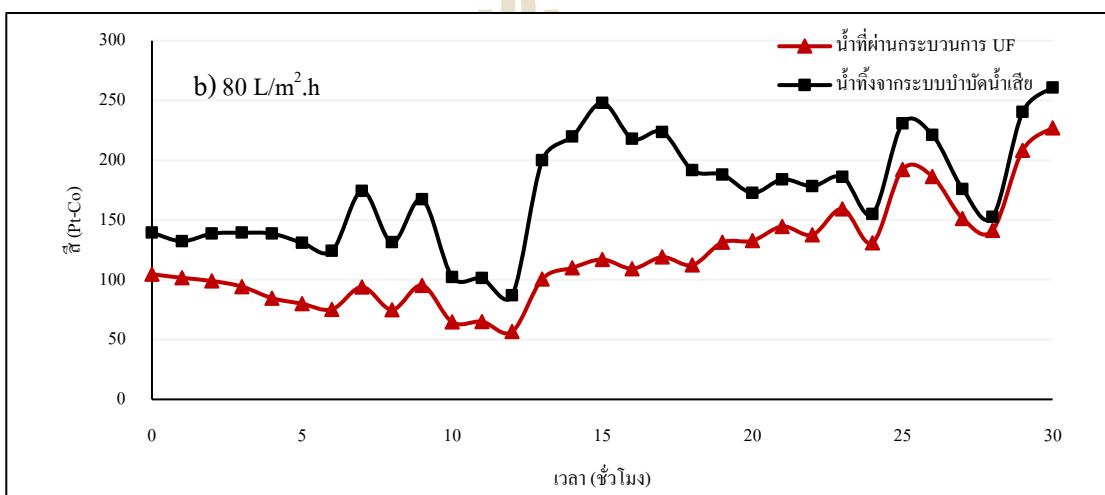
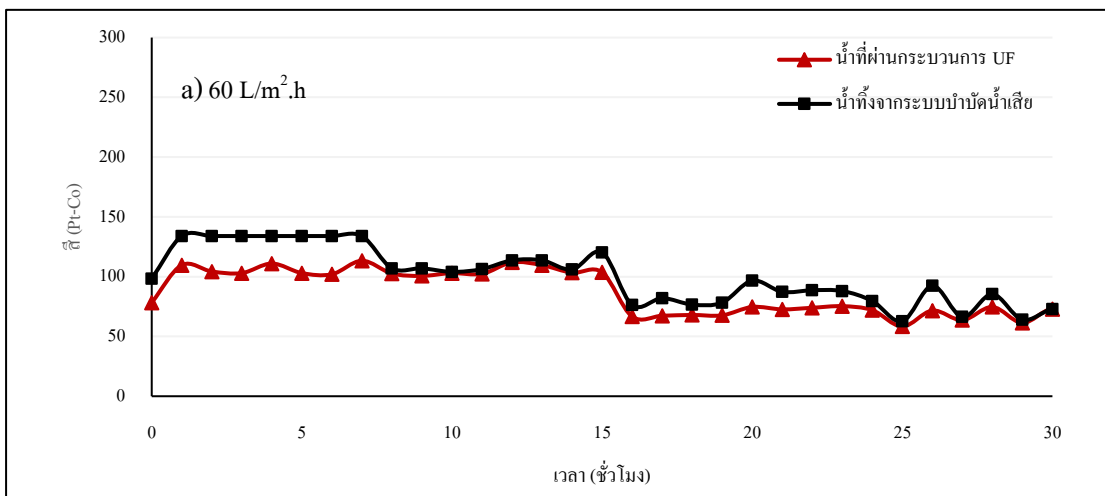
จากผลการศึกษาเพอมีเอทฟลักซ์ต่อประสิทธิภาพในการกำจัด COD ทำการเดินระบบเป็นระยะเวลา 30 ชั่วโมง ดังแสดงในรูปที่ 4.7 พบว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์เท่ากับ 60 80 และ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD อยู่ในช่วงร้อยละ 3.57-44.80, 6.67-37.50 และ 12.50-32.26 ตามลำดับ แสดงดังตารางที่ 4.6 เมื่อนำข้อมูลไปทดสอบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้ One Way ANOVA พบว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 80 และ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} > 0.05$)

ตารางที่ 4.6 ผลของเพอมีเอทฟลักซ์ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น สี และ COD

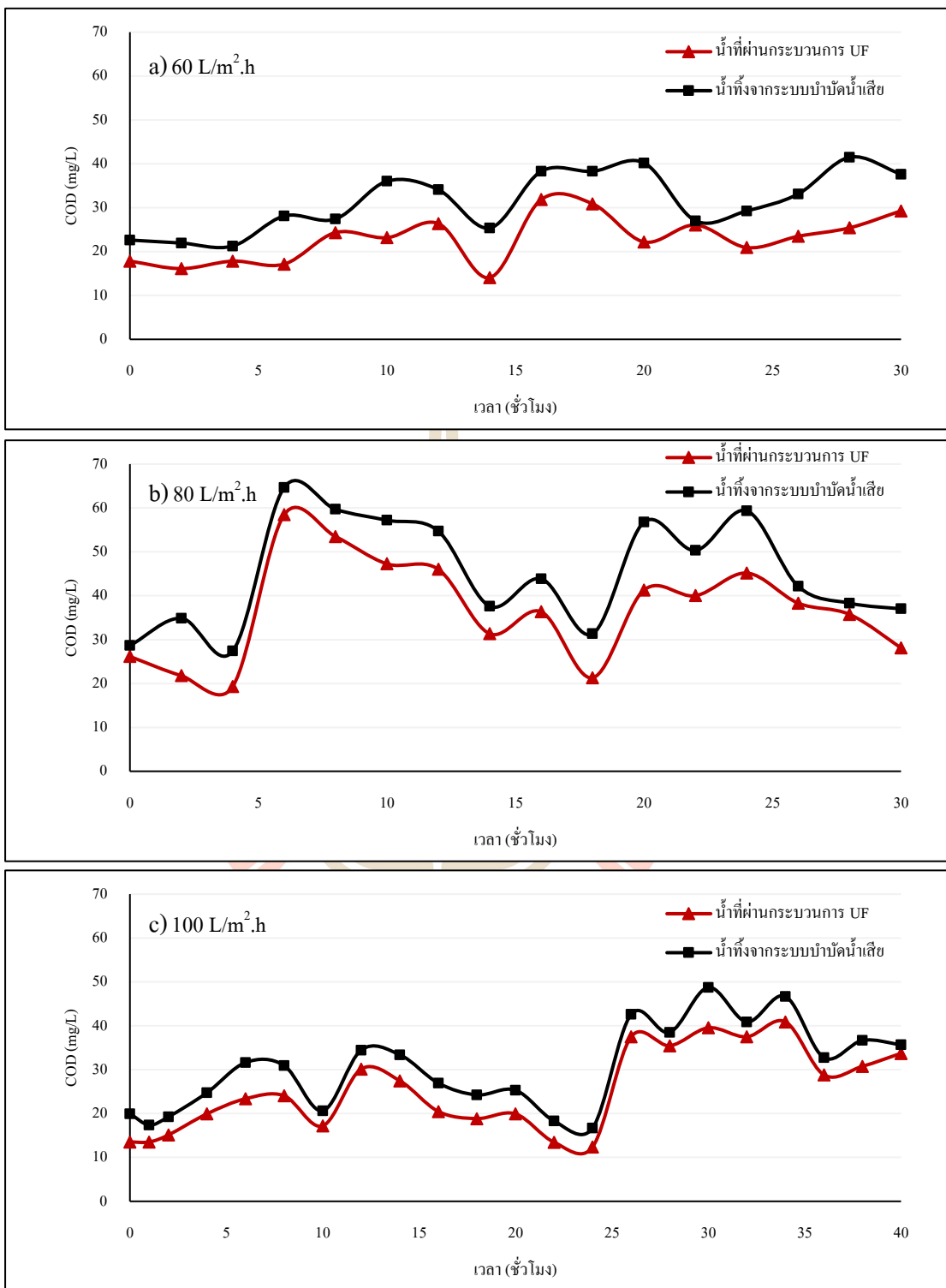
Parameters	Unit	Removal efficiency (%)						p-value
		Permeate Flux ($\text{L/m}^2\cdot\text{h}$)						
		60		80		100		
		Min-Max	Mean \pm SD	Min-Max	Mean \pm SD	Min-Max	Mean \pm SD	
Turbidity	NTU	8.94-71.53	34.05 \pm 17.70	23.28-64.24	49.66 \pm 11.69	6.50-64.00	34.78 \pm 15.31	0.000
Color	Pt-Co	2.52-28.74	13.95 \pm 7.38	7.42-52.82	35.32 \pm 13.04	7.57-51.17	20.00 \pm 10.44	0.000
COD	mg/L	3.57-44.80	26.93 \pm 12.28	6.67-37.50	19.15 \pm 9.25	12.50-32.26	22.17 \pm 4.84	0.347



รูปที่ 4.5 ค่าความขุ่นของน้ำก่อนและหลังผ่านระบบ UF ที่เพอมีเอทฟลักซ์
60 L/m².h (a) 80 L/m².h (b) 100 L/m².h (c)



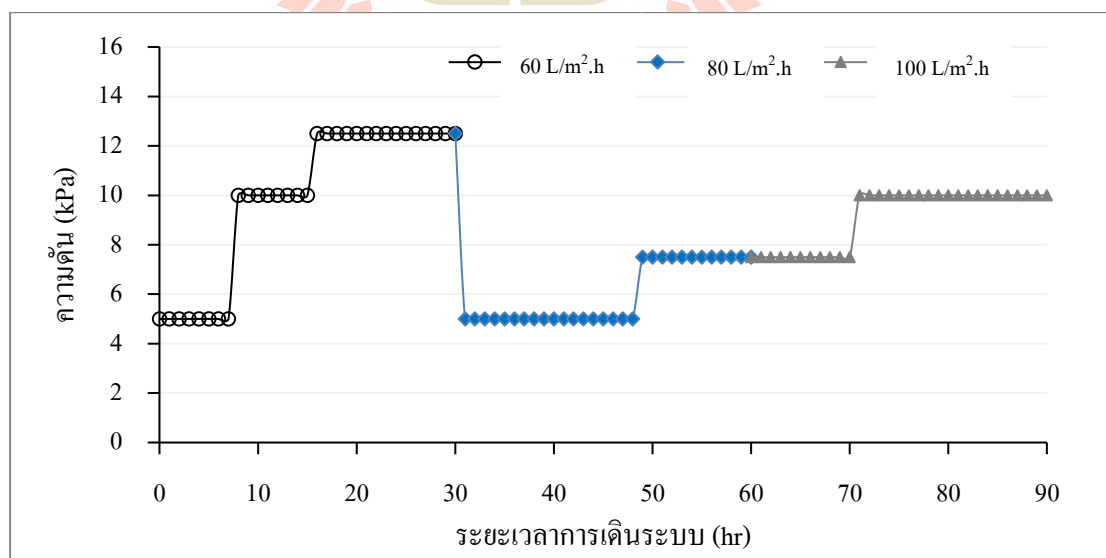
รูปที่ 4.6 ค่าสีของน้ำก่อนและหลังผ่านระบบ UF ที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 L/m².h (a) 80 L/m².h (b) 100 L/m².h (c)



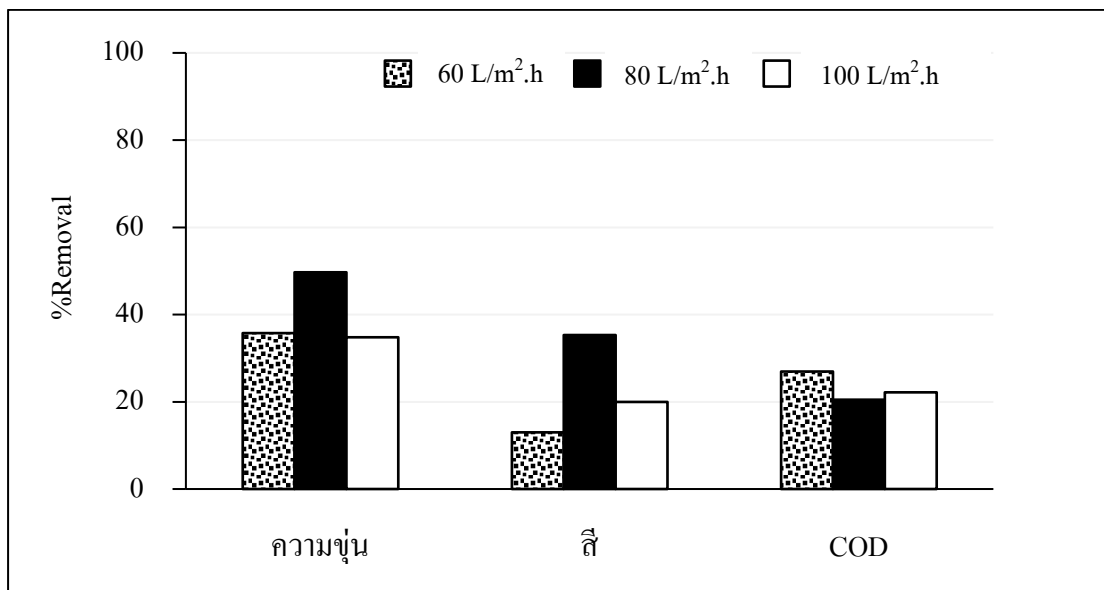
รูปที่ 4.7 ค่า COD ของน้ำก่อนและหลังผ่านระบบ UF ที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 L/m².h (a) 80 L/m².h (b) 100 L/m².h (c)

จากผลการศึกษาการแปรผันเพอมีเอทฟลักซ์ต่อการอุดตันของเมมเบรนดังแสดงในรูปที่ 4.8 พบว่าการแปรผันเพอมีเอทฟลักซ์จะแปรผันตรงกับความดันที่เกิดขึ้น คือ เมื่อเพอมีเอทฟลักซ์เพิ่มขึ้น มีผลทำให้ค่าความดันเพิ่มขึ้นเช่นกัน (สุกุลยา ทับอุไร, 2554) ที่เพอมีเอทฟลักซ์ $60 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีความดันเพิ่มสูงกว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ 80 และ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสี พบว่ามีประสิทธิภาพต่ำที่เพอมีเอทฟลักซ์ $60 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ เนื่องจากการอุดตันที่ผิวหน้าของเมมเบรนดังกล่าวในหัวข้อที่ 4.2.2.1 ส่งผลให้ค่าความดันสูงขึ้นมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ UF และที่เพอมีเอทฟลักซ์ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีความดันเพิ่มสูงขึ้นไปกว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ แสดงว่าระบบมีแนวโน้มเกิดการอุดตันได้เร็วกว่า ดังนั้น การเดินระบบที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ จึงสามารถยืดระยะเวลาการอุดตันของระบบ UF ได้ดีกว่า

จากผลการศึกษาผลของการแปรผันเพอมีเอทฟลักซ์ต่อประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น สี และ COD พบว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีสูงกว่าเพอมีเอทฟลักซ์ 60 และ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ และมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ไม่แตกต่างกันในทุกเพอมีเอทฟลักซ์ และเมื่อนำผลประสิทธิภาพของเพอมีเอทฟลักซ์ในการกำจัดความขุ่น สี และ COD มาเปรียบเทียบดังแสดงในรูปที่ 4.9 สามารถสรุปผลการศึกษาได้ว่า การปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งด้วยระบบ UF ที่เพอมีเอทฟลักซ์ $80 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ มีความเหมาะสมในเรื่องประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ และสามารถยืดระยะเวลาการอุดตันของระบบ UF ได้ดีกว่าที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 และ $100 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$



รูปที่ 4.8 ค่าความดันของระบบ UF ที่เพอมีเอทฟลักซ์ต่าง ๆ



รูปที่ 4.9 ผลการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ UF ในการกำจัดสี ความขุ่น และ COD ที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60 80 และ 100 L/m².h

2) ผลของสัดส่วนน้ำเพอมีเอทอรีเทนเททในการปรับปรุงคุณภาพน้ำ

จากผลการศึกษาเพอมีเอทฟลักซ์ต่อประสิทธิภาพในการปรับปรุงคุณภาพน้ำ พบว่าเพอมีเอทฟลักซ์ที่เหมาะสมเท่ากับ 80 L/m².h ดังนั้น ในการศึกษาผลของสัดส่วนน้ำเพอมีเอทอรีเทนเททในการปรับปรุงคุณภาพน้ำ จะใช้เพอมีเอทฟลักซ์เท่ากับ 80 L/m².h และทำการศึกษาผลของสัดส่วนน้ำเพอมีเอทอรีเทนเทท 3 ชุดการทดลอง ได้แก่ 25:75 50:50 และ 75:25

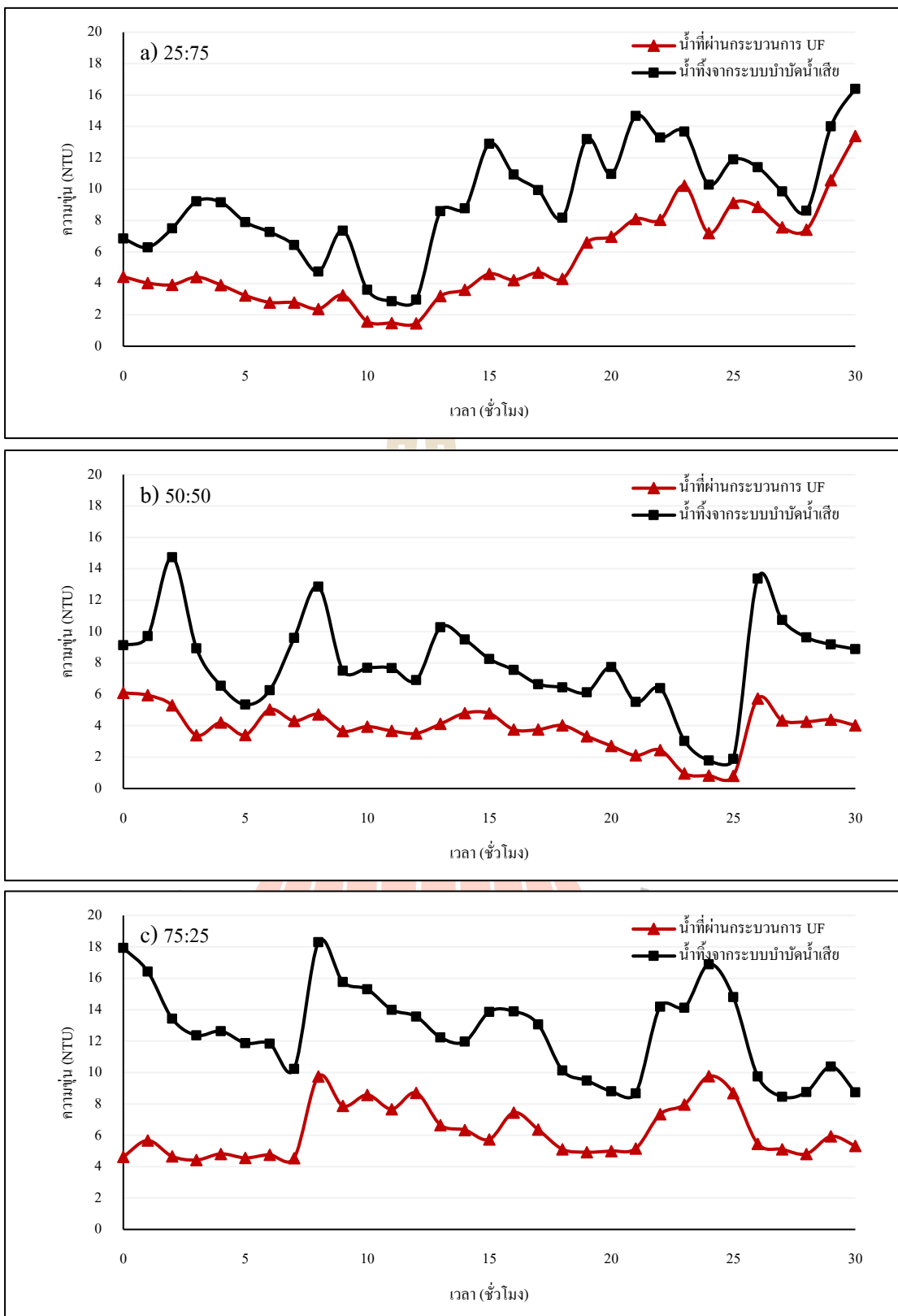
จากผลการศึกษาสัดส่วนน้ำเพอมีเอทอรีเทนเททต่อประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น สี และ COD โดยนำน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียผ่านระบบ UF ทำการเดินระบบเป็นระยะเวลา 30 ชั่วโมง ที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทอรีเทนเททเท่ากับ 25:75 50:50 และ 75:25 ดังแสดงในตารางที่ 4.7 และรูปที่ 4.10-4.12 พบว่ามีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นอยู่ในช่วงร้อยละ 23.28-64.24, 19.58-68.50 และ 35.85-74.20 ตามลำดับ มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดสีอยู่ในช่วงร้อยละ 7.42-52.82, 6.30-51.60 และ 19.74-53.19 ตามลำดับ และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD อยู่ในช่วงร้อยละ 6.67-37.50, 7.89-38.00 และ 11.54-32.69 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.7 และภาคผนวก ก. เมื่อนำข้อมูลไปทดสอบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้ One Way ANOVA พบว่าทุกสัดส่วนน้ำเพอมีเอทอรีเทนเททมีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น สี และ COD ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p-value > 0.05) และเมื่อพิจารณาค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น สี และ COD ที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทอรีเทนเททดังแสดงในรูปที่ 4.13 จะเห็นได้ว่า

ประสิทธิภาพในการบำบัดของแต่ละสัดส่วนมีค่าใกล้เคียงกัน เนื่องจากเมื่อมีอัตราการไหลที่เหมาะสมทำให้การเกิดฟาวลิงต่ำ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสี ความขุ่น COD ไม่แตกต่างกัน

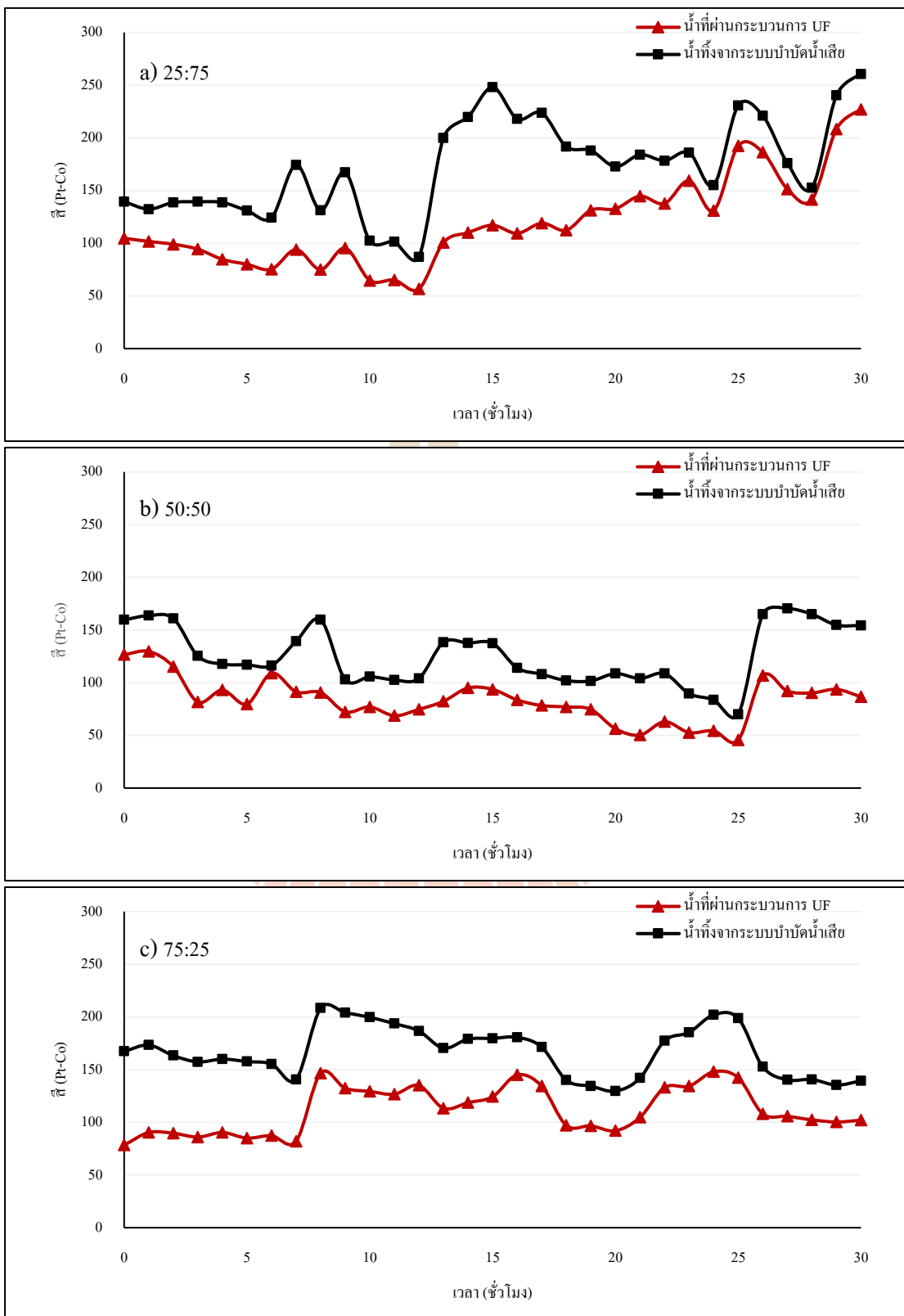
จากผลการศึกษาสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทตต่อการอุดตันของเมมเบรน พบว่าเมื่อเพิ่มสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทตจะส่งผลทำให้มีค่าความดันเพิ่มขึ้นเช่นกัน และเมื่อพิจารณาสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทตเท่ากับ 25:75 และ 50:50 พบว่ามีค่าความดันใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 5-10 kPa แต่ที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทตเท่ากับ 75:25 พบว่ามีค่าความดันเพิ่มขึ้นในช่วง 17-25 kPa เนื่องจากการไหลของน้ำผ่านเมมเบรนสูงกว่า เมื่อนำค่าแรงดันที่เกิดขึ้นจากการเดินระบบมาเปรียบเทียบกับแรงดันที่ใช้ในควบคุมการเดินระบบ ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 200-300 kPa พบว่าค่าแรงดันที่เกิดขึ้นของระบบ UF ในการศึกษาครั้งนี้มีค่าน้อยมากที่ทุกสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทต โดยมีค่าความดันอยู่ในช่วง 5-25 kPa และมีประสิทธิภาพในการกำจัดกำจัดความขุ่น สี และ COD ไม่แตกต่างกัน ดังนั้น ในการพิจารณาเลือกสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทตจะเลือกที่สัดส่วน 75:25 เนื่องจากเวลาที่ใช้ในการกรองน้อยกว่า และทำให้ได้น้ำเพอมีเอทที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ในปริมาณมากกว่าสัดส่วนอื่น ๆ และมีประสิทธิภาพในการบำบัดค่าต่าง ๆ ไม่แตกต่างจากสัดส่วนอื่น ๆ

ตารางที่ 4.7 ผลของสัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเทตในการกำจัดความขุ่น สี และ COD

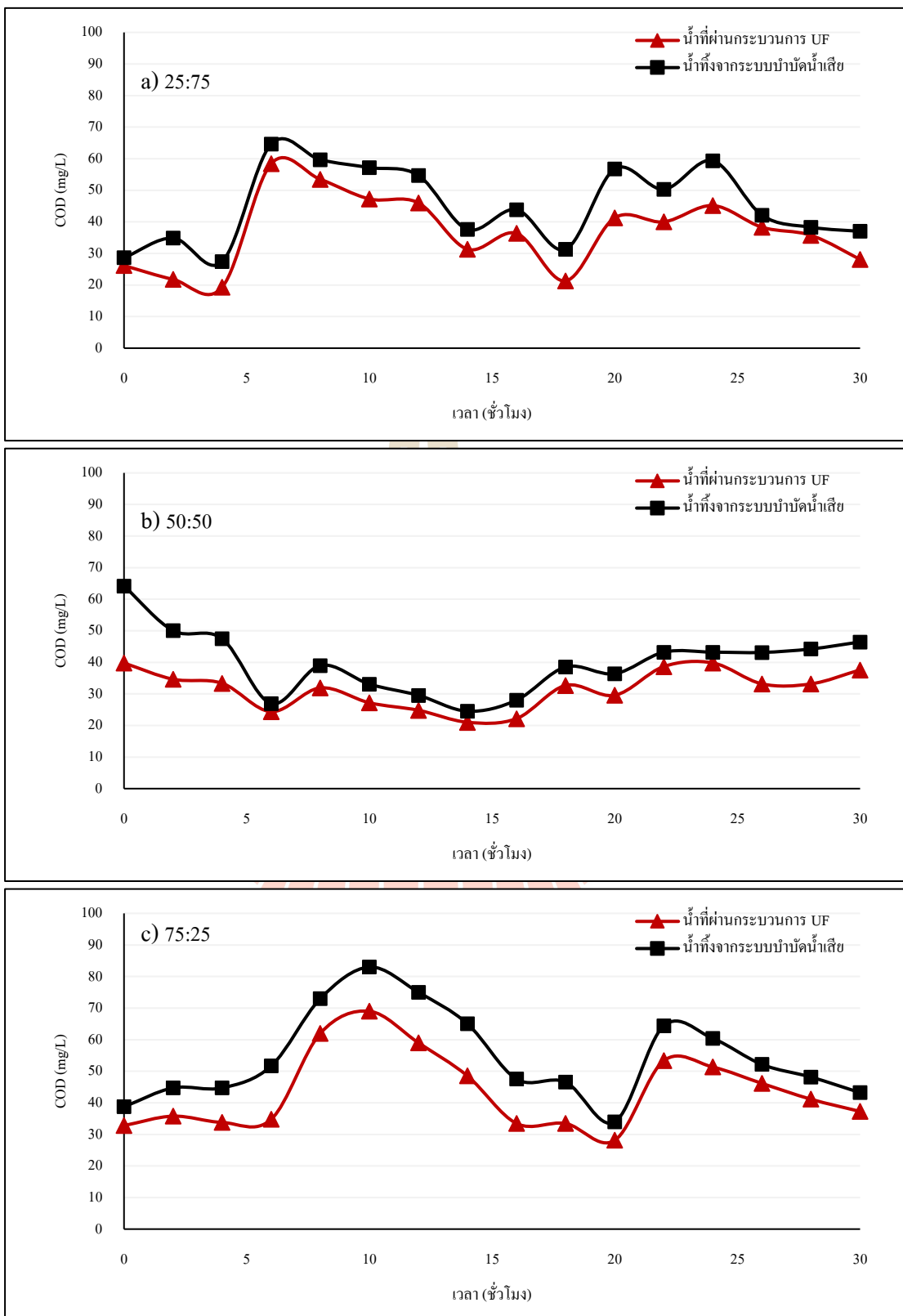
Parameters	Unit	Removal efficiency (%)						p-value
		Permeate: Retentate						
		25:75		50:50		75:25		
		Min-Max	Mean±SD	Min-Max	Mean±SD	Min-Max	Mean±SD	
Turbidity	NTU	23.28-64.24	49.66±11.69	19.58-68.50	50.96±11.94	35.85-74.20	50.55±9.64	0.645
Color	Pt-Co	7.42-52.82	35.32±13.04	6.30-51.60	32.68±9.75	19.74-53.19	33.49±8.70	0.849
COD	mg/L	6.67-37.50	19.15±9.25	7.89-38.00	19.66±8.15	11.54-32.69	20.29±6.36	0.957



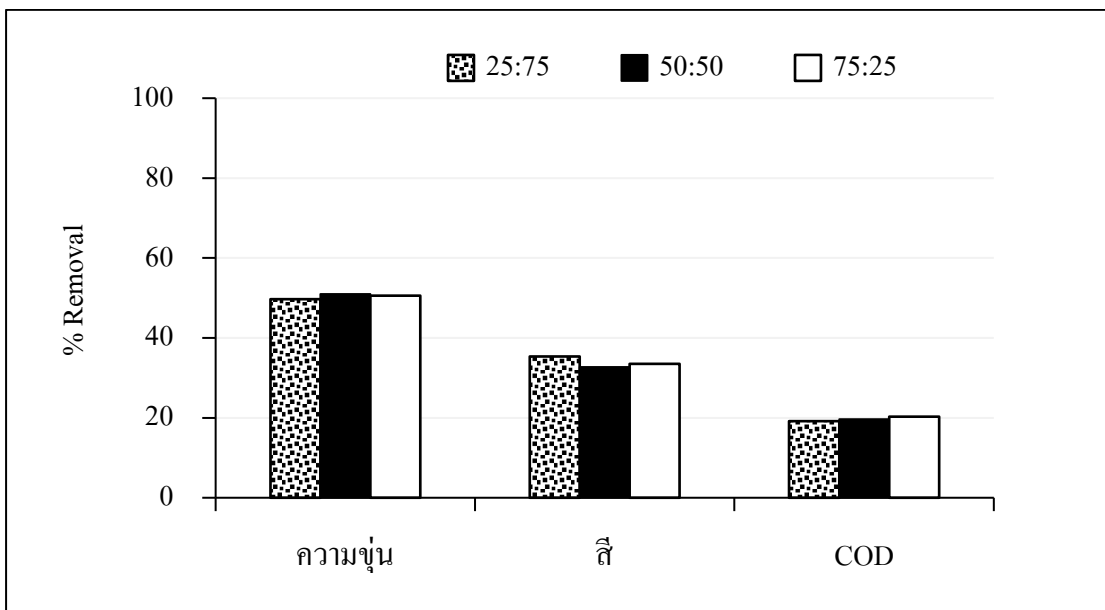
รูปที่ 4.10 ความขุ่นของน้ำเข้าและออกระบบ UF ที่สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนแทนท์ต่างกัน



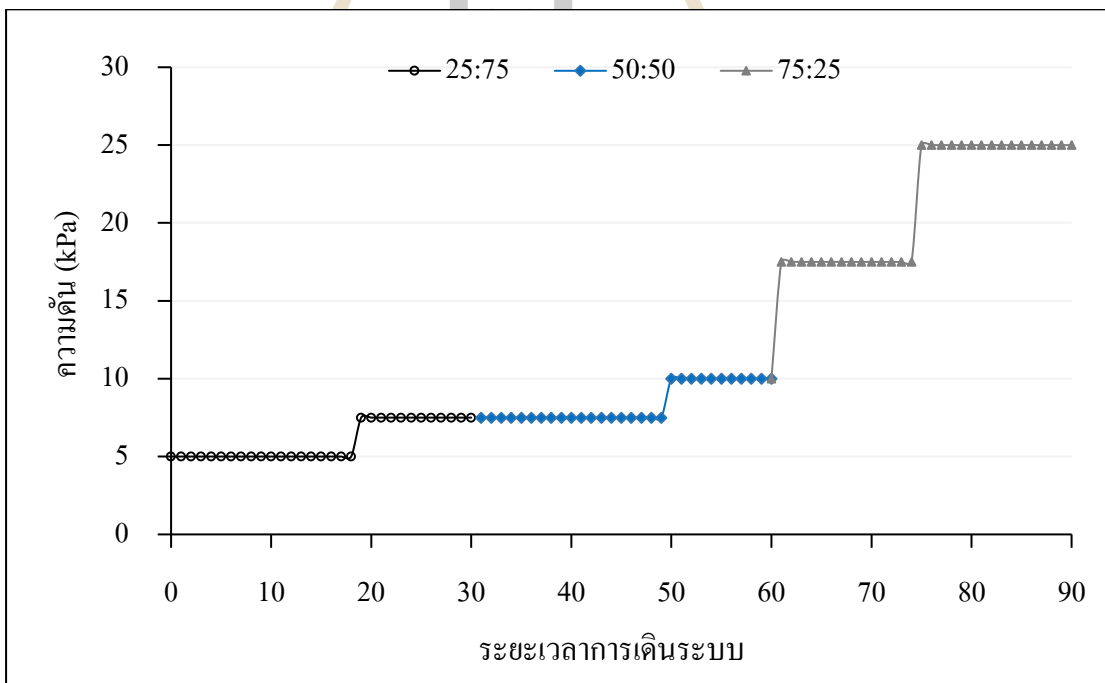
รูปที่ 4.11 สีของน้ำเข้าและออกระบบ UF ที่สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเทนแตกต่างกัน



รูปที่ 4.12 ค่า COD ของน้ำเข้าและออกระบบ UF ที่สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเททต่างกัน



รูปที่ 4.13 ค่าประสิทธิภาพของระบบ UF ที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททแตกต่างกัน ในการกำจัดความขุ่น สี และ COD



รูปที่ 4.14 ค่าความดันของระบบ UF ที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททต่าง ๆ

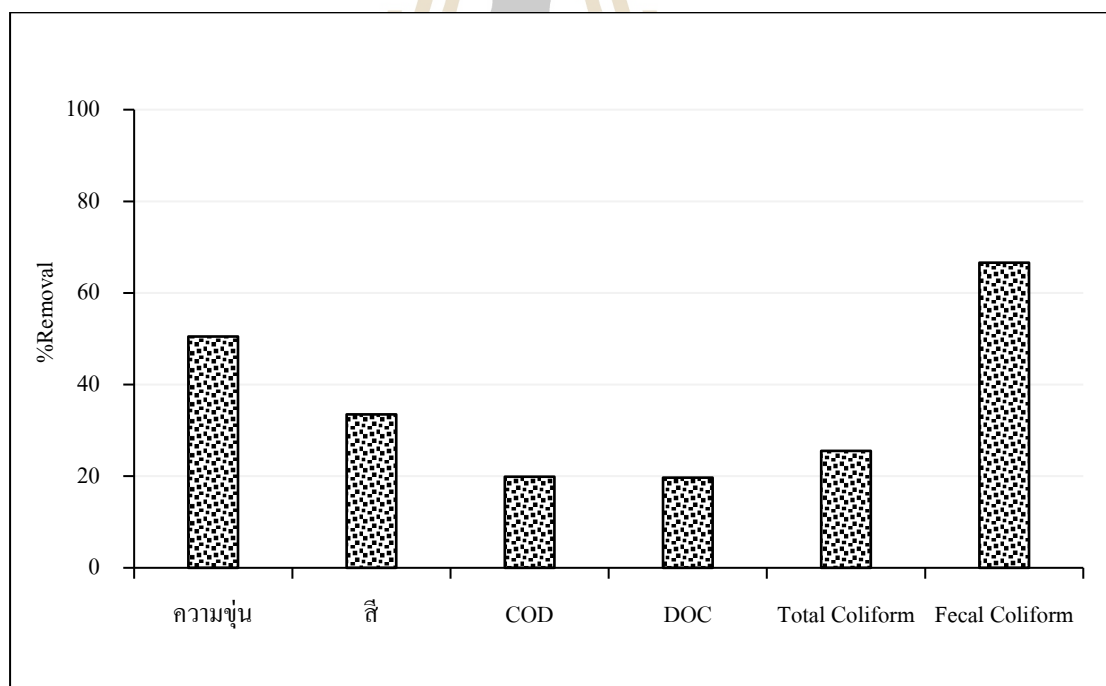
4.2.2.2 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบ UF

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ UF พบว่าลักษณะน้ำเข้าระบบมีค่า pH อยู่ในช่วง 7.28-8.99 ค่าความขุ่น สี และ COD เฉลี่ยเท่ากับ 12.85 NTU 169 Pt-Co และ 55.26 mg/L ตามลำดับ ปริมาณ Total Coliform และ Fecal Coliform มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 229,555 และ 14,533 CFU/100 mL และลักษณะน้ำออกจากระบบมีค่า pH เฉลี่ยเท่ากับ 7.5 ปริมาณความขุ่น สี และ COD เฉลี่ยเท่ากับ 6 NTU 112 Pt-Co และ 44 mg/L ตามลำดับ ปริมาณ Total Coliform และ Fecal Coliform มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 170,222 และ 3,337 CFU/100 mL ดังแสดงในตารางที่ 4.8

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น, สี, COD, DOC, Total Coliform และ Fecal Coliform พบว่าระบบ UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น, สี, COD, DOC, Total Coliform และ Fecal Coliform เฉลี่ยเท่ากับ 50.55 ± 9.64 , 33.49 ± 8.70 , 20.29 ± 6.36 , 19.68 ± 4.95 , 25.52 ± 3.20 และ 66.60 ± 14.69 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าระบบ UF มีประสิทธิภาพในการกำจัด Fecal Coliform มากที่สุด รองลงมาได้แก่ ความขุ่น, สี, Total Coliform, COD และ DOC ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.15 เนื่องจากระบบ UF เป็นระบบที่ความสามารถในการแยกสารของเมมเบรนขึ้นอยู่กับขนาดรูพรุน อนุภาคที่มีขนาดใหญ่จะไม่สามารถผ่านเมมเบรนออกมาได้ ดังนั้นเชื้อจุลินทรีย์และอนุภาคแขวนลอยต่าง ๆ ที่ก่อให้เกิดความขุ่น ซึ่งมีอนุภาคขนาดใหญ่กว่ารูพรุนของเมมเบรนจึงติดอยู่ที่ผิวหน้าของเมมเบรน ส่งผลให้ระบบ UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดเชื้อจุลินทรีย์ ความขุ่น และสีสูง ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Bergamasco et al. (2011) พบว่าระบบ UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดเชื้อจุลินทรีย์ ความขุ่น และสีได้ดีกว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD จากผลการศึกษานี้พบว่าระบบ UF มีประสิทธิภาพการกำจัด COD เพียงร้อยละ 20.29 และจากผลการศึกษาของ Tiehm et al. (1999) พบว่าน้ำทิ้งชุมชนมีขนาดอนุภาคของ COD น้อยกว่า 0.1 ไมโครเมตรถึงร้อยละ 86 ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำจึงสามารถผ่านเมมเบรนออกมาได้ สอดคล้องกับผลการศึกษาในตารางที่ 4.8 จะเห็นได้ว่าน้ำเข้าของระบบ UF มีค่า COD อยู่ในช่วง 33.94-83.00 mg/L และมีค่า DOC อยู่ในช่วง 8.76-16.20 mg/L ซึ่งเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนที่จะละลายน้ำและมีขนาดเล็ก (ผ่านกระดาษกรองขนาด 0.45 ไมโครเมตร) และมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด DOC เพียงร้อยละ 19.68 แสดงว่ามีสารอินทรีย์ละลายน้ำส่วนใหญ่สามารถผ่านเมมเบรนออกมาได้ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ DOC ของระบบ UF ต่ำ และจากผลการศึกษาปริมาณโลหะหนัก 9 ชนิดในน้ำออกดังแสดงในตารางที่ 4.9 พบว่าน้ำออกจากระบบ UF มีปริมาณของ Cr, Mn, Fe, As และ Pb เกินค่ามาตรฐานในการนำไปใช้ป็นน้ำประปา และนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำที่ใช้ในการซักโครก และเมื่อเปรียบเทียบกับระบบ CF พบว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น, สี, COD, DOC, Total Coliform และ Fecal Coliform สูงกว่าระบบ UF

ตารางที่ 4.8 ผลของระบบ UF ต่อคุณลักษณะน้ำ

Parameters	Units	Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Mean±SD	Min-Max	Mean±SD	Min-Max	Mean±SD
pH	-	7.28-8.99	7.60±0.39	7.16-8.81	7.48±0.34	-	-
Conductivity	μS/cm	672-763	720±24.40	674-768	731±24.80	-	-
Turbidity	NTU	8.68-18.30	12.85±2.60	4.42-9.76	6.29±1.74	35.85-74.20	50.55±9.64
Color	Pt-Co	130-208	169±23.06	78-148	112±22.48	19.74-53.19	33.49±8.70
COD	mg/L	33.94-83.00	55.26±14.23	28.12-69.00	44.12±12.55	11.54-32.69	20.29±6.36
DOC	mg/L	8.76-16.20	12.48±2.53	6.58-13.49	10.02±2.06	14.31±31.38	19.68±4.95
Total Coliform	CFU/100 mL	193333-269333	229555±38124	48000-190667	170222±21389	23.45-29.21	25.52±3.20
Fecal Coliform	CFU/100 mL	4833-32667	14533±13089	2200-5233	3337±1471	53.59-85.84	66.60±14.69



รูปที่ 4.15 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ UF

ตารางที่ 4.9 ปริมาณโลหะหนักในน้ำเข้าและออกจากระบบ UF

ธาตุ	Units	Influence		Effluence	
		Min-Max	Mean± SD	Min-Max	Mean± SD
Cr	mg/L	0.0627 - 0.0962	0.0720 ± 0.01	0.0621 - 0.0719	0.0678 ± 0.00
Mn	mg/L	1.3831 - 2.3424	1.9140 ± 0.39	0.5267 - 0.8365	0.6666 ± 0.13
Fe	mg/L	1.2876 - 3.3977	1.9685 ± 0.84	0.6908 - 1.1347	0.8784 ± 0.18
Cu	mg/L	0.0118 - 0.0162	0.0135 ± 0.00	0.0196 - 0.0280	0.0221 ± 0.00
Zn	mg/L	0.6680 - 0.7906	0.7334 ± 0.05	0.5953 - 0.7165	0.6359 ± 0.05
As	mg/L	0.0213 - 0.0227	0.0220 ± 0.00	0.0179 - 0.0220	0.0202 ± 0.00
Se	mg/L	0.0005 - 0.0012	0.0007 ± 0.00	0.0004 - 0.0011	0.0007 ± 0.00
Cd	mg/L	0.0023 - 0.0288	0.0106 ± 0.01	0.0014 - 0.0049	0.0031 ± 0.00
Pb	mg/L	0.0572 - 0.3996	0.1469 ± 0.14	0.0661 - 0.1740	0.1037 ± 0.04

4.2.3 ทางเลือกที่ 3 ระบบร่วมระหว่าง CF+UF

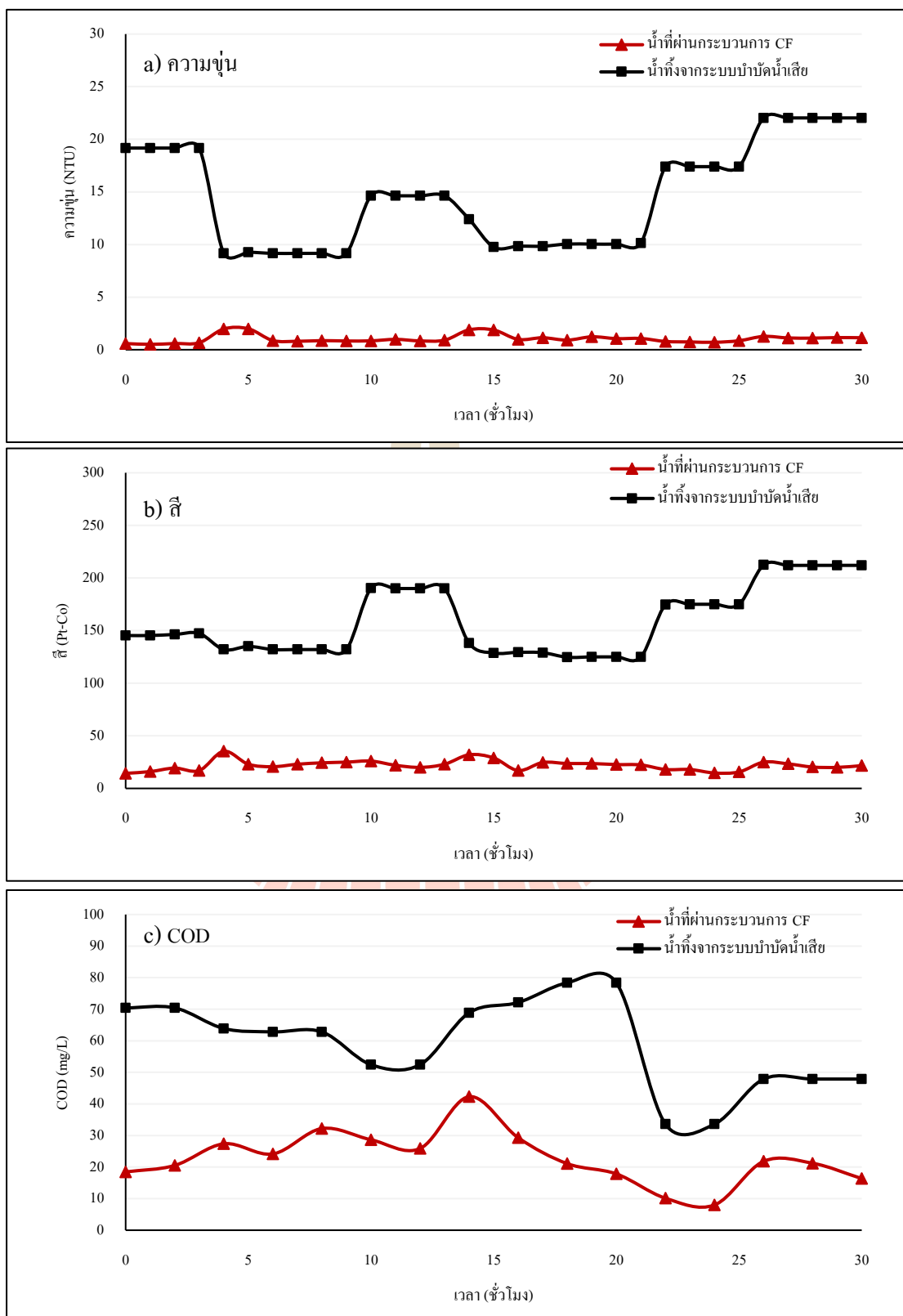
ในการศึกษาระบบร่วมระหว่าง CF+UF โดยนำสภาวะที่เหมาะสมที่ได้จากการศึกษาในหัวข้อ 4.2.1.1 ของระบบ CF และ หัวข้อ 4.2.2.1 ของระบบ UF มาใช้ในการเดินระบบร่วม และทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบร่วม CF+UF

4.2.3.1 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของระบบร่วม CF+UF

การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของระบบร่วม CF+UF จะนำน้ำที่เข้ามาผ่านระบบ CF ก่อน หลังจากนั้นจึงนำมาผ่านระบบ UF ซึ่งสภาวะที่เหมาะสมของระบบ CF คือ ใช้ PACl และ Cation Polymer ที่ความเข้มข้นเท่ากับ 68.64 mg/L และ 3.18 mg/L และสภาวะที่เหมาะสมของระบบ UF คือ ใช้เพอมีเอทฟลักซ์ 80 L/m².h ที่สัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 75:25 โดยเดินระบบเป็นระยะเวลา 30 ชั่วโมง ผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4.16

4.2.3.2 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบร่วม CF+UF

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพของระบบร่วม CF+UF พบว่าลักษณะน้ำเข้าระบบมีค่า pH อยู่ในช่วง 7.40-7.64 ค่าความขุ่น สี COD และ DOC เฉลี่ยเท่ากับ 12.89 NTU 148 Pt-Co 62.18 mg/L และ 8.35 mg/L ตามลำดับ ปริมาณ Total Coliform และ Fecal Coliform มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 253,400 และ 15,873 CFU/100 mL และลักษณะน้ำออกจากระบบมี pH อยู่ในช่วง 6.68-7.17 ค่าความขุ่น สี COD และ DOC เฉลี่ยเท่ากับ 0.38 NTU 12 Pt-Co 15.20 mg/L และ 4.54 mg/L ตามลำดับ ปริมาณ Total Coliform และ Fecal Coliform มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 83 และ 33 CFU/100 mL ดังแสดงในตารางที่ 4.10

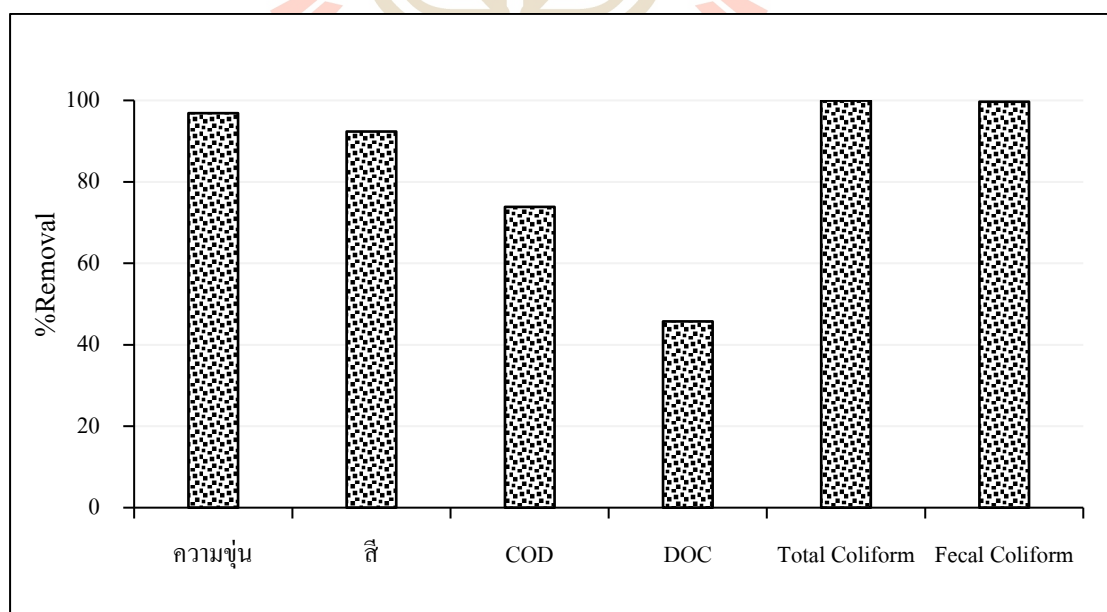


รูปที่ 4.16 ค่าความขุ่น สี และ COD ของน้ำทิ้งก่อนและหลังผ่านระบบรวม CF+UF

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น, สี, COD, DOC, Total Coliform และ Fecal Coliform พบว่าระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น, สี, COD, DOC, Total Coliform และ Fecal Coliform เฉลี่ยเท่ากับ 96.64 ± 1.70 , 91.49 ± 2.57 , 74.39 ± 11.82 , 45.73 ± 6.73 , 99.96 ± 0.04 และ 99.68 ± 0.25 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพในการกำจัด Total Coliform สูงสุด รองลงมาได้แก่ Fecal Coliform, ความขุ่น, สี, COD และ DOC ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.17

ตารางที่ 4.10 คุณลักษณะน้ำที่ผ่านระบบรวม CF+UF

Parameters	Units	Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Mean \pm SD	Min-Max	Mean \pm SD	Min-Max	Mean \pm SD
pH	-	7.40-7.64	7.54 \pm 0.06	6.68-7.17	6.82 \pm 0.15	-	-
Conductivity	μ S/cm	670-719	693 \pm 17.93	699-793	757 \pm 26.99	-	-
Turbidity	NTU	9.16-19.17	12.89 \pm 4.07	0.25-0.66	0.38 \pm 0.12	93.27-98.70	96.64 \pm 1.70
Color	Pt-Co	129-190	148 \pm 23.93	5-18	12 \pm 2.93	86.01-96.05	91.49 \pm 2.57
COD	mg/L	52.43-70.43	62.18 \pm 7.42	7.18-15.20	15.20 \pm 5.62	59.79-89.81	74.39 \pm 11.82
DOC	mg/L	7.43-9.19	8.35 \pm 0.67	3.11-5.98	4.54 \pm 0.73	33.05-58.41	45.73 \pm 6.73
Total Coliform	CFU/100 mL	145667-382667	253400 \pm 106533	13-223	83 \pm 90.20	99.90-99.99	99.96 \pm 0.04
Fecal Coliform	CFU/100 mL	7533-29133	15873 \pm 8834	23-43	33 \pm 9.81	99.42-99.91	99.68 \pm 0.25



รูปที่ 4.17 ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบรวม CF+UF

จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าระบบร่วม CF+UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดเชื้อจุลินทรีย์ ความขุ่น และสีสูง สอดคล้องกับงานวิจัยของ Bergamasco et al. (2011) เนื่องจากอนุภาคคอลลอยด์ ที่ทำให้เกิดความขุ่นและสีสามารถตกตะกอนได้ดีด้วยระบบ CF และเชื้อจุลินทรีย์จะเกาะติดกับ กลุ่มของตะกอนคอลลอยด์และแยกตัวออกจากน้ำทำให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง และเมื่อนำมาผ่านระบบ UF อนุภาคส่วนที่ตกตะกอนได้ไม่ดี และมีขนาดใหญ่กว่ารูพรุนของ เมมเบรนจะติดอยู่ที่ผิวหน้าของเมมเบรน ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น สี และ เชื้อจุลินทรีย์สูงกว่าระบบ UF และ CF ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัด COD มีค่าต่ำกว่าพารามิเตอร์ อื่น ๆ เนื่องจากมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตกตะกอนได้ยากเหลืออยู่ในน้ำหลังผ่านระบบ CF และเมื่อนำมาผ่านระบบ UF สารอินทรีย์ละลายน้ำส่วนหนึ่งจะสามารถผ่านเมมเบรนออกมาได้ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ยังคงต่ำ และจากผลการศึกษาปริมาณโลหะหนัก 16 ชนิด ในน้ำออกดังแสดงในตารางที่ 4.11 พบว่าน้ำออกจากระบบร่วม CF+UF มีปริมาณของ Cr, Mn, Fe และ Pb เกินค่ามาตรฐานในการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา และการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำ ที่ใช้ในการชักโครก

ตารางที่ 4.11 ปริมาณโลหะหนักในน้ำเข้าและออกจากระบบ CF+UF

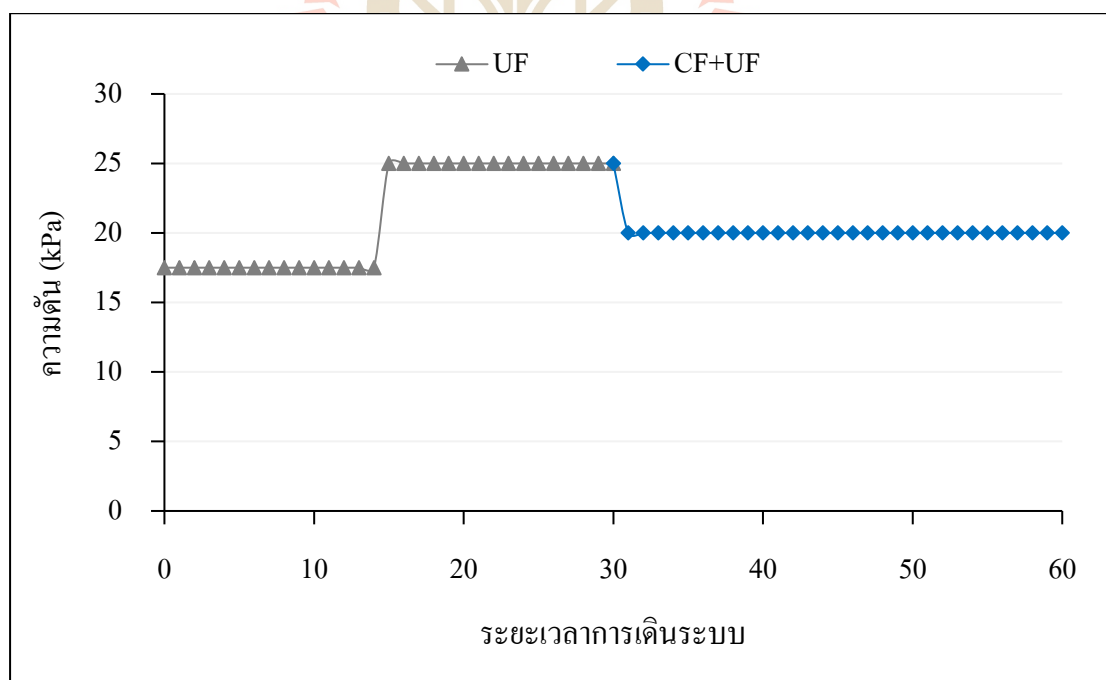
ธาตุ	Units	Influence		Effluence	
		Min-Max	Mean± SD	Min-Max	Mean± SD
Cr	mg/L	0.0527 - 0.0557	0.0514 ± 0.00	0.0534 - 0.0552	0.0543 ± 0.00
Mn	mg/L	2.0288 - 3.3438	2.3874 ± 0.71	2.0069 - 2.7302	2.8740 ± 0.36
Fe	mg/L	0.8895 - 3.5307	1.6613 ± 1.07	0.3859 - 0.8988	0.5147 ± 0.22
Cu	mg/L	0.0168 - 0.2334	0.0763 ± 0.09	0.0151 - 0.0246	0.0191 ± 0.00
Zn	mg/L	0.5160 - 0.7593	0.6795 ± 0.10	0.6200 - 0.9594	0.8134 ± 0.12
As	mg/L	0.0143 - 0.0182	0.0161 ± 0.00	0.0125 - 0.0148	0.0138 ± 0.00
Se	mg/L	0.0003 - 0.0003	0.0003 ± 0.00	0.0002 - 0.0003	0.0003 ± 0.00
Cd	mg/L	0.0010 - 0.0011	0.0011 ± 0.00	0.0019 - 0.0024	0.0021 ± 0.00
Pb	mg/L	0.0858 - 0.2047	0.1177 ± 0.05	0.0859 - 0.3499	0.1752 ± 0.11

จากผลการศึกษาการใช้ระบบ CF ร่วมกับระบบ UF จะเป็นการลดการอุดตันของระบบ UF โดยพบว่าตลอดระยะเวลาการเดินระบบร่วม CF+UF ค่าความดันมีค่าค่อนข้างคงที่ไม่เปลี่ยนแปลง โดยมีค่าความดันเท่ากับ 20 kPa และเมื่อนำไปเปรียบเทียบกับการเดินระบบ UF แบบเดี่ยว พบว่าค่าความดันของระบบ UF เพิ่มสูงขึ้นจาก 17 เป็น 25 kPa ในขณะที่การเดินระบบร่วม CF+UF มีค่าคงที่เท่ากับ 20 kPa ตลอดระยะเวลาการเดินระบบ ดังแสดงในรูปที่ 4.18

ดังนั้น ระบบร่วม CF+UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น, สี, COD, DOC, Total Coliform และ Fecal Coliform สูงกว่าระบบ CF และ UF เพียงแบบเดี่ยว โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น สี และเชื้อจุลินทรีย์มากกว่าร้อยละ 90 มีประสิทธิภาพการกำจัด COD และ DOD เหลือร้อยละ 70 และ 45 ตามลำดับ และการใช้ระบบ CF เป็น Pre-treatment จะช่วยยืดอายุการใช้งานของเมมเบรนและลดการอุดตันของระบบ UF ได้

4.3 การเปรียบเทียบทางเลือกการบำบัดน้ำทิ้งของทั้ง 3 ทางเลือก

ในการเปรียบเทียบทางเลือกของทั้ง 3 ระบบ จะทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ และคุณภาพของน้ำที่ผ่านการบำบัด เพื่อนำข้อมูลไปใช้ในการประเมินทางเลือกด้านวิศวกรรม



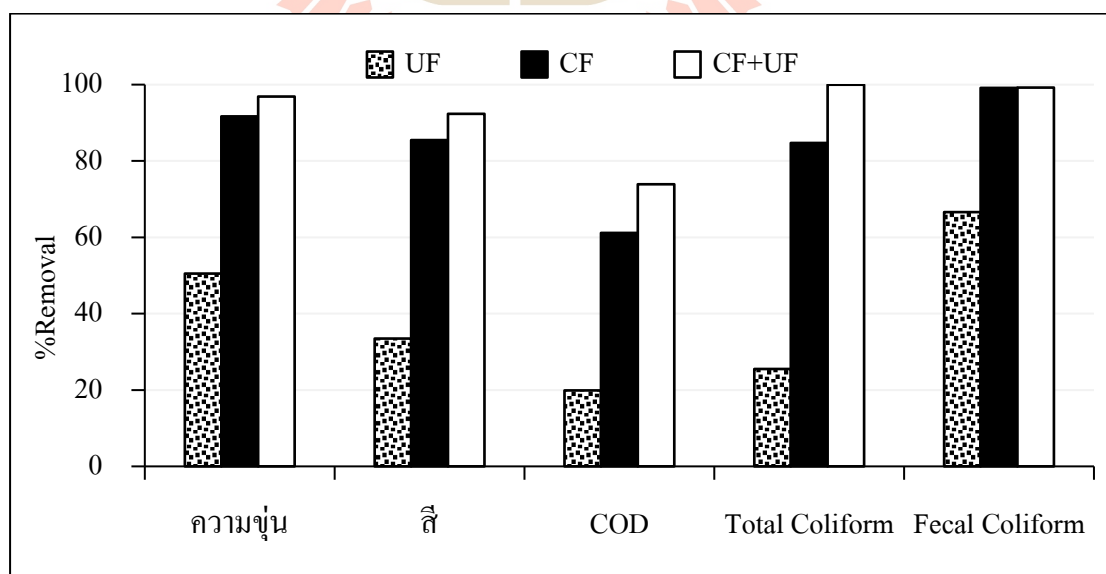
รูปที่ 4.18 ค่าความดันระหว่างการเดินระบบ UF และ CF+UF

4.3.1 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ

จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดของทั้ง 3 ทางเลือก ซึ่งลักษณะน้ำทิ้งที่นำมาบำบัดมีปริมาณความขุ่น, สี, COD, Total Coliform และ Fecal Coliform ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} > 0.05$) รายละเอียดผลการทดสอบดังแสดงในภาคผนวก ก. จากผลการศึกษา พบว่าระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด รองลงมาได้แก่ ระบบ CF และ UF ตามลำดับ และเมื่อนำข้อมูลไปทดสอบทางสถิติด้วย One Way ANOVA พบว่ามีค่าประสิทธิภาพในการบำบัดแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} < 0.05$) ดังแสดงในตารางที่ 4.12 และรูปที่ 4.19

ตารางที่ 4.12 ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบหมุนเวียนน้ำทิ้ง 3 ทางเลือก

พารามิเตอร์	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)			p-value
	UF	CF	CF+UF	
ความขุ่น	50.55	91.64	96.64	0.000
สี	33.49	85.50	91.49	0.000
COD	20.29	61.15	74.39	0.000
Total Coliform	25.52	84.73	99.96	0.000
Fecal Coliform	66.60	99.15	99.68	0.000



รูปที่ 4.19 ประสิทธิภาพในการบำบัดของทั้ง 3 ทางเลือก

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและสี พบว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีเฉลี่ยร้อยละ 91.64 และ 85.50 ตามลำดับ ระบบ UF มีประสิทธิภาพเฉลี่ยร้อยละ 50.55 และ 33.49 ตามลำดับ ระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพเฉลี่ยร้อยละ 96.64 และ 91.49 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ CF และ UF จะเห็นได้ว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าระบบ UF เนื่องจากระบบ CF เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการตกตะกอนสารแขวนลอยในน้ำ โดยอาศัยการทำลายเสถียรภาพของสารแขวนลอย ทำให้สามารถรวมกลุ่มกันและตกตะกอนออกจากน้ำได้ ดังนั้น อนุภาคคอลลอยด์และสารอินทรีย์มีสีกลุ่ม Humic ที่เป็นสารกลุ่มไม่ชอบน้ำจะถูกทำลายเสถียรภาพได้ง่าย จึงสามารถตกตะกอนออกจากน้ำได้ดี ส่งผลให้มีประสิทธิภาพการบำบัดสูง (Julie et al., 2004; มั่นสิน ตันฑุลเวศม์, 2542) ส่วนระบบ UF เป็นระบบที่มีความสามารถในการแยกสารของเมมเบรนขึ้นอยู่กับขนาดรูพรุน อนุภาคที่มีขนาดใหญ่จะไม่สามารถผ่านเมมเบรนออกมาได้ ซึ่งการศึกษารุ่นนี้ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนขนาด 2-20 นาโนเมตร และอนุภาคคอลลอยด์ในน้ำมีขนาด 1 นาโนเมตร ถึง 1 ไมโครเมตร (มั่นสิน ตันฑุลเวศม์, 2542) อนุภาคบางส่วนมีขนาดเล็กกว่ารูพรุนของเมมเบรนทำให้สามารถหลุดลอดผ่านเมมเบรนออกมาได้ ส่งผลให้มีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำกว่าระบบ CF ส่วนระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสีมากกว่าร้อยละ 90 เนื่องจากอนุภาคคอลลอยด์ที่ทำให้เกิดความขุ่นและสีสามารถตกตะกอนได้ดีด้วยระบบ CF และเมื่อนำมาผ่านระบบ UF อนุภาคส่วนที่ตกตะกอนได้ไม่ดี และมีขนาดใหญ่กว่ารูพรุนของเมมเบรนจะติดอยู่ที่ผิวหน้าของเมมเบรนทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้นและสูงกว่าการใช้ระบบ UF และ CF เพียงแบบเดียว

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD และ DOC พบว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ DOC เฉลี่ยร้อยละ 61.15 และ 40.78 ตามลำดับ ระบบ UF มีประสิทธิภาพเฉลี่ยร้อยละ 20.29 และ 19.68 ตามลำดับ ระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพเฉลี่ยร้อยละ 74.39 และ 45.73 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ CF และ UF จะเห็นได้ว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าระบบ UF เนื่องจากในน้ำทิ้งชุมชนมีขนาดอนุภาคของ COD น้อยกว่า 0.1 ไมโครเมตรถึงร้อยละ 86 ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำจึงสามารถผ่านเมมเบรนออกมาได้ (Tiehm et al., 1999) จากคุณสมบัติของเมมเบรนที่ใช้ในการศึกษารุ่นนี้มีช่วงน้ำหนักโมเลกุลที่กักกันสาร (MWCO) 20,000 ดาร์ตัน ซึ่งสารอินทรีย์มี MWCO 30-500 ดาร์ตัน และมีขนาด 0.3-0.8 นาโนเมตร (Mulder et al., 1996) ทำให้สามารถหลุดลอดผ่านเมมเบรนออกมาได้ ส่งผลให้มีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ ส่วนระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าการใช้ระบบ UF และ CF เพียงแบบเดียว เนื่องจากสารอินทรีย์บางส่วนถูกตกตะกอนด้วย

ระบบ CF และเมื่อนำมาผ่านระบบ UF สารอินทรีย์ส่วนที่มีขนาดใหญ่กว่ารูพรุนของเมมเบรน และมี MWCO สูงกว่า 20,000 ดาร์ตัน จะติดอยู่ที่ผิวหน้าของเมมเบรนทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้น

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด Total Coliform และ Fecal Coliform พบว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพเฉลี่ยร้อยละ 84.73 และ 99.15 ตามลำดับ ระบบ UF มีประสิทธิภาพเฉลี่ยร้อยละ 25.52 และ 66.60 ตามลำดับ ระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพเฉลี่ยร้อยละ 99.96 และ 99.68 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ CF และ UF จะเห็นได้ว่าระบบ CF มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าระบบ UF เนื่องจากเมื่อมีการตกตะกอนคอลลอยด์ในน้ำ เชื้อจุลินทรีย์จะเกาะติดกับอนุภาคคอลลอยด์ที่รวมตัวกันจากกลไกการทำงานของระบบ CF และตกตะกอนออกจากน้ำ (Lee et al., 2017) ทำให้มีมีประสิทธิภาพในการกำจัด Total Coliform และ Fecal Coliform สูง ส่วนระบบ UF เมื่อทำการเดินระบบเป็นระยะเวลาสั้น และปล่อยให้เกิดการเจริญเติบโตของเชื้อจุลินทรีย์ จะทำให้เกิดปัญหาการอุดตันของเมมเบรนและเชื้อจุลินทรีย์สามารถหลุดลอดผ่านเมมเบรนออกไปได้ (มันลิน ตันทุลเวสม์, 2542) ประสิทธิภาพการบำบัดจึงต่ำกว่าระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง เนื่องจากเชื้อจุลินทรีย์จะตกตะกอนออกจากน้ำด้วยระบบ CF และส่วนที่มีขนาดใหญ่กว่ารูพรุนของเมมเบรนจะติดอยู่ที่ผิวหน้าของเมมเบรนทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าระบบ UF และ CF เพียงแบบเดียว

4.3.2 การเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายของระบบ

ในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการหมุนเวียนน้ำทิ้งของมทส. ซึ่งมีอัตราการหมุนเวียนน้ำประมาณร้อยละ 20 ของปริมาณน้ำใช้ทั้งหมด คิดเป็นปริมาณน้ำหมุนเวียนอยู่ในช่วง 700-1000 m³/d ดังนั้น ในการเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายครั้งนี้จึงใช้เป็นเกณฑ์ปริมาณการหมุนเวียนน้ำ จากการคำนวณค่าใช้จ่ายของระบบ CF และ UF โดยใช้สมการในตารางที่ 3.10

จากการศึกษาของ Guo et al. (2014) ได้ทำการศึกษาข้อมูลค่าใช้จ่ายของระบบ CF ในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ โดยแบ่งค่าใช้จ่ายออกเป็น 2 ส่วน คือ ค่าลงทุนในการก่อสร้างระบบ และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุง ค่าลงทุนในการก่อสร้างประกอบด้วย ค่าใช้จ่ายเกี่ยวกับ ท่อ วาล์ว ระบบจ่ายสารเคมี เครื่องมือและอุปกรณ์ในการควบคุมระบบ เป็นต้น ค่าเดินระบบและค่าซ่อมบำรุงประกอบไปด้วย ค่าสารเคมีที่ใช้ในการตกตะกอน ค่าไฟฟ้า ค่าใช้จ่ายในการซ่อมบำรุง และค่าแรงงาน เป็นต้น การประเมินค่าใช้จ่ายสำหรับการลงทุนก่อสร้างระบบ และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุง สามารถคำนวณได้ดังสมการในตารางที่ 3.10 พบว่าระบบ CF มีค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบเท่ากับ 0.31 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ค่าใช้จ่ายในการเดิน

ระบบและซ่อมบำรุงเท่ากับ 0.48 บาทต่อลูกบาศก์เมตร รวมค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบ CF และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุงเท่ากับ 0.79 บาทต่อลูกบาศก์เมตร

จากการศึกษาของ Guo et al. (2014) ได้ทำการศึกษาข้อมูลค่าใช้จ่ายของระบบ UF ในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ โดยแบ่งค่าใช้จ่ายออกเป็น 2 ส่วน คือ ค่าลงทุนในการก่อสร้างระบบและค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุงประกอบด้วยค่าลงทุนในการก่อสร้างระบบ ค่าไฟฟ้า ค่าซ่อมบำรุง ค่าสารเคมีในการล้างทำความสะอาดเมมเบรน ค่าจ้างแรงงาน เป็นต้น สามารถคำนวณค่าใช้จ่ายได้ดังสมการในตารางที่ 3.10 พบว่าระบบ UF มีค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบเท่ากับ 38.08 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุงเท่ากับ 4.50 บาทต่อลูกบาศก์เมตร รวมค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบ UF และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุงเท่ากับ 42.58 บาทต่อลูกบาศก์เมตร

สำหรับระบบร่วม CF+UF โดยมีระบบ CF เป็น Pre-treatment ในการบำบัดน้ำก่อนเข้าสู่ระบบ UF ในการศึกษาครั้งนี้จึงคิดค่าใช้จ่ายโดยอ้างอิงจากงานวิจัยที่กล่าวมาแล้วข้างต้นดังนี้ ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบ และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุง คือ ค่าใช้จ่ายของระบบ CF รวมกับระบบ UF โดยมีค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบเท่ากับ 38.39 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุงเท่ากับ 4.98 บาทต่อลูกบาศก์เมตร รวมค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบร่วม CF+UF และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุงเท่ากับ 43.37 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ดังนั้น จะเห็นได้ว่าระบบร่วม CF+UF มีค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบ ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและซ่อมบำรุงสูงที่สุด รองลงมาได้แก่ระบบ UF และ CF ตามลำดับ

4.3.3 การเปรียบเทียบคุณภาพน้ำของทั้ง 3 ทางเลือกเพื่อนำไปใช้ประโยชน์ในด้านต่าง ๆ

เมื่อนำคุณภาพน้ำออกจากระบบต่าง ๆ มาเปรียบเทียบกับมาตรฐานในการนำไปใช้ประโยชน์ 4 ด้าน คือ น้ำประปา น้ำใช้ในการซักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม พบว่าระบบร่วม CF+UF มีคุณภาพน้ำผ่านมาตรฐานทั้ง 4 ด้าน คือ มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำประปา น้ำใช้ในการซักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม ระบบ CF ผ่านมาตรฐาน 3 ด้าน เนื่องจากมีค่าสีเกินค่ามาตรฐานสำหรับการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา ดังแสดงในตารางที่ 4.13 ดังนั้นระบบ CF มีค่าคุณภาพน้ำผ่านมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำใช้ในการซักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม และระบบ UF ผ่านมาตรฐาน 2 ด้าน เนื่องจากมีค่าความขุ่นและสีเกินค่ามาตรฐานในการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปาและน้ำใช้ในการซักโครก ดังนั้นจะเห็นได้ว่าระบบ UF มีค่าคุณภาพน้ำผ่านมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม ดังสรุปในตารางที่ 4.14

ตารางที่ 4.13 เปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่และมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ของทั้ง 3 ทางเลือก

พารามิเตอร์	หน่วย	คุณภาพน้ำทั้ง 3 ทางเลือก			มาตรฐาน			
		CF	UF	CF+UF	ประปา WHO (2011)	ชักโครก Rodrigues (2002)	การเกษตร US EPA (2004)	ภูมิทัศน์ Rodrigues (2002)
pH	-	6.73	7.48	6.82	6.5-8.5	6-9	6-9	6-9
Turbidity	NTU	1.04	6.29	0.38	4	5	-	10
Color	Pt-Co	22	112	12	15	-	-	-
TSS	mg/L	17.50	10.4	11.54	-	-	20	-
TDS	mg/L	468	474	478	1000	-	1500	1000

ตารางที่ 4.14 คุณภาพน้ำที่ผ่านมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ของทั้ง 3 ทางเลือก

การนำไปใช้ประโยชน์	น้ำประปา	น้ำชักโครก	ปรับภูมิทัศน์	การเกษตร
UF	x	x	/	/
CF	x	/	/	/
CF+UF	/	/	/	/

4.4 การประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ

การประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำจะพิจารณาโดยใช้การประเมินทางด้านวิศวกรรม ร่วมกับการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพ เพื่อให้การประเมินครอบคลุมปัจจัยที่มีผลต่อการตัดสินใจเลือกทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำมากยิ่งขึ้น

4.4.1 ประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม

การประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมจะใช้กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (Analytic Hierarchy Process: AHP) เข้ามาช่วยในการตัดสินใจเลือกทางเลือกที่เหมาะสม โดยในการตัดสินใจเลือกทางเลือกที่เหมาะสมต้องมีการกำหนดค่าความสำคัญในแต่ละเกณฑ์ในการศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเลือกทางเลือกที่เหมาะสมในการหมุนเวียนน้ำ ซึ่งมี 3 ทางเลือก คือ ทางเลือกที่ 1 ระบบ CF, ทางเลือกที่ 2 ระบบ UF และทางเลือกที่ 3 ระบบร่วม CF+UF โดยกำหนดเกณฑ์หลักที่ใช้ในการพิจารณา คือ ประโยชน์ในการนำน้ำไปใช้ ประสิทธิภาพในการบำบัด และค่าใช้จ่ายของแต่ละทางเลือก ซึ่งในแต่ละเกณฑ์หลักจะประกอบไปด้วยเกณฑ์รองที่นำมาใช้ประกอบในการประเมินเช่นกันดังแสดงในรูปที่ 3.8

4.4.1.1 ขั้นตอนการหาค่าความสำคัญของเกณฑ์หลัก

การหาค่าความสำคัญต้องมีการเปรียบเทียบเป็นคู่โดยใช้เกณฑ์การเปรียบเทียบดังแสดงในตารางที่ 4.15 ซึ่งการศึกษาครั้งนี้จะใช้เกณฑ์การเปรียบเทียบ 1-5 จากนั้นเปรียบเทียบความสำคัญที่ละคู่ โดยการศึกษาครั้งนี้ให้ความสำคัญของคุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์มากที่สุด รองลงมาได้แก่ ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ และค่าใช้จ่าย เนื่องจากว่าคุณภาพน้ำส่งผลกระทบต่อสุขภาพของผู้ใช้น้ำ เช่นเดียวกับงานวิจัยของ Yimrattanabavorn et al. (2018) ได้กำหนดให้ค่าน้ำหนักความสำคัญของการนำไปใช้ประโยชน์มากที่สุด ดังนั้น จึงให้ความสำคัญกับคุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์มากที่สุด ในการหาค่าความสำคัญต้องหาทั้งเกณฑ์หลักและเกณฑ์รอง โดยจะยกตัวอย่างการคำนวณหาค่าความสำคัญของเกณฑ์หลักอย่างละเอียด ซึ่งประกอบไปด้วย 2 ขั้นตอน

1. สร้างตารางเมตริกซ์เปรียบเทียบเกณฑ์หลักที่ใช้ในการตัดสินใจเป็นคู่ จากผลการเปรียบเทียบเป็นคู่ดังแสดงในตารางที่ 4.16 จะเห็นว่าในแนวเส้นทแยงมุมประกอบไปด้วยเลข 1 เท่านั้น เนื่องจากเป็นจุดที่เกณฑ์แต่ละเกณฑ์เปรียบเทียบกับตนเองจึงมีความสำคัญเท่ากัน ส่วนพื้นที่สีเทาเป็นการเปรียบเทียบ 2 เกณฑ์ที่แตกต่างกัน

-แถวที่ 2 คอลัมน์ที่ 3 เป็นการเปรียบเทียบความสำคัญของคุณภาพน้ำและประสิทธิภาพจะเห็นได้ว่ามีค่าเท่ากับ 3 หมายความว่าคุณภาพน้ำมีความสำคัญกว่าประสิทธิภาพในระดับปานกลาง

-แถวที่ 2 คอลัมน์ที่ 4 เป็นการเปรียบเทียบความสำคัญของคุณภาพน้ำและค่าใช้จ่ายจะเห็นได้ว่ามีค่าเท่ากับ 5 หมายความว่าคุณภาพน้ำมีความสำคัญกว่าค่าใช้จ่ายในระดับมาก

-แถวที่ 3 คอลัมน์ที่ 4 เป็นการเปรียบเทียบความสำคัญของประสิทธิภาพการบำบัดและค่าใช้จ่ายจะเห็นได้ว่ามีค่าเท่ากับ 3 หมายความว่าประสิทธิภาพการบำบัดมีความสำคัญกว่าค่าใช้จ่ายในระดับปานกลาง (พื้นที่ที่อยู่ใต้เส้นทแยงมุมค่าจะเป็นส่วนกลับของเกณฑ์ที่จับคู่เหมือนกัน)

ตารางที่ 4.15 เกณฑ์การเปรียบเทียบเป็นคู่ (Saaty, 2003)

เกณฑ์	ความหมาย	คำอธิบาย
1	ความสำคัญเท่ากัน	ทั้ง 2 เกณฑ์มีความสำคัญเท่ากัน
3	ความสำคัญกว่าปานกลาง	เกณฑ์หนึ่งสำคัญกว่าอีกเกณฑ์หนึ่งอยู่ในระดับปานกลาง
5	ความสำคัญกว่ามาก	เกณฑ์หนึ่งสำคัญกว่าอีกเกณฑ์หนึ่งอยู่ในระดับมาก
7	ความสำคัญกว่ามากที่สุด	เกณฑ์หนึ่งสำคัญกว่าอีกเกณฑ์หนึ่งอยู่ในระดับมากที่สุด
9	ความสำคัญกว่าสูงสุด	เกณฑ์หนึ่งสำคัญกว่าอีกเกณฑ์หนึ่งอยู่ในระดับสูงสุด
2, 4, 6, 8	ระหว่างเกณฑ์ข้างต้น	อยู่ระหว่างเกณฑ์ที่กล่าวมาข้างต้น

2. คำนวณค่าน้ำหนักความสำคัญของเกณฑ์การประเมิน โดยทำการปรับผลรวมของแต่ละคอลัมน์ในตารางที่ 4.16 ให้เท่ากับ 1

-โดยนำค่าที่ได้จากการเปรียบเทียบในตารางที่ 4.16 หาค่าด้วยผลรวมของการเปรียบเทียบ เช่น การเปรียบเทียบคุณภาพน้ำและคุณภาพน้ำมีค่าเท่ากับ 1 เมื่อนำไปหารด้วยผลรวมที่มีค่าเท่ากับ 1.53 ได้เท่ากับ 0.65 ดังแสดงตารางที่ 4.17

-จากนั้นรวมผลลัพธ์ในแนวตั้งจะมีค่าเท่ากับ 1 ทั้งหมด

-แถบสีเทาเป็นหาค่าเฉลี่ยในแนวนอนจะได้ค่าน้ำหนักความสำคัญของแต่ละเกณฑ์

4.4.1.2 ขั้นตอนการหาค่าความสอดคล้องกันของเหตุผล

การคำนวณความสอดคล้องกันของเหตุผล (Concurrency Reasonable; C.R.) เป็นการตรวจสอบว่าผลลัพธ์ที่ได้ในตารางที่ 4.17 นั้นมีความถูกต้องและสอดคล้องกันของเหตุผลหรือไม่ขั้นตอนในการคำนวณค่า C.R. มีดังนี้

-นำค่าที่เปรียบเทียบในแต่ละเกณฑ์ (ตารางที่ 4.16) มารวมกับผลลัพธ์ของตารางที่ 4.17 จะได้ตารางที่ 4.18

-ทำการคูณเมตริกซ์ดังแสดงในตารางที่ 4.19 ผลลัพธ์ที่ได้แสดงดังตารางที่ 4.20

-จากนั้นนำผลรวมในแนวนอนหารด้วยค่าน้ำหนักสำคัญดังแสดงในตารางที่ 4.21

ตารางที่ 4.16 การเปรียบเทียบเป็นคู่ของเกณฑ์หลัก

เกณฑ์	คุณภาพน้ำ	ประสิทธิภาพ	ค่าใช้จ่าย
คุณภาพน้ำ	1	3	5
ประสิทธิภาพ	1/3	1	3
ค่าใช้จ่าย	1/5	1/3	1
รวม	1.53	4.33	9.00

ตารางที่ 4.17 น้ำหนักความสำคัญของเกณฑ์หลัก

เกณฑ์	คุณภาพน้ำ	ประสิทธิภาพ	ค่าใช้จ่าย	ค่าความสำคัญ
คุณภาพน้ำ	0.65	0.69	0.56	0.63
ประสิทธิภาพ	0.22	0.23	0.33	0.26
ค่าใช้จ่าย	0.13	0.08	0.11	0.11
รวม	1	1	1	1

ตารางที่ 4.18 การคำนวณหาค่า C.R.

เกณฑ์	คุณภาพน้ำ	ประสิทธิภาพ	ค่าใช้จ่าย	ค่าความสำคัญ
คุณภาพน้ำ	1	3	5	0.63
ประสิทธิภาพ	1/3	1	3	0.26
ค่าใช้จ่าย	1/5	1/3	1	0.11

ตารางที่ 4.19 การคูณเมตริกซ์ของค่าที่เปรียบเทียบกับน้ำหนักสำคัญ

เกณฑ์	คุณภาพน้ำ	ประสิทธิภาพ	ค่าใช้จ่าย	ค่าความสำคัญ
คุณภาพน้ำ	1 x 0.63	3 x 0.26	5 x 0.11	0.63
ประสิทธิภาพ	1/3 x 0.63	1 x 0.26	3 x 0.11	0.26
ค่าใช้จ่าย	1/5 x 0.63	1/3 x 0.26	1 x 0.11	0.11

ตารางที่ 4.20 ผลลัพธ์จากการคูณเมตริกซ์

เกณฑ์	คุณภาพน้ำ	ประสิทธิภาพ	ค่าใช้จ่าย	ค่าความสำคัญ
คุณภาพน้ำ	0.63	0.78	0.55	0.63
ประสิทธิภาพ	0.21	0.26	0.33	0.26
ค่าใช้จ่าย	0.13	0.09	0.11	0.11

ตารางที่ 4.21 ผลหารในแนวนอนกับน้ำหนักสำคัญ

เกณฑ์	ผลรวมในแนวนอน	น้ำหนักความสำคัญ	ผลหาร
คุณภาพน้ำ	1.96	0.63	3.11
ประสิทธิภาพ	0.80	0.26	3.08
ค่าใช้จ่าย	0.33	0.11	3.00

-การคำนวณหาค่า λ_{\max} ซึ่งเป็นค่าที่ได้จากการนำผลรวมของผลหารในตารางที่ 4.21 หารด้วยจำนวนเกณฑ์ทั้งหมด ($n = 3$)

$$\lambda_{\max} = \text{ผลรวมของผลหาร/จำนวนเกณฑ์}$$

$$\lambda_{\max} = (3.11+3.08+3.00) / 3$$

$$= 3.06$$

-คำนวณหาค่า C.I. เมื่อ $n = 3$ จากสมการ

$$\begin{aligned} \text{C.I.} &= (\lambda_{\max} - n) / (n-1) \\ &= (3.06 - 3) / (3-1) \\ &= 0.03 \end{aligned}$$

-คำนวณหาค่า C.R. จาก $\text{C.R.} = \text{C.I.}/\text{R.I.}$ (ค่า R.I. ดังแสดงในตารางที่ 4.22)

$$\begin{aligned} \text{C.R.} &= 0.03/0.58 \\ &= 0.05 \end{aligned}$$

-การแปลผล ถ้า $\text{C.R.} \leq 0.1$ แสดงว่าค่าของแต่ละเกณฑ์มีความสอดคล้องกันสามารถนำค่าน้ำหนักสำคัญไปใช้ได้ ถ้า $\text{C.R.} > 0.1$ แสดงว่าค่าของแต่ละเกณฑ์ไม่มีความสอดคล้องกัน ต้องปรับค่าหรือให้ค่าแต่ละเกณฑ์ใหม่ เมื่อคำนวณค่า $\text{C.R.} \leq 0.1$ จึงสามารถนำค่าน้ำหนักสำคัญไปใช้งานได้ จากการกำหนดค่าน้ำหนักสำคัญของเกณฑ์หลักที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ นำมาคำนวณหาค่า C.R. ดังแสดงรายละเอียดการคำนวณในหัวข้อที่ 4.4.1.2 ได้ค่า C.R. เท่ากับ 0.05 ซึ่งค่าน้ำหนักสำคัญมีความสอดคล้องกัน ($\text{C.R.} \leq 0.1$) สามารถนำไปใช้ในการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำที่เหมาะสมได้ ดังนั้น จึงกำหนดให้ค่าคุณภาพน้ำมีความสำคัญสูงสุด (0.63) รองลงมาได้แก่ ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ (0.26) และค่าใช้จ่ายของระบบ (0.11) ตามลำดับ

4.4.1.3 ขั้นตอนการหาค่าความสำคัญของเกณฑ์รอง

การคำนวณหาค่าความสำคัญของเกณฑ์รอง แบ่งออกเป็น 3 ด้าน ตามเกณฑ์หลัก คือ ค่าคุณภาพน้ำสำหรับการนำไปใช้ประโยชน์ ประสิทธิภาพการบำบัด และค่าใช้จ่ายของระบบ นำไปคำนวณค่าความสำคัญโดยแยกตามเกณฑ์หลักได้ดังนี้

1. เกณฑ์หลักเรื่องคุณภาพน้ำ มีเกณฑ์รองที่นำมาพิจารณา คือ คุณภาพน้ำหมุนเวียนจากทั้ง 3 ทางเลือก ที่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำประปา น้ำใช้ในการชักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม จากการเปรียบเทียบคุณภาพน้ำออกของทั้ง 3 ทางเลือกกับมาตรฐานในการนำไปใช้ประโยชน์ (ตามตารางที่ 3.8) พบว่าระบบรวม CF+UF มีคุณภาพน้ำผ่านมาตรฐานทั้ง 4 ด้าน คือ มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำประปา น้ำใช้ในการชักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม ระบบ CF ผ่านมาตรฐาน 3 ด้าน

ตารางที่ 4.22 ค่าดัชนีความสอดคล้องตามขนาดของเมตริกซ์ (Random Consistency Index; R.I.)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9
R.I.	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

คือ มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำใช้ในการชักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ใน ด้านเกษตรกรรม และระบบ UF ผ่านมาตรฐาน 2 ด้าน คือ มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้าน น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม ดังแสดงในตารางที่ 4.23 เมื่อทราบว่าในแต่ละ ทางเลือกสามารถนำไปใช้ประโยชน์ด้านใดได้บ้าง จากนั้นรวมจำนวนการนำไปใช้ประโยชน์ใน แนวนอน ดังแสดงในตารางที่ 4.23 ในแต่ละทางเลือกใส่จำนวนการนำไปใช้ประโยชน์ลงใน คอลัมน์ที่ 6 เช่น ระบบรวม CF+UF สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ทั้ง 4 ด้าน ดังนั้น จะเท่ากับ 4 ระบบ CF และ UF เท่ากับ 3 และ 2 ตามลำดับ นำผลรวมในแนวนอนของแต่ละทางเลือกหารด้วย ผลรวมในแนวตั้งของคอลัมน์ที่ 6 เช่น ระบบรวม CF+UF มีค่าเท่ากับ 4/9 มีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.44 ระบบ CF และ UF มีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.33 และ 0.22 ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบ น้ำหนักสำคัญของทั้ง 3 ทางเลือก พบว่าระบบรวม CF+UF มีน้ำหนักสำคัญมากที่สุด (0.44) รองลง ไปได้แก่ ระบบ CF (0.33) และ UF (0.22) ตามลำดับ

2. เกณฑ์หลักเรื่องประสิทธิภาพ มีเกณฑ์รองที่นำมาพิจารณา คือ ประสิทธิภาพการกำจัด ความขุ่น สี COD และ Total Coliform จากการศึกษาประสิทธิภาพทั้ง 3 ทางเลือก พบว่าระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น สี COD และ Total Coliform สูงที่สุด รองลงมา คือ ระบบ CF และ UF ตามลำดับ (ดังกล่าวไว้ในหัวข้อที่ 4.3.1) ในการเปรียบเทียบความสำคัญของ ประสิทธิภาพต้องมีการจัดลำดับของประสิทธิภาพให้อยู่ใน 5 เกณฑ์ ดังแสดงในตารางที่ 4.24 เช่น ประสิทธิภาพการบำบัดอยู่ในช่วงร้อยละ 81-100 ให้เกณฑ์ลำดับความสำคัญเท่ากับ 5 และ ประสิทธิภาพอยู่ในช่วงร้อยละ 61-80, 41-60, 21-40 และ 0-20 มีเกณฑ์ลำดับความสำคัญ 4, 3, 2 และ 1 ตามลำดับ ยกตัวอย่างการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นของระบบรวม CF+UF, CF และ UF มีค่าประสิทธิภาพเท่ากับ 96.64, 91.64 และ 50.55 ตามลำดับ จัดให้อยู่ในเกณฑ์ได้เท่ากับ 5, 5 และ 3 ตามลำดับ นำมาเปรียบเทียบความสำคัญดังแสดงในตารางที่ 4.25 เปรียบเทียบทางเลือก ระบบรวม CF+UF และ CF มีค่าเท่ากับ 1 เนื่องจากทั้ง 2 ทางเลือกมีประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น

ตารางที่ 4.23 เปรียบเทียบน้ำหนักสำคัญของเกณฑ์รองของคุณภาพน้ำสำหรับการนำไปใช้ ประโยชน์

การนำไปใช้	น้ำประปา	น้ำชักโครก	ภูมิทัศน์	การเกษตร	รวม	ค่าความสำคัญ
CF+UF	/	/	/	/	4	0.44
CF	x	/	/	/	3	0.33
UF	x	x	/	/	2	0.22
รวม	1	2	2	3	9	1

อยู่ในช่วงร้อยละ 81-100 เท่ากัน และเปรียบเทียบทางเลือกระบบรวม CF+UF และ UF มีค่าเท่ากับ 3 เนื่องจากประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นของระบบ UF อยู่ในช่วงร้อยละ 41-60 มีค่าห่างกัน 3 ช่วง ดังนั้นระบบรวม CF+UF จึงมีความสำคัญมากกว่าระดับปานกลาง จากนั้นคำนวณหาค่าความสำคัญเช่นเดียวกับหัวข้อที่ 4.4.1.1 ได้ค่าความสำคัญของระบบรวม CF+UF, CF และ UF เท่ากับ 0.43, 0.43 และ 0.14 ตามลำดับ ผลการหาค่าน้ำหนักสำคัญของประสิทธิภาพในการกำจัดสี COD และ Total Coliform ดังแสดงในตารางที่ 4.26-4.28

จากผลการหาค่าความสำคัญของเกณฑ์รองทั้ง 4 ด้าน เมื่อนำมาเฉลี่ยเป็นค่าความสำคัญของประสิทธิภาพ พบว่าระบบรวม CF+UF มีน้ำหนักสำคัญมากที่สุด (0.47) รองลงมาได้แก่ระบบ CF (0.41) และ UF (0.12) ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.29

ตารางที่ 4.24 เกณฑ์การจัดลำดับความสำคัญของประสิทธิภาพในการบำบัด

เกณฑ์	1	2	3	4	5
ช่วงประสิทธิภาพ	0-20	21-40	41-60	61-80	81-100

ตารางที่ 4.25 ค่าความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการกำจัดความขุ่น

ระบบ	CF+UF	CF	UF	ค่าความสำคัญ
CF+UF	1	1	3	0.43
CF	1	1	3	0.43
UF	1/3	1/3	1	0.14

ตารางที่ 4.26 ค่าความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการกำจัดสี

ระบบ	CF+UF	CF	UF	ค่าความสำคัญ
CF+UF	1	1	4	0.44
CF	1	1	4	0.44
UF	1/4	1/4	1	0.11

ตารางที่ 4.27 ค่าความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการกำจัด COD

ระบบ	CF+UF	CF	UF	ค่าความสำคัญ
CF+UF	1	2	4	0.56
CF	1/2	1	3	0.32
UF	1/4	1/3	1	0.12

ตารางที่ 4.28 ค่าความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการกำจัด Total Coliform

ระบบ	CF+UF	CF	UF	ค่าความสำคัญ
CF+UF	1	1	4	0.44
CF	1	1	4	0.44
UF	1/4	1/4	1	0.11

ตารางที่ 4.29 ค่าความสำคัญเฉลี่ยของประสิทธิภาพในการบำบัดแต่ละทางเลือก

ระบบ	ค่าความสำคัญ				ค่าความสำคัญเฉลี่ย
	ความขุ่น	สี	COD	Total Coliform	
CF+UF	0.43	0.44	0.56	0.44	0.47
CF	0.43	0.44	0.32	0.44	0.41
UF	0.14	0.11	0.12	0.11	0.12

3. เกณฑ์หลักเรื่องค่าใช้จ่าย มีเกณฑ์รองที่นำมาพิจารณา คือ ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้าง และการเดินระบบ ซึ่งค่าใช้จ่ายของระบบรวม CF+UF มีค่าใช้จ่ายสูงที่สุดเท่ากับ 10.45 บาทต่อลูกบาศก์เมตร รองลงมาได้แก่ ระบบ UF และ CF มีค่าใช้จ่ายเท่ากับ 7.19 และ 3.26 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ตามลำดับ จากนั้นคำนวณหาค่าความสำคัญเช่นเดียวกับหัวข้อที่ 4.4.1. ผลการเปรียบเทียบค่าความสำคัญ พบว่าระบบ CF มีค่าความสำคัญมากที่สุด (0.63) รองลงมาได้แก่ ระบบ UF (0.26) และ CF+UF (0.11) ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.30

4.4.1.4 สรุปผลทางเลือกทางด้านวิศวกรรม

จากการประเมินทางเลือกของเกณฑ์รองสามารถสรุปผลการเปรียบเทียบค่าความสำคัญในแต่ละทางเลือกได้ดังตารางที่ 4.31 เมื่อนำค่าความสำคัญที่ได้จากเกณฑ์รองมาคิดเทียบกับน้ำหนักสำคัญของเกณฑ์หลัก 3 ด้าน คือ คุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์ ประสิทธิภาพและค่าใช้จ่ายระบบจากการหาน้ำหนักสำคัญในหัวข้อที่ 4.4.1.1 มีค่าเท่ากับ 0.63, 0.26 และ 0.11 ตามลำดับ จะได้ค่าความสำคัญของเกณฑ์หลักในแต่ละทางเลือกดังแสดงในตารางที่ 4.32 จากนั้นรวมผลค่าความสำคัญของทั้ง 3 ด้าน พบว่าระบบรวม CF+UF มีน้ำหนักสำคัญมากที่สุด (0.41) รองลงมาได้แก่ ระบบ CF (0.39) และ UF (0.20) ตามลำดับ ดังนั้น ในการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมของทั้ง 3 ทางเลือก โดยคำนึงถึงคุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์ ประสิทธิภาพการบำบัดและค่าใช้จ่ายของระบบ พบว่าระบบรวม CF+UF มีความเหมาะสมที่สุดในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์

ตารางที่ 4.30 ค่าความสำคัญของค่าใช้จ่ายแต่ละทางเลือก

ระบบ	CF+UF	CF	UF	ค่าความสำคัญ
CF+UF	1	1/5	1/3	0.11
CF	5	1	3	0.63
UF	3	1/3	1	0.26

ตารางที่ 4.31 ผลการเปรียบเทียบความสำคัญในแต่ละทางเลือกของเกณฑ์รอง

ระบบ	คุณภาพน้ำ	ประสิทธิภาพ	ค่าใช้จ่าย
CF+UF	0.44	0.47	0.11
CF	0.33	0.41	0.63
UF	0.22	0.12	0.26
รวม	1	1	1

ตารางที่ 4.32 สรุปผลลำดับความสำคัญของแต่ละทางเลือก

ระบบ	คุณภาพน้ำ (0.63)	ประสิทธิภาพ (0.26)	ค่าใช้จ่าย (0.11)	ลำดับความสำคัญ
CF+UF	0.28	0.12	0.01	0.41
CF	0.21	0.11	0.07	0.39
UF	0.14	0.03	0.03	0.20

4.4.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ

การประเมินความเสี่ยงสุขภาพจะประเมินการสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบหมุนเวียนน้ำ ทั้ง 3 ทางเลือก จากการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา โดยพิจารณาสิ่งคุกคามสุขภาพ 2 ด้าน คือ สิ่งคุกคามทางเคมี เป็นการประเมินความเสี่ยงจากสารกลุ่มโลหะหนักที่ส่งผลกระทบต่อสุขภาพทั้งแบบเฉียบพลันและเรื้อรัง และสิ่งคุกคามทางชีวภาพ เป็นการประเมินความเสี่ยงจากการรับสัมผัส จุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรครายละเอียดการประเมินมีดังต่อไปนี้

4.4.2.1 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมี

การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีแบ่งความเสี่ยงออกเป็น 2 ด้าน คือ ด้านที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Non-Carcinogen) และด้านที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Carcinogen) โดยสารโลหะหนักที่ประเมินด้านไม่ก่อมะเร็ง ได้แก่ Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Se, Cd และ Pb อ้างอิงตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำประปา (WHO, 2011) และประเมินเฉพาะโลหะหนักที่มีค่าอ้างอิงในการประเมิน

ส่วนสารที่ก่อให้เกิดมะเร็ง ได้แก่ As อ้างอิงตามแนวทางการประเมินความเสี่ยงของ USEPA (1999) การประเมินความเสี่ยงจากการอุปโภค-บริโภคน้ำประปา โดยจะประเมินช่องทางการได้รับสัมผัสสารผ่าน 3 ช่องทาง คือ ผ่านทางการกิน ผ่านผิวหนัง และการหายใจจากสารที่สามารถระเหยได้ในอากาศ ในการศึกษาครั้งนี้จะทำการศึกษาช่องทางการสัมผัสผ่านทางกรกินขณะอาบน้ำ เนื่องจาก การรับสัมผัสผ่านการหายใจมีโอกาสการได้รับสัมผัสสารต่ำมาก สำหรับประเทศที่มีอากาศหนาว บ้านเรือนมีการระบายอากาศไม่ดี ส่วนใหญ่จะปิดประตูหน้าต่างอย่างมิดชิด ทำให้สารในน้ำประปา ระเหยสู่อากาศและสะสมอยู่อากาศ จึงมีโอกาสที่สารระเหยจะเข้าสู่ร่างกายได้มาก แต่สำหรับ ประเทศไทยซึ่งเป็นประเทศเขตร้อนบ้านเรือนมีการระบายอากาศได้ดี โอกาสที่จะได้รับสารผ่านทางเดินหายใจจึงต่ำมาก (มัลลิกา ปัญญาโคโป และผ่องศรี เผ่าภูรี, 2550) และการประเมินการรับสัมผัสผ่านทางผิวหนังมีข้อจำกัดของค่าอ้างอิง (Reference dose) ที่ใช้สำหรับการประเมินความเสี่ยงที่เกิดขึ้น ดังนั้น การศึกษาครั้งนี้จึงจำกัดขอบเขตการประเมินเฉพาะการประเมินความเสี่ยงผ่านทางกรกินจากการใช้น้ำประปาขณะอาบน้ำเท่านั้น

จากผลการศึกษาปริมาณโลหะหนักของน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก (ตารางที่ 4.13) พบว่าค่าโลหะหนักส่วนใหญ่ผ่านมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทั้ง 4 ด้าน และมีโลหะหนักบางชนิดที่ไม่ผ่านมาตรฐานน้ำประปา ได้แก่ Cr, Mn, Fe, As และ Pb รายละเอียดในหัวข้อที่ 4.3.1 และไม่ผ่านมาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำใช้ในการซักโครก ได้แก่ Mn และ Fe รายละเอียดปริมาณ โลหะหนักดังแสดงในตารางที่ 4.13 ในการประเมินปริมาณสารแต่ละชนิดที่ร่างกายได้รับสัมผัสในแต่ละวัน (Average daily intake; ADI) โดยการคำนวณค่า ADI จากการรับสัมผัสผ่านทางเดินอาหารดังสมการที่ 4-1 และค่าอ้างอิงที่ใช้ในการประเมินแสดงในตารางที่ 4.33 จากนั้นจึงคำนวณค่าความเสี่ยงของสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Hazard Quotient; HQ) ดังสมการที่ 4-2 และคำนวณผลรวมของสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Hazard index; HI) ดังสมการที่ 4-3 ในการคำนวณค่าความเสี่ยงของสารที่ก่อมะเร็ง (Cancer risk; CR) สามารถคำนวณได้ดังสมการที่ 4-4

$$ADI = (C \times R \times K \times ET \times EF \times ED) / (BW \times LT) \quad (4-1)$$

$$HQ = ADI / RfD \quad (4-2)$$

$$HI = \text{ผลรวมของ HQ ทั้งหมด} \quad (4-3)$$

$$CR = ADI \times SF \quad (4-4)$$

ตัวอย่างการคำนวณสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการรับสัมผัสโลหะหนักขณะอาบน้ำ โลหะหนักที่นำมาเป็นตัวอย่างในการคำนวณ คือ As ซึ่งมีความเข้มข้นเฉลี่ยในน้ำที่ผ่านระบบรวม CF+UF เท่ากับ 0.014 mg/L สามารถคำนวณ ค่า ADI ได้ดังนี้

$$\begin{aligned} \text{ADI} &= (C \times R \times K \times ET \times EF \times ED) / (BW \times LT) \\ \text{ADI (mg/kg.day)} &= [(0.014 \text{ mg/L})(20 \text{ mL/h})(1 \text{ L}/1000 \text{ mL})(0.4 \text{ h/day}) \\ &\quad (365 \text{ days})(65 \text{ years})] / [(60 \text{ kg})(65 \text{ years})(365 \text{ days/year})] \\ &= 1.8 \times 10^{-6} \end{aligned}$$

คำนวณค่า HQ โดยค่าอ้างอิง (Reference dose; RfD) การรับสัมผัส As ผ่านทางเดินอาหาร มีค่า เท่ากับ 0.0003 mg/kg.day สามารถคำนวณค่า HQ ได้ดังนี้ (รายละเอียดการคำนวณแสดงใน ภาคผนวก ง.) โลหะหนักมีหลายชนิดจะต้องการค่า HI เพื่อแสดงค่าความเสี่ยงของโลหะทั้งหมด แสดงในตารางที่ 4.34

$$\begin{aligned} \text{HQ} &= \text{ADI} / \text{RfD} \\ \text{HQ} &= (1.8 \times 10^{-6} \text{ mg/kg.day}) / (0.0003 \text{ mg/kg.day}) \\ &= 0.006 \\ \text{HI} &= (2.41 \times 10^{-3} + 2.74 \times 10^{-3} + 2.29 \times 10^{-4} + 6.36 \times 10^{-5} + 3.62 \times 10^{-4} + 6.15 \times 10^{-3} + \\ &\quad 6.77 \times 10^{-6} + 6.38 \times 10^{-4} + 8.11 \times 10^{-3}) \\ &= 0.0023 \end{aligned}$$

ตัวอย่างการคำนวณสารที่ก่อให้เกิดมะเร็ง โลหะหนักที่นำมาเป็นตัวอย่างในการคำนวณ คือ As ในน้ำที่ผ่านระบบรวม CF+UF เช่นเดียวกัน เมื่อทราบค่า ADI เท่ากับ 1.8×10^{-6} mg/kg.day และ ค่า SF การรับสัมผัส As ผ่านทางเดินอาหารมีค่าเท่ากับ $1.5 \text{ (mg/kg.day)}^{-1}$ สามารถคำนวณค่า CR ได้ ดังนี้

$$\begin{aligned} \text{CR} &= \text{ADI} \times \text{SF} \\ \text{CR} &= [1.8 \times 10^{-6} \text{ mg/kg.day}] [1.5 \text{ (mg/kg.day)}^{-1}] \\ &= 2.768 \times 10^{-6} \end{aligned}$$

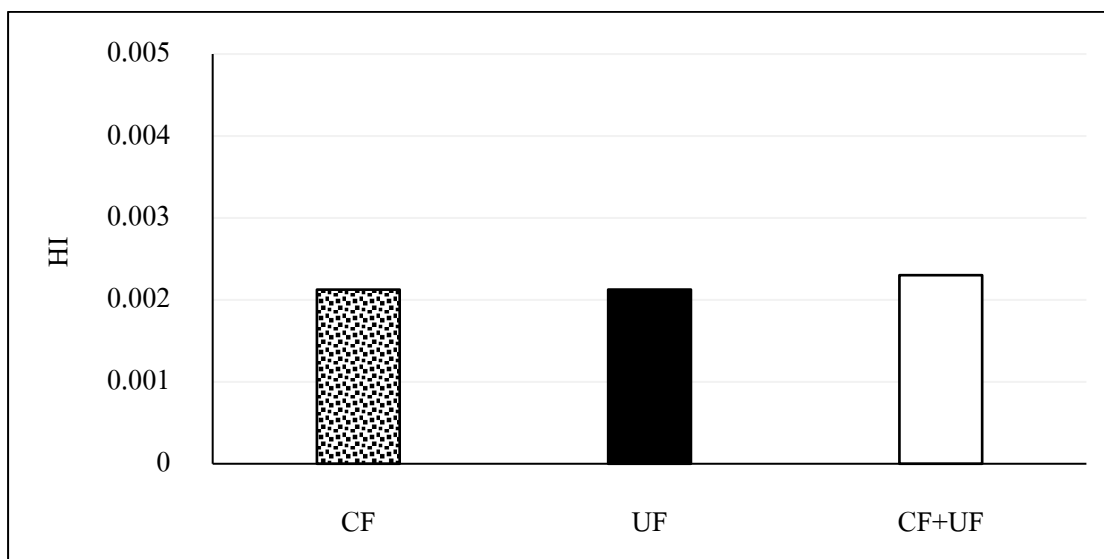
ตารางที่ 4.33 ค่าอ้างอิงที่ใช้ในการคำนวณหาปริมาณโลหะหนักที่เข้าสู่ร่างกายผ่านทางเดินอาหารขณะอาบน้ำ

พารามิเตอร์		หน่วย	ค่าที่ใช้	อ้างอิง
C	ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำ	mg/L	ค่าที่ได้จากการศึกษา	-
EF	ความถี่ของการได้รับสัมผัส (Exposure Frequency)	days/year	365	USEPA (2011)
ED	ระยะเวลาของการได้รับสัมผัส (Exposure Duration)	years	65	เพ็ญศรี วัลลະญาณ (2554)
LT	เวลาเฉลี่ยตามระยะเวลาของการได้รับสัมผัส (Lifetime Exposure)	days	ED×365	นันทิกา สุนทรไชยกุล (2552)
BW	น้ำหนักตัว (Body Weight)	kg	60	USEPA (2011)
ET	ระยะเวลาที่สัมผัสขณะอาบน้ำ (วันละ 2 ครั้ง, ครั้งละ 12 นาที)	hr/day	0.4	USEPA (1989)
R	อัตราการรับสัมผัสขณะอาบน้ำ	mL/hr	20	กรมควบคุมมลพิษ (2556)
K	แฟกเตอร์ที่ใช้แปลงค่าปริมาตร	-	1 L/1000 mL	-
HQ	ค่าความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง	-	-	-
ADI	การได้รับสารในแต่ละวัน	mg/kg.day	-	-
RfD	Reference dose	mg/kg.day	-	-
CR	ค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง	-	-	-
SF	Cancer slope factor	mg/kg-day ⁻¹	-	-
HI	ผลรวมของ HQ	-	-	-

ตารางที่ 4.34 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีด้านที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งและก่อให้เกิดมะเร็ง

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง						
ระบบ	UF		CF		CF+UF	
ธาตุ	ADI	HQ= ADI/RfD	ADI	HQ= ADI/RfD	ADI	HQ= ADI/RfD
Cr	9.03E-06	3.01E-03	8.72E-06	2.91E-03	7.24E-06	2.41E-03
Mn	8.89E-05	6.35E-04	3.48E-04	2.49E-03	3.83E-04	2.74E-03
Fe	1.17E-04	3.90E-04	9.01E-05	3.00E-04	6.86E-05	2.29E-04
Cu	2.94E-06	7.36E-05	1.83E-06	4.58E-05	2.54E-06	6.36E-05
Zn	8.48E-05	2.83E-04	7.99E-05	2.66E-04	1.08E-04	3.62E-04
As	2.69E-06	8.97E-03	1.91E-06	6.36E-03	1.85E-06	6.15E-03
Se	9.16E-08	1.83E-05	5.34E-08	1.07E-05	3.38E-08	6.77E-06
Cd	4.72E-07	9.44E-04	3.04E-07	6.08E-04	3.19E-07	6.38E-04
Pb	1.73E-05	4.80E-03	2.21E-05	6.14E-03	2.92E-05	8.11E-03
HI	HI	0.0021	HI	0.0021	HI	0.0023
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง						
ธาตุ	ADI	CR= ADI×SF	ADI	CR= ADI×SF	ADI	CR= ADI×SF
As	2.69E-06	4.04E-06	1.90E-06	2.86E-06	1.85E-06	2.77E-06

จากผลการประเมินความเสี่ยงของสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของน้ำที่ผ่านระบบหมุนเวียน ทั้ง 3 ทางเลือกแสดงผลในตารางที่ 4.34 (รายละเอียดการประเมินแสดงในภาคผนวก ง.) จากผลการศึกษา พบว่าการสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบ CF และ UF มีความเสี่ยงต่ำสุดโดยมีค่า HI เท่ากับ 0.0021 และระบบรวม CF+UF มีค่า HI เท่ากับ 0.0023 ดังแสดงในรูปที่ 4.20 เมื่อนำไปเปรียบเทียบกับเกณฑ์ระดับความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งในตารางที่ 3.13 พบว่าน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือกไม่มีความเสี่ยงจากโลหะหนักที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง โดยมีความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ ($HI < 1$) ดังแสดงในตารางที่ 4.35



รูปที่ 4.20 ค่าความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสโลหะหนัก (HI)
ในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนของทั้ง 3 ทางเลือก

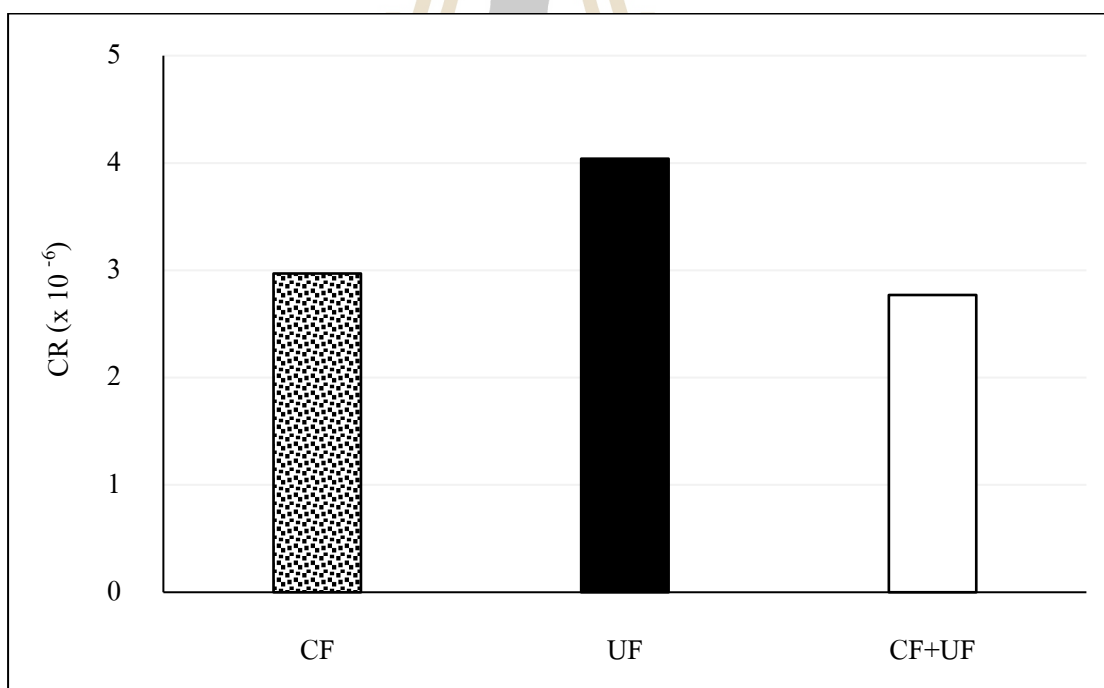
ตารางที่ 4.35 การจัดลำดับความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีด้านที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งและก่อให้เกิดมะเร็ง

Systems	Non-Carcinogen		Carcinogen	
	HI	Risk Level	CR	Risk Level
CF	0.0021	No Hazard	2.86×10^{-6}	Low
UF	0.0021	No Hazard	4.04×10^{-6}	Low
CF+UF	0.0023	No Hazard	2.77×10^{-6}	Low

จากผลการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งดังแสดงในตารางที่ 4.34 (ผลการประเมินอย่างละเอียดแสดงในภาคผนวก ง.) พบว่าการสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบ UF มีความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งสูงสุดเท่ากับ 4.04×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 4-5 คน) รองลงมาได้แก่ระบบ CF มีความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง 2.86×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 2-3 คน) และความเสี่ยงต่ำสุด คือ ระบบรวม CF+UF มีความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง 2.77×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 2-3 คน) ดังแสดงในรูปที่ 4.21 เมื่อเปรียบเทียบกับเกณฑ์ระดับความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งในตารางที่ 3.14 พบว่าน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือกมีความเสี่ยงที่จะก่อให้เกิดมะเร็งในระดับความเสี่ยงต่ำ แต่มีค่าเกินเกณฑ์ที่ยอมรับได้ (1×10^{-6})

4.4.2.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางชีวภาพ

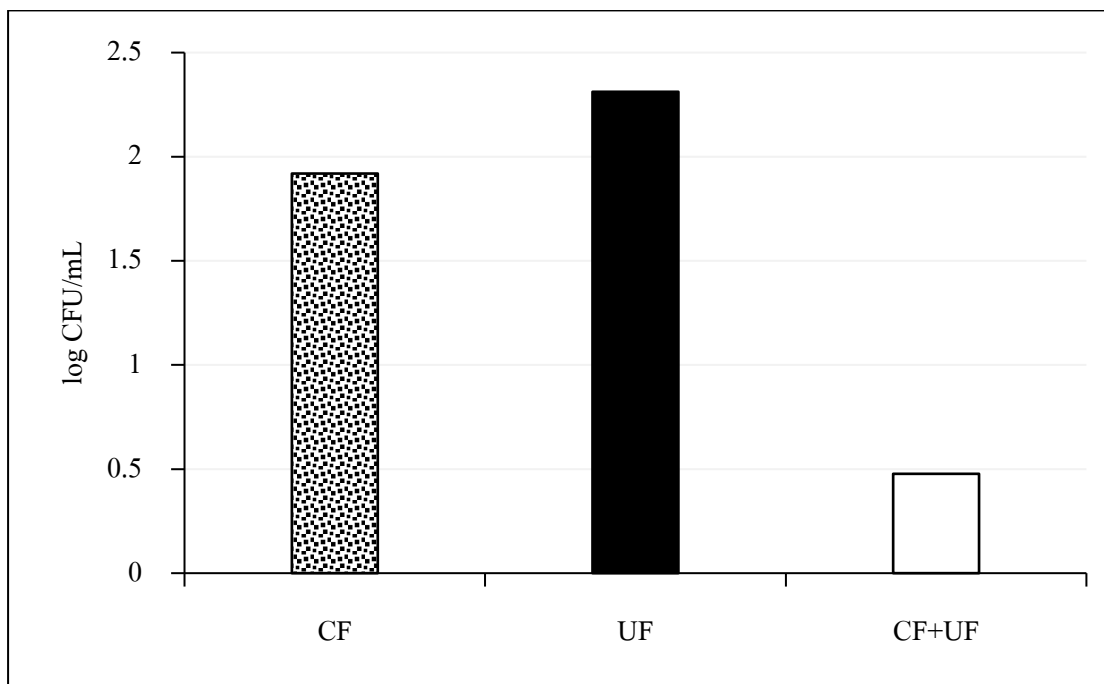
การประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพ ซึ่งเป็นสาเหตุที่ก่อให้เกิดการระบาดของโรคที่มีน้ำเป็นสื่อ โดยเฉพาะโรกระบบทางเดินอาหาร สำหรับแบคทีเรียที่นิยมใช้เป็นดัชนีในการประเมินการปนเปื้อนสิ่งปฏิกูลในน้ำ คือ แบคทีเรียกลุ่มโคลิฟอร์ม (Coliform Bacteria) และแบคทีเรียกลุ่มฟีคาล โคลิฟอร์ม (Fecal Coliform) รวมถึง *Escherichia Coli (E.coli)* เนื่องจากแบคทีเรียในกลุ่มดังกล่าวนี้มักพบในทางเดินอาหารของคนและสัตว์ จึงมีความสัมพันธ์เกี่ยวข้องกับการตรวจพบเชื้อก่อโรคในระบบทางเดินอาหารด้วย การประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพจึงทำการศึกษาความเสี่ยงที่เกิดขึ้นจากเชื้อ *E.coli* ของน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก ซึ่งปริมาณเชื้อ *E.coli* เฉลี่ยที่ตรวจพบในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนดังแสดงในตารางที่ 4.36 ปริมาณเชื้อ *E.coli* ในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนของระบบ UF มีปริมาณมากที่สุด รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ CF+UF ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.22 โดยมีปริมาณเชื้อ *E.coli* เท่ากับ 2.31 log CFU/mL, 1.92 log CFU/mL และ 0.48 log CFU/mL ตามลำดับ



รูปที่ 4.21 ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสโลหะหนักที่ก่อมะเร็ง (CR) ในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก

ตารางที่ 4.36 ปริมาณเชื้อ *E.coli* ที่ตรวจพบจากน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก

ระบบ	หน่วย	CF	UF	CF+UF
ปริมาณเชื้อ <i>E.coli</i>	CFU/mL	83	205	3
	log CFU/mL	1.92	2.31	0.48



รูปที่ 4.22 ปริมาณเชื้อ *E.coli* ที่ตรวจพบจากน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก

ในการประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพจะทำการประเมินความน่าจะเป็นหรือจำนวนผู้ป่วยจากการสัมผัสกับจุลินทรีย์ก่อโรค (P_{ill}) ขั้นตอนนี้จะอาศัยแบบจำลองในรูปของสมการคณิตศาสตร์ในการวิเคราะห์เรียกว่า Dose Response Model ซึ่งจะประมาณจำนวนผู้เจ็บป่วยจากชนิดของเชื้อก่อโรคในการศึกษาครั้งนี้ใช้แบบจำลอง Beta Poisson ดังสมการที่ 4-5 และค่าที่ใช้ในการประเมินดังแสดงในตารางที่ 4.37

$$P_{ill} = 1 - [1 + (\text{Dose}/\beta)]^{-\alpha} \quad (4-5)$$

ตารางที่ 4.37 ค่าที่ใช้หาความน่าจะเป็นในการเจ็บป่วยจากการสัมผัส *E.coli*

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าที่ใช้	อ้างอิง
C	ปริมาณเชื้อก่อโรคในน้ำ	log CFU/mL	ค่าจากการศึกษา
R	อัตราการรับสัมผัสขณะอาบน้ำ	mL/hr	20
	อัตราการรับสัมผัสน้ำต่อวัน (วันละ 2 ครั้ง, ครั้งละ 12 นาที)	mL/day	8
P	ความชุกของการเจอเชื้อ <i>E.coli</i> (สัดส่วนตัวอย่างน้ำที่ตรวจพบต่อ จำนวนตัวอย่างน้ำทั้งหมด)	-	0.1
α	ค่าอ้างอิง	-	0.248
β	ค่าอ้างอิง	-	48.8
Dose	ปริมาณเชื้อที่เข้าสู่ร่างกาย	-	C x R

การประเมินการรับสัมผัส เป็นขั้นตอนในการคำนวณ โอกาสในการสัมผัสน้ำที่มีการปนเปื้อนเชื้อ *E.coli* โดยอาศัยค่าความชุกและจำนวนเชื้อ *E.coli* ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก และนำมาใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา สามารถคำนวณความน่าจะเป็นในการสัมผัสกับ *E.coli* (Probability of Exposure) โดยอาศัยสมการ 4-6 จากนั้นหาระดับความเสี่ยงจากการคำนวณจำนวนผู้ป่วยจากการสัมผัสเชื้อ *E.coli* ที่ปนเปื้อนในน้ำ ดังสมการที่ 4-7

$$P_E = P \times (1 - e^{-Dose}) \quad (4-6)$$

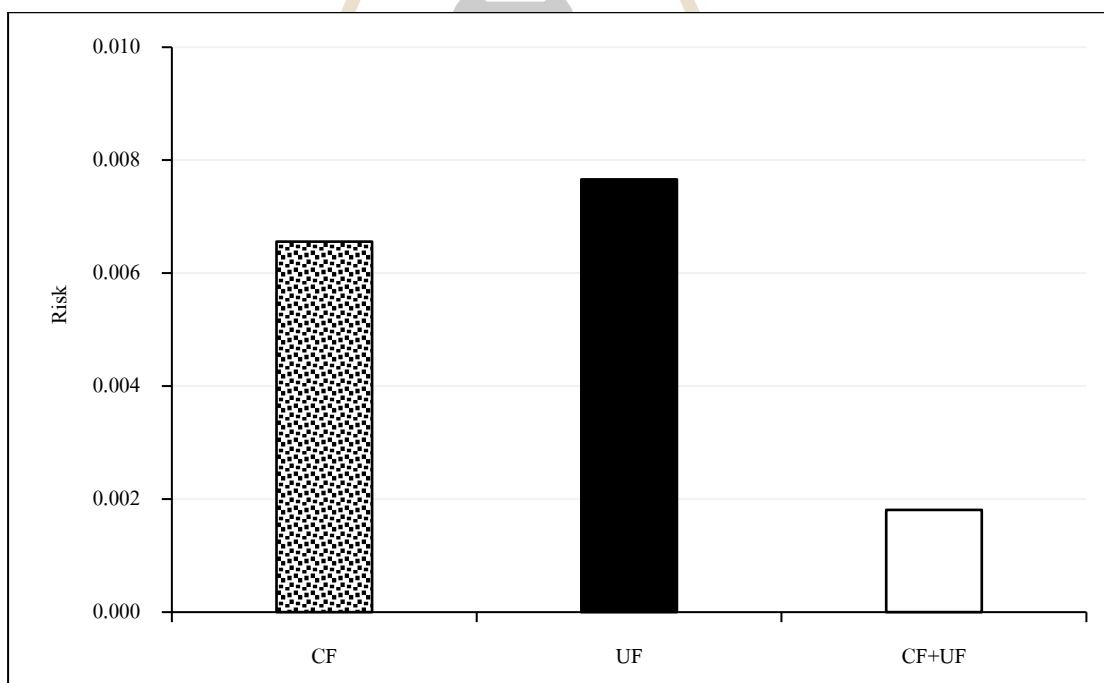
$$Risk = P_E \times P_{ill} \quad (4-7)$$

ตัวอย่างการคำนวณหาระดับความเสี่ยงของเชื้อ *E.coli* ที่ปนเปื้อนในน้ำหมุนเวียนของระบบ CF พบปริมาณเชื้อ *E.coli* เท่ากับ 1.92 log CFU/mL หาค่าประมาณจำนวนผู้เจ็บป่วยจากชนิดของเชื้อก่อโรคจาก (P_{ill}) ค่าความน่าจะเป็นในการสัมผัสกับเชื้อ *E.coli* (P_E) และคำนวณหาระดับความเสี่ยงจากการสัมผัสเชื้อ *E.coli* ที่ปนเปื้อนในน้ำ (Risk)

$$\begin{aligned} P_{ill} &= 1 - [1 + (Dose/\beta)]^{-\alpha} \\ &= 1 - [1 + (1.92 \log CFU/mL) (8 \text{ mL/day}) / 48.8]^{-0.248} \\ &= 0.067 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 P_E &= P \times (1 - e^{-\text{Dose}}) \\
 &= 0.1 \times (1 - e^{-(1.92 \times 8)}) \\
 &= 0.099 \\
 \text{Risk} &= P_E \times \text{Pill} \\
 &= 0.067 \times 0.099 \\
 &= 0.0067
 \end{aligned}$$

จากผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ *E.coli* พบว่าการสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบ UF มีความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ CF+UF ตามลำดับ (รูปที่ 4.23) โดยมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 0.0077 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 7-8 คน) 0.0066 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 6-7 คน) และ 0.0018 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 1-2 คน) ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.38 และรายละเอียดการประเมินแสดงในภาคผนวก ง. เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยงจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ *E.coli* พบว่ามีค่าเกินเกณฑ์ที่ยอมรับได้ (1×10^{-4})



รูปที่ 4.23 ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ *E.coli* ในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก

4.4.2.3 การประเมินทางเลือกของความเสี่ยงสุขภาพโดยใช้ AHP

จากผลการประเมินความเสี่ยงทางด้านเคมีและชีวภาพสามารถสรุปผลได้ดังตารางที่ 4.39 เมื่อใช้ AHP จัดลำดับความสำคัญจากการประเมินทางเลือกด้านสุขภาพของทั้ง 3 ทางเลือก โดยการประเมินดังหัวข้อที่ 4.4.1.2 พบว่าระบบรวม CF+UF มีความเหมาะสมที่สุดในการหมุนเวียนน้ำ รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ UF ดังแสดงในตารางที่ 4.40 โดยระบบรวม CF+UF มีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.47 ระบบ CF และ UF มีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.27

ตารางที่ 4.38 ความเสี่ยงทางสุขภาพจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ *E.coli*

Systems	<i>E.coli</i> (log CFU/mL)	Risk
CF	1.92	0.0066
UF	2.31	0.0077
CF+UF	0.48	0.0018

ตารางที่ 4.39 สรุปผลความเสี่ยงทั้ง 3 ทางเลือก

Systems	Non-Carcinogen	Carcinogen	<i>E.coli</i> Risk
	HI	CR	
CF	0.0021	2.86×10^{-6}	0.0066
UF	0.0021	4.04×10^{-6}	0.0077
CF+UF	0.0023	2.77×10^{-6}	0.0018

ตารางที่ 4.40 การเปรียบเทียบความเสี่ยงทางสุขภาพโดยใช้ AHP

ระบบ	ค่าความสำคัญ			ลำดับความสำคัญ
	Non-Carcinogen	Carcinogen	Microbial	
CF+UF	0.11	0.63	0.63	0.47
CF	0.44	0.11	0.26	0.27
UF	0.44	0.26	0.11	0.27

4.5 สรุปผลการเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ

การเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ จากการใช้ AHP ช่วยในการจัดลำดับความสำคัญของการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ โดยการประเมินทางด้านวิศวกรรมเกณฑ์ที่ใช้ในการพิจารณา คือ ค่าคุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์ ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ และค่าใช้จ่ายของระบบ การประเมินทางด้านความเสี่ยงสุขภาพเกณฑ์ที่ใช้ในการพิจารณา คือ ค่าความเสี่ยงจากการสัมผัสสารที่ไม่ก่อมะเร็ง ค่าความเสี่ยงจากการสัมผัสสารที่ก่อมะเร็ง ค่าความเสี่ยงจากการสัมผัสเชื้อจุลินทรีย์ก่อโรค จากผลการศึกษาการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ พบว่าผลการประเมินทั้ง 2 ด้านมีความสอดคล้องคือ ระบบรวม CF+UF มีความเหมาะสมที่สุด รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ UF ตามลำดับ และเมื่อนำผลการประเมินของทั้ง 3 ทางเลือก มาหาค่าความสำคัญโดยให้น้ำหนักความสำคัญของด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพเท่ากัน คือ 0.5 พบว่าระบบรวม CF+UF มีความเหมาะสมที่สุดในการหมุนเวียนน้ำกลับไปใช้ประโยชน์ รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ UF ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.41 มีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.44 0.33 และ 0.24 ตามลำดับ จากข้อมูลการประเมินเรื่องค่าใช้จ่ายของระบบรวม CF+UF จะสูงกว่าระบบ UF และระบบ CF แต่เนื่องจากระบบรวม CF+UF มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดความขุ่น สี COD Total Coliform และคุณภาพน้ำผ่านเกณฑ์มาตรฐานในการนำไปใช้ประโยชน์ทั้ง 4 ด้าน รวมถึงการนำน้ำไปใช้ประโยชน์จะส่งผลกระทบต่อสุขภาพต่ำทำให้ระบบรวม CF+UF มีความเหมาะสมในการหมุนเวียนน้ำมากกว่าระบบ CF และ UF

ตารางที่ 4.41 สรุปผลการเปรียบเทียบความสำคัญทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ

ระบบ	ค่าความสำคัญ		ลำดับความสำคัญ
	ด้านวิศวกรรม (0.5)	ด้านความเสี่ยงสุขภาพ (0.5)	
CF+UF	0.41	0.47	0.44
CF	0.39	0.27	0.33
UF	0.20	0.27	0.24

4.6 การประยุกต์ใช้ในการประเมินทางเลือกน้ำหมุนเวียน

จากผลการศึกษาการประเมินทางเลือกน้ำหมุนเวียนทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ นำมาประยุกต์ใช้ตัวอย่างกรณีศึกษาหอพักนักศึกษา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี มีความต้องการจะหมุนเวียนน้ำที่กลับมาใช้ ได้นาวิธีการและผลการศึกษาจากงานวิจัยนี้ มาประเมินระบบหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่ที่มีความเหมาะสมทั้งในด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ มีรายละเอียดการประเมินดังนี้

4.6.1 การประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม

การศึกษารุ่นนี้ใช้น้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และสมมุติให้มีทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ 3 ทางเลือก ได้แก่ CF, UF และระบบร่วม CF+UF ดังนั้น การประเมินทางเลือกน้ำหมุนเวียนทางด้านวิศวกรรม สำหรับการนำมาใช้ในหอพักนักศึกษา จึงมีค่าประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ ค่าคุณภาพน้ำและค่าใช้จ่ายของทั้ง 3 ทางเลือกเป็นค่าเดียวกัน (จากรายงานประจำปีงานประปาและสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2555-2559 ส่วนงานประปาและสิ่งแวดล้อมมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี พบว่าปริมาณน้ำใช้ของหอพักเท่ากับ 2,066 m³/d และจากข้อมูลสถิติหอพักนักศึกษาพ.ศ. 2555-2560 จากหอพัก 17 หอ คิดเป็นจำนวนห้องพักทั้งหมด 2,472 ห้องแบ่งเป็นหอนักศึกษาหญิง 10 หอ นักศึกษาชาย 7 หอ มีจำนวนนักศึกษาใช้น้ำเท่ากับ 5,589 คน ปริมาณน้ำหมุนเวียนคิดเป็นร้อยละ 20 และมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งในการศึกษารุ่นนี้คิดค่าใช้จ่ายของระบบที่มีปริมาณน้ำหมุนเวียนร้อยละ 50 มีปริมาตรน้ำหมุนเวียนเท่ากับ 1,000 m³/d เมื่อนำมาจัดลำดับความสำคัญของแต่ละทางเลือก พบว่าระบบร่วม CF+UF มีความเหมาะสมที่สุดในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ รองลงมาได้แก่ ระบบ CF และ UF ตามลำดับ โดยมีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.41 0.39 และ 0.20 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.42 รายละเอียดการประเมินแสดงในหัวข้อที่ 4.4.1

ตารางที่ 4.42 สรุปผลลำดับความสำคัญของแต่ละทางเลือกในการประเมินทางด้านวิศวกรรม

ระบบ	คุณภาพน้ำ (0.63)	ประสิทธิภาพ (0.26)	ค่าใช้จ่าย (0.11)	ลำดับความสำคัญ
CF+UF	0.28	0.12	0.01	0.41
CF	0.21	0.11	0.07	0.39
UF	0.14	0.03	0.03	0.20

4.6.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ

การประเมินความเสี่ยงสุขภาพจะประเมินการสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบหมุนเวียนน้ำ ทั้ง 3 ทางเลือก จากการนำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา โดยพิจารณาถึงคุณภาพ 2 ด้าน คือ สิ่งคุกคามทางเคมีและชีวภาพ รายละเอียดการประเมินมีดังต่อไปนี้

4.6.2.1 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมี

การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมี ด้านที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง สารที่นำมาประเมิน ได้แก่ Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Se, Cd, และ Pb ด้านที่ก่อให้เกิดมะเร็ง ได้แก่ As การประเมินการรับสัมผัสจะประเมินผ่านทางกรกินจากการใช้น้ำประปาขณะอาบน้ำ โดยค่าอ้างอิงที่ใช้แสดงในตารางที่ 4.33 (ยกเว้นน้ำหนักตัวและระยะของการได้รับสัมผัส) ในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพ กรณีการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ในหอพักนักศึกษา ซึ่งแยกเป็นหอพักชายและหอพักหญิงจะใช้น้ำหนักตัวเฉลี่ยจากข้อมูลการตรวจสุขภาพของนักศึกษาใหม่ปี 2561 พบว่าน้ำหนักตัวเฉลี่ยของนักศึกษาชายมีค่าเท่ากับ 68 กิโลกรัม และนักศึกษาหญิงมีน้ำหนักตัวเฉลี่ยเท่ากับ 56 กิโลกรัม ระยะเวลาการได้รับสัมผัสสารปนเปื้อนในน้ำเป็นระยะเวลา 4 ปี ทำการประเมินความเสี่ยงของสารที่ไม่ก่อมะเร็งและสารที่ก่อมะเร็งเช่นเดียวกับหัวข้อที่ 4.4.2.1 ผลการประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีของนักศึกษาชายแสดงในตารางที่ 4.43 และนักศึกษาหญิงแสดงในตารางที่ 4.44

จากผลการประเมินความเสี่ยงสุขภาพของสารที่ไม่ก่อมะเร็งจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก พบว่ามีความเสี่ยงจากการสัมผัสสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (HI) ในน้ำหมุนเวียนของระบบ CF, UF และระบบรวม CF+UF ใกล้เคียงกัน โดยนักศึกษาชายมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 0.0019, 0.0019 และ 0.0020 ตามลำดับ และค่าความเสี่ยงของนักศึกษาหญิงเท่ากับ 0.0023, 0.0023 และ 0.0025 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.45 โดยนักศึกษาชายมีความเสี่ยงจากการสัมผัสสารที่ไม่ก่อมะเร็งน้อยกว่านักศึกษาหญิงดังแสดงในรูปที่ 4.24 เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยง พบว่ามีค่าน้อยกว่า 1 แสดงให้เห็นว่าปริมาณโลหะหนักที่ร่างกายของนักศึกษาชายและหญิงได้รับอยู่ในเกณฑ์ความเสี่ยงที่ยอมรับได้ และปลอดภัยต่อผู้ได้รับสัมผัสน้ำหมุนเวียนขณะอาบน้ำ จากการนำน้ำหมุนเวียนมาใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา

จากผลการประเมินความเสี่ยงสุขภาพของสารที่ก่อมะเร็งจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก พบว่าการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบรวม CF+UF มีความเสี่ยงต่ำที่สุด รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ UF ตามลำดับ ค่าความเสี่ยงจากการสัมผัสสารที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (CR) ของนักศึกษาชายเท่ากับ 2.44×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 2-3 คน), 2.52×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 2-3 คน) และ 3.56×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 3-4 คน)

ตามลำดับ และค่าความเสี่ยงของนักศึกษาหญิงเท่ากับ 2.99×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 2-3 คน), 3.08×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 3-4 คน) และ 4.36×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 4-5 คน) ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.45 โดยนักศึกษาชายมีความเสี่ยงจากการสัมผัสสารที่ก่อมะเร็งน้อยกว่านักศึกษาหญิงดังแสดงในรูปที่ 4.25 เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยง จะเห็นได้ว่าปริมาณสารก่อมะเร็งที่ร่างกายของนักศึกษาชายและหญิงได้รับสัมผัสน้ำหมุนเวียนขณะอาบน้ำ มีค่ามากกว่า 1×10^{-6} ซึ่งเป็นค่าความเสี่ยงที่ยอมรับไม่ได้ ดังนั้น ในการหมุนเวียนน้ำไปใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปาจึงไม่สามารถใช้ในสัดส่วนร้อยละ 100 ได้ ซึ่งจำเป็นต้องลดความเสี่ยงของสารก่อมะเร็งให้น้อยกว่า 1×10^{-6} (ยอมรับให้ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 คน มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 1 คน) แนวทางหนึ่งในการลดความเสี่ยงคือ การใช้สัดส่วนน้ำหมุนเวียนให้น้อยลงโดยทำการผสมกับน้ำประปา

ตารางที่ 4.43 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีของนักศึกษาชาย

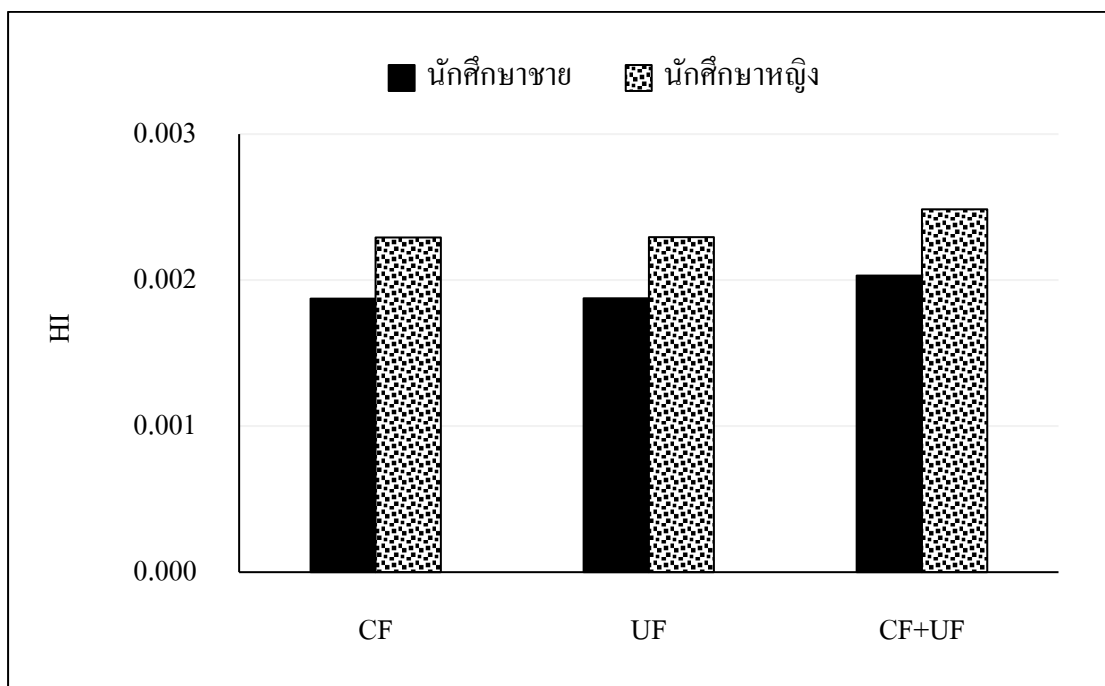
ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง						
ระบบ	UF		CF		CF+UF	
ธาตุ	ADI	HQ= ADI/RfD	ADI	HQ= ADI/RfD	ADI	HQ= ADI/RfD
Cr	7.97E-06	2.66E-03	7.69E-06	2.56E-03	6.39E-06	2.13E-03
Mn	7.84E-05	5.60E-04	3.07E-04	2.19E-03	3.38E-04	2.42E-03
Fe	1.03E-04	3.44E-04	7.95E-05	2.65E-04	6.05E-05	2.02E-04
Cu	2.60E-06	6.50E-05	1.62E-06	4.05E-05	2.24E-06	5.61E-05
Zn	7.48E-05	2.49E-04	7.05E-05	2.35E-04	9.57E-05	3.19E-04
As	2.38E-06	7.92E-03	1.68E-06	5.60E-03	1.63E-06	5.43E-03
Se	8.09E-08	1.62E-05	4.71E-08	9.42E-06	2.99E-08	5.97E-06
Cd	4.17E-07	8.33E-04	2.68E-07	5.36E-04	2.81E-07	5.63E-04
Pb	1.52E-05	4.24E-03	1.95E-05	5.42E-03	2.58E-05	7.16E-03
HI	HI	0.0019	HI	0.0019	HI	0.0020
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง						
ธาตุ	ADI	CR= ADI×SF	ADI	CR= ADI×SF	ADI	CR= ADI×SF
As	2.38E-06	3.56E-06	1.68E-06	2.52E-06	1.63E-06	2.44E-06

ตารางที่ 4.44 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีของนักศึกษาหญิง

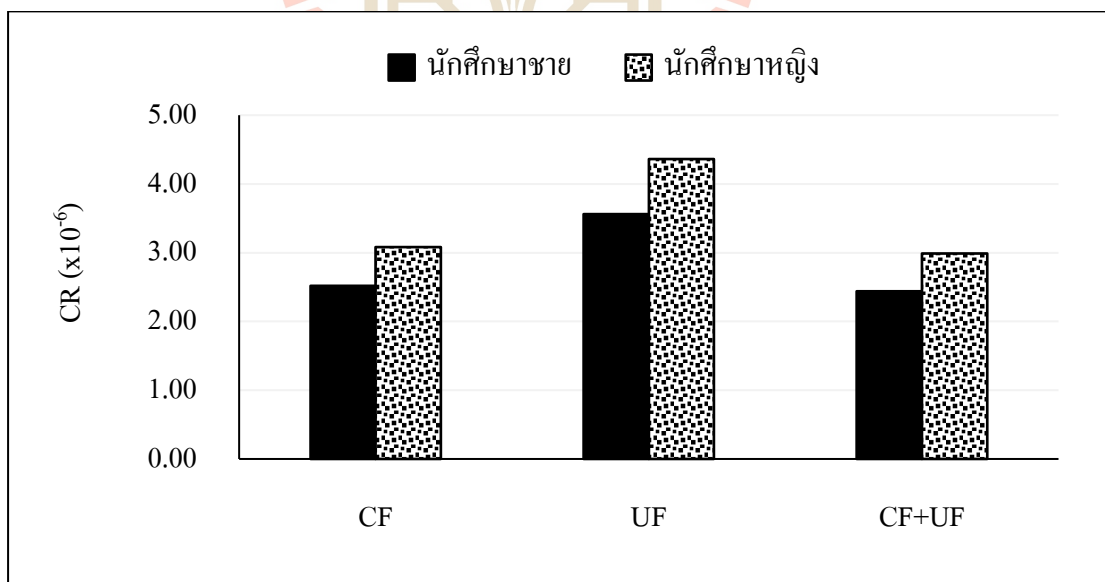
ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง						
ระบบ	UF		CF		CF+UF	
ธาตุ	ADI	HQ= ADI/RfD	ADI	HQ= ADI/RfD	ADI	HQ= ADI/RfD
Cr	9.75E-06	3.25E-03	9.42E-06	3.14E-03	7.81E-06	2.60E-03
Mn	9.60E-05	6.85E-04	3.76E-04	2.68E-03	4.14E-04	2.96E-03
Fe	1.26E-04	4.21E-04	9.73E-05	3.24E-04	7.41E-05	2.47E-04
Cu	3.18E-06	7.95E-05	1.98E-06	4.95E-05	2.75E-06	6.87E-05
Zn	9.15E-05	3.05E-04	8.63E-05	2.88E-04	1.17E-04	3.90E-04
As	2.91E-06	9.69E-03	2.06E-06	6.85E-03	1.99E-06	6.64E-03
Se	9.89E-08	1.98E-05	5.76E-08	1.15E-05	3.65E-08	7.31E-06
Cd	5.10E-07	1.02E-03	3.28E-07	6.56E-04	3.44E-07	6.88E-04
Pb	1.87E-05	5.18E-03	2.39E-05	6.63E-03	3.15E-05	8.76E-03
HI	HI	0.0023	HI	0.0023	HI	0.0025
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง						
ธาตุ	ADI	CR= ADI _x SF	ADI	CR= ADI _x SF	ADI	CR= ADI _x SF
As	2.91E-06	4.36E-06	2.06E-06	3.08E-06	1.99E-06	2.99E-06

ตารางที่ 4.45 การจัดลำดับความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีด้านที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งและก่อให้เกิดมะเร็ง

Systems	ชาย		หญิง		Non-Carcinogen	Carcinogen
	HI	CR	HI	CR	Risk Level	Risk Level
CF	0.0019	2.52E-06	0.0023	3.08E-06	No Hazard	Low
UF	0.0019	3.56E-06	0.0023	4.36E-06	No Hazard	Low
CF+UF	0.0020	2.44E-06	0.0025	2.99E-06	No Hazard	Low



รูปที่ 4.24 ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสโลหะหนัก (HI) ในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือกของนักศึกษาชายและนักศึกษาหญิง



รูปที่ 4.25 ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสโลหะหนักที่ก่อมะเร็ง (CR) ในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือกของนักศึกษาชายและนักศึกษาหญิง

จากการศึกษาการลดความเสี่ยง โดยการนำน้ำหมุนเวียนผสมกับน้ำประปาที่สัดส่วนน้ำหมุนเวียนร้อยละ 100, 50, 40, 30 และ 20 พบว่าเมื่อลดสัดส่วนของน้ำหมุนเวียนส่งผลให้ความเสี่ยงจากการสัมผัสสารที่ไม่ก่อมะเร็งและสารที่ก่อมะเร็งลดลง ดังแสดงในตารางที่ 4.46-4.47 และรูปที่ 4.26-4.27 เมื่อพิจารณาความเสี่ยงจากการสัมผัสสารที่ไม่ก่อมะเร็งของน้ำหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก พบว่ามีความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ทุกสัดส่วนน้ำหมุนเวียน ($HI < 1$) และความเสี่ยงจากการสัมผัสสารก่อมะเร็งในน้ำหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก มีความเสี่ยงแตกต่างกัน ในหอพักชายสามารถใช้สัดส่วนน้ำหมุนเวียนได้มากที่สุดเท่ากับร้อยละ 40 จากการหมุนเวียนน้ำผ่านระบบรวม CF+UF โดยมีค่าความเสี่ยงของสารก่อมะเร็งอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ ($CR < 1 \times 10^{-6}$) และน้ำหมุนเวียนที่ผ่านระบบ CF และ UF สามารถนำมาใช้ประโยชน์ได้ที่สัดส่วนน้ำหมุนเวียนร้อยละ 30 ในหอพักหญิง น้ำที่ผ่านการหมุนเวียนด้วยระบบ CF และระบบรวม CF+UF สามารถใช้สัดส่วนน้ำหมุนเวียนได้มากที่สุดเท่ากับร้อยละ 30 น้ำหมุนเวียนที่ผ่านระบบ UF สามารถนำมาใช้ประโยชน์ได้ที่สัดส่วนร้อยละ 20 ดังนั้น หากต้องการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ให้ได้ปริมาณมากที่สุดและมีความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ คือ ใช้สัดส่วนน้ำหมุนเวียนร้อยละ 30 และสามารถนำมาใช้ประโยชน์ได้ทั้งหอพักชายและหอพักหญิง โดยใช้น้ำหมุนเวียนที่ผ่านระบบรวม CF+UF จะมีค่าความเสี่ยงต่ำที่สุด

4.6.2.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางชีวภาพ

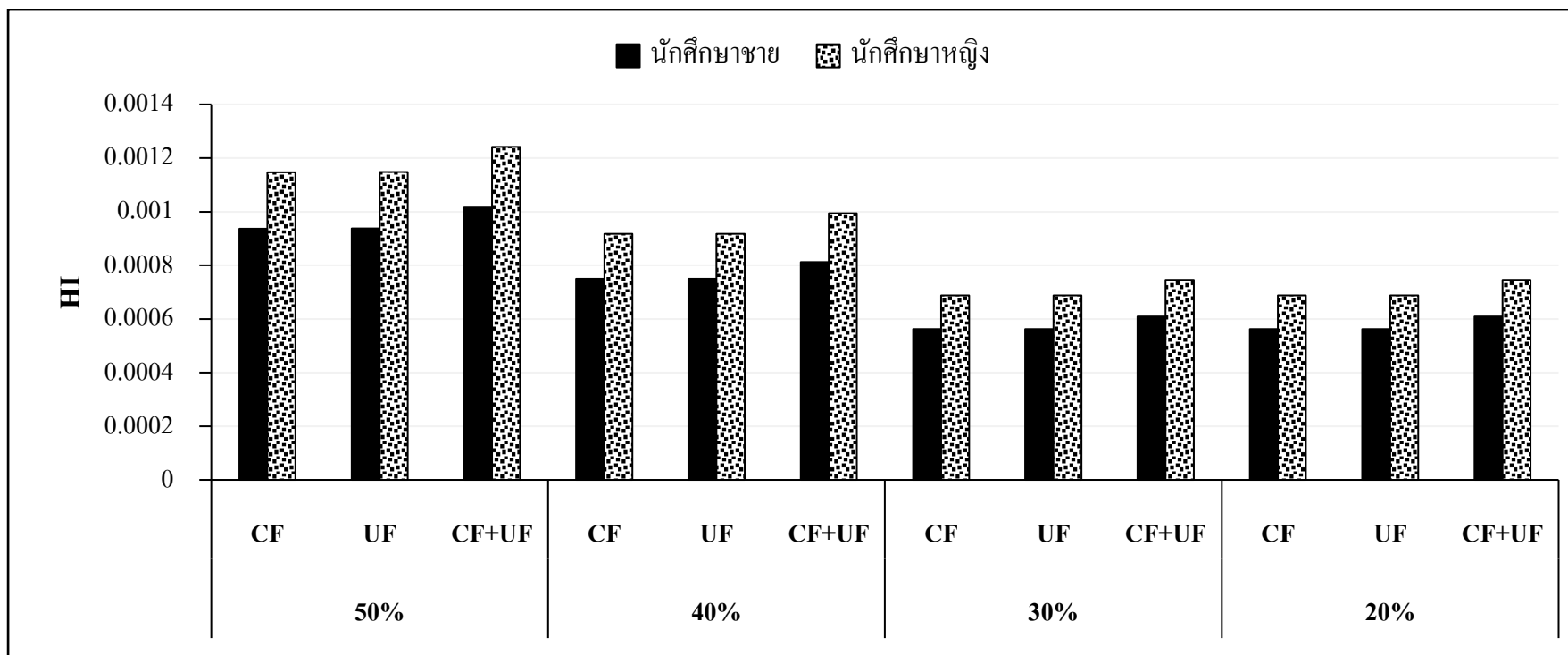
การประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพ ซึ่งเป็นสาเหตุที่ก่อให้เกิดการระบาดของโรคที่มีน้ำเป็นสื่อ โดยทำการศึกษาความเสี่ยงที่เกิดขึ้นจากเชื้อ *E.coli* ของน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก ซึ่งปริมาณเชื้อ *E.coli* เฉลี่ยที่ตรวจพบในน้ำที่ผ่านการหมุนเวียนมีลักษณะเหมือนกันกับผลการศึกษาในหัวข้อที่ 4.4.2.2 เนื่องจากแหล่งน้ำทิ้งที่นำมาใช้ในการหมุนเวียนเป็นแหล่งน้ำเดียวกัน และค่าที่นำมาใช้ในการประเมินเป็นค่าอ้างอิงทั้งหมด ดังนั้น ผลการประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพที่ได้จึงมีลักษณะเหมือนกัน คือ การสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบ UF มีความเสี่ยงสูงสุดรองลงมาได้แก่ระบบ CF และ CF+UF ตามลำดับ โดยมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 0.0077 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 7-8 คน) 0.0066 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 6-7 คน) และ 0.0018 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 1-2 คน) ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.48 เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยง จะเห็นได้ว่าความเสี่ยงมีค่ามากกว่า 1×10^{-4} ซึ่งเป็นค่าความเสี่ยงที่ยอมรับไม่ได้ และเมื่อลดความเสี่ยงด้วยการนำน้ำหมุนเวียนผสมกับน้ำประปา พบว่า การหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ให้ได้ปริมาณมากที่สุดและมีความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ คือ ใช้สัดส่วนน้ำหมุนเวียนร้อยละ 30 โดยใช้น้ำหมุนเวียนที่ผ่านระบบรวม CF+UF

ตารางที่ 4.46 ความเสี่ยงสุขภาพจากการสัมผัสสารไมก่อมะเร็งที่สัดส่วนน้ำหมุนเวียนแตกต่างกัน

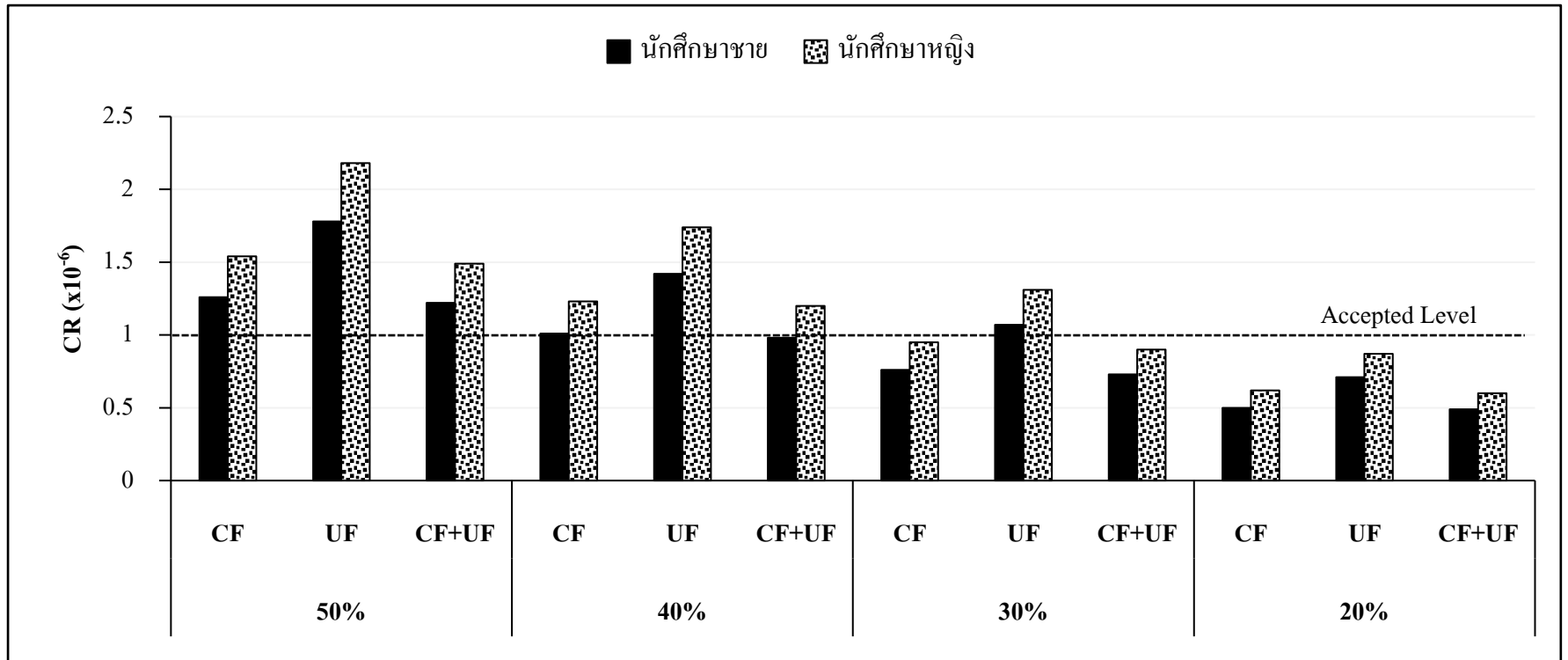
ระบบ	สัดส่วนน้ำหมุนเวียน ต่อน้ำประปาในหอพักชาย					สัดส่วนน้ำหมุนเวียน ต่อน้ำประปาในหอพักหญิง				
	100%	50%	40%	30%	20%	100%	50%	40%	30%	20%
CF	0.0019	0.0009	0.0007	0.0006	0.0006	0.0023	0.0011	0.0009	0.0007	0.0007
UF	0.0019	0.0009	0.0008	0.0006	0.0006	0.0023	0.0011	0.0009	0.0007	0.0007
CF+UF	0.0020	0.0010	0.0008	0.0006	0.0006	0.0025	0.0012	0.0010	0.0007	0.0007

ตารางที่ 4.47 ความเสี่ยงสุขภาพจากการสัมผัสสารก่อมะเร็งที่สัดส่วนน้ำหมุนเวียนแตกต่างกัน

ระบบ	สัดส่วนน้ำหมุนเวียน ต่อน้ำประปาในหอพักชาย					สัดส่วนน้ำหมุนเวียน ต่อน้ำประปาในหอพักหญิง				
	100%	50%	40%	30%	20%	100%	50%	40%	30%	20%
CF	2.52E-06	1.26E-06	1.01E-06	7.56E-07	5.04E-07	3.08E-06	1.54E-06	1.23E-06	9.25E-07	6.17E-07
UF	3.56E-06	1.78E-06	1.43E-06	1.07E-06	7.13E-07	4.36E-06	2.18E-06	1.74E-06	1.31E-06	8.72E-07
CF+UF	2.44E-06	1.22E-06	9.77E-07	7.33E-07	4.88E-07	2.99E-06	1.49E-06	1.20E-06	8.97E-07	5.98E-07



รูปที่ 4.26 ความเสี่ยงสุขภาพจากการสัมผัสสาร ไม่ก่อมะเร็งที่สัดส่วนน้ำหมันเวียนแตกต่างกัน



รูปที่ 4.27 ความเสี่ยงสุขภาพจากการสัมผัสสารก่อมะเร็งที่สัดส่วนน้ำหนมนเวียนแตกต่างกัน

ตารางที่ 4.48 ความเสี่ยงทางสุขภาพจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ *E.coli*

Systems	100%	50%	40%	30%	20%
CF	0.0066	0.0057	0.0054	0.0050	0.0044
UF	0.0077	0.0068	0.0065	0.0062	0.0057
CF+UF	0.0018	0.0005	0.0001	0.0000	0.0000

4.6.2.3 การประเมินทางเลือกของความเสี่ยงสุขภาพโดยใช้ AHP

จากผลการประเมินความเสี่ยงทางด้านเคมีและชีวภาพ สามารถใช้ AHP จัดลำดับความสำคัญจากการประเมินทางเลือกด้านสุขภาพของทั้ง 3 ทางเลือก โดยขั้นตอนการประเมินดังกล่าวข้อที่ 4.4.1.1 พบว่าการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ทั้งหอพักชายและหอพักหญิงมีระบบหมุนเวียนน้ำที่เหมาะสม คือ ระบบรวม CF+UF รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ UF ดังแสดงในตารางที่ 4.49 และ 4.50 โดยมีค่าความสำคัญของระบบรวม CF+UF, CF และ UF ของหอพักชายและหญิงเท่ากับ 0.47 0.27 และ 0.27 ตามลำดับ

ตารางที่ 4.49 การเปรียบเทียบความเสี่ยงทางสุขภาพของหอพักชายโดยใช้ AHP

ระบบ	ค่าความสำคัญ			ลำดับความสำคัญ
	Non-Carcinogen	Carcinogen	Microbial	
CF+UF	0.11	0.63	0.63	0.47
CF	0.44	0.11	0.26	0.27
UF	0.44	0.26	0.11	0.27

ตารางที่ 4.50 การเปรียบเทียบความเสี่ยงทางสุขภาพของหอพักหญิงโดยใช้ AHP

ระบบ	ค่าความสำคัญ			ลำดับความสำคัญ
	Non-Carcinogen	Carcinogen	Microbial	
CF+UF	0.11	0.63	0.63	0.47
CF	0.44	0.11	0.26	0.27
UF	0.44	0.26	0.11	0.27

4.6.3 สรุปผลการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ

การเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ในหอพัก นักศึกษามหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยการใช้ AHP ช่วยในการจัดลำดับความสำคัญของการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ เมื่อนำผลการประเมินของทั้ง 3 ทางเลือก มาหาค่าความสำคัญทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพของการนำน้ำไปใช้ประโยชน์ในหอพักชายและหอพักหญิง พบว่าระบบร่วม CF+UF มีค่าความสำคัญสูงสุด รองลงมา ได้แก่ ระบบ CF และระบบ UF ตามลำดับ โดยมีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.44 0.33 และ 0.24 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.51-4.52 ดังนั้น ระบบร่วม CF+UF มีความเหมาะสมในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ในหอพักนักศึกษามากกว่าระบบ CF และ UF

ตารางที่ 4.51 การเปรียบเทียบความสำคัญทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพหอพักชาย

ระบบ	ค่าความสำคัญ		ลำดับความสำคัญ
	ด้านวิศวกรรม (0.5)	ด้านความเสี่ยงสุขภาพ (0.5)	
CF+UF	0.41	0.47	0.44
CF	0.39	0.27	0.33
UF	0.20	0.27	0.24

ตารางที่ 4.52 การเปรียบเทียบความสำคัญทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพหอพักหญิง

ระบบ	ค่าความสำคัญ		ลำดับความสำคัญ
	ด้านวิศวกรรม (0.5)	ด้านความเสี่ยงสุขภาพ (0.5)	
CF+UF	0.41	0.47	0.44
CF	0.39	0.27	0.33
UF	0.20	0.27	0.24

บทที่ 5

สรุปผลการศึกษา

จากการศึกษาการประเมินทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงทางด้านสุขภาพ โดยทำการศึกษาเปรียบเทียบ 3 ทางเลือก ได้แก่ ระบบสร้างและรวมตะกอน (Coagulation-Flocculation: CF), ระบบอัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration: UF) และระบบรวมระหว่างระบบสร้างและรวมตะกอนและระบบอัลตราฟิลเตรชัน (Combination of Coagulation-Flocculation and Ultrafiltration: CF+UF) ได้ทำการศึกษาสถานะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบการหมุนเวียนน้ำแต่ละระบบ เพื่อใช้ในการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมและการประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพ สามารถสรุปผลการศึกษาได้ดังต่อไปนี้

5.1 สถานะที่เหมาะสมของแต่ละทางเลือก

ทางเลือกที่ 1 ระบบ CF สถานะที่เหมาะสมในการเดินระบบ คือ ใช้ปริมาณของ PACI และ Cation Polymer เท่ากับ 68.64 และ 3.18 mg/L ตามลำดับ และค่า pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอนอยู่ในช่วง 7-9

ทางเลือกที่ 2 ระบบ UF สถานะที่เหมาะสมในการเดินระบบ คือ เดินระบบที่เพอมีเอทฟลักซ์เท่ากับ 80 L/m².h ที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 75:25

ทางเลือกที่ 3 ระบบรวม CF+UF สถานะที่เหมาะสมในการเดินระบบ คือ ใช้ PACI และ Cation Polymer ที่ความเข้มข้นเท่ากับ 68.64 mg/L และ 3.18 mg/L และใช้เพอมีเอทฟลักซ์ 80 L/m².h และสัดส่วนเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 75:25

5.2 ประสิทธิภาพการบำบัดของแต่ละทางเลือก

จากผลการศึกษาสถานะที่เหมาะสมของแต่ละระบบ นำมาเดินระบบเพื่อศึกษาค่าประสิทธิภาพในการบำบัดสามารถสรุปได้ดังนี้

ทางเลือกที่ 1 ระบบ CF มีประสิทธิภาพในการบำบัด Fecal Coliform สูงสุด รองลงมาได้แก่ ความขุ่น สี Total Coliform COD และ DOC มีค่าเท่ากับร้อยละ 99.15, 91.64, 85.50, 84.73, 61.15 และ 40.78 ตามลำดับ

ทางเลือกที่ 2 ระบบ UF ประสิทธิภาพในการบำบัด Fecal Coliform สูงสุด รองลงมาได้แก่ ความขุ่น สี Total Coliform COD และ DOC มีค่าเท่ากับร้อยละ 66.60, 50.55, 33.49, 25.52, 20.29 และ 19.68 ตามลำดับ

ทางเลือกที่ 3 ระบบ CF+UF ประสิทธิภาพในการบำบัด Total Coliform สูงสุด รองลงมาได้แก่ Fecal Coliform ความขุ่น สี COD และ DOC มีค่าเท่ากับร้อยละ 99.96, 99.68, 96.64, 91.49, 74.39 และ 45.73 ตามลำดับ

การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ พบว่าระบบร่วม CF+UF มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด รองลงมาได้แก่ ระบบ CF และ UF ตามลำดับ

5.3 การนำไปใช้ประโยชน์

จากผลการศึกษาคูณภาพน้ำหมุนเวียนจากทั้ง 3 ทางเลือก พบว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดโดยระบบร่วม CF+UF มีคุณภาพน้ำผ่านมาตรฐานทั้ง 4 ด้าน คือ มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำประปา น้ำใช้ในการชักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม ระบบ CF ผ่านมาตรฐาน 3 ด้าน คือ มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำใช้ในการชักโครก น้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม และระบบ UF ผ่านมาตรฐาน 2 ด้าน คือ มาตรฐานการนำไปใช้ประโยชน์ทางด้านน้ำใช้ปรับภูมิทัศน์ และน้ำใช้ในด้านเกษตรกรรม

5.4 การประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรม

จากผลการศึกษาการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมของทั้ง 3 ทางเลือก โดยใช้กระบวนการ AHP พิจารณาเกณฑ์จากค่าคุณภาพน้ำในการนำไปใช้ประโยชน์ ประสิทธิภาพการบำบัดและค่าใช้จ่ายของระบบ พบว่าระบบร่วม CF+UF มีความเหมาะสมที่สุดในการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ รองลงมาได้แก่ ระบบ CF และ UF ตามลำดับ โดยมีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.41 0.39 และ 0.20 ตามลำดับ

5.5 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ

จากผลการประเมินความเสี่ยงของสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของน้ำที่ผ่านระบบหมุนเวียนทั้ง 3 ทางเลือก พบว่าการสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบ CF และ UF มีความเสี่ยงต่ำสุดโดยมีค่า HI เท่ากับ 0.0021 และระบบร่วม CF+UF มีค่า HI เท่ากับ 0.0023 เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยง พบว่ามีค่าน้อยกว่า 1 แสดงให้เห็นว่าปริมาณโลหะหนักที่ร่างกายได้รับอยู่ในเกณฑ์ความเสี่ยงที่ยอมรับได้ และ

ปลอดภัยต่อผู้ได้รับสัมผัสน้ำหมุนเวียนขณะอาบน้ำ จากการนำน้ำหมุนเวียนมาใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปา

จากผลการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง พบว่าการสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบ UF มีความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งสูงสุด รองลงมาได้แก่ระบบ CF และระบบรวม CF+UF ตามลำดับ โดยมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 4.04×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 4-5 คน) 2.86×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 2-3 คน) และ 2.77×10^{-6} (ประชากรที่ได้รับสัมผัสน้ำจำนวน 1,000,000 มีโอกาสที่จะเป็นมะเร็ง 2-3 คน) ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยง จะเห็นได้ว่าปริมาณสารก่อมะเร็งที่ร่างกายได้รับสัมผัสน้ำหมุนเวียนขณะอาบน้ำจากการนำน้ำหมุนเวียนมาใช้ประโยชน์เป็นน้ำประปาอยู่ในเกณฑ์ระดับความเสี่ยงต่ำ

จากผลการประเมินความเสี่ยงทางชีวภาพจากการสัมผัสน้ำที่ปนเปื้อนเชื้อ *E.coli* พบว่าการสัมผัสน้ำที่ผ่านระบบ UF มีความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ CF+UF ตามลำดับ โดยมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 0.0077 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 7-8 คน) 0.0066 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 6-7 คน) 0.0018 (ประชากรที่สัมผัสน้ำ 1000 คน มีโอกาสเจ็บป่วย 1-2 คน) ตามลำดับ

5.6 สรุปผลการเปรียบเทียบทางเลือกในการหมุนเวียนน้ำ

จากผลการประเมินทางเลือกทางด้านวิศวกรรมและความเสี่ยงสุขภาพ พบว่าระบบรวม CF+UF มีความเหมาะสมที่สุดในการหมุนเวียนน้ำ รองลงมาได้แก่ระบบ CF และ UF ตามลำดับ โดยมีค่าความสำคัญเท่ากับ 0.44 0.33 และ 0.24 ตามลำดับ

รายการอ้างอิง

- กฤษดา ทองนาค. (2553). การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติซึ่งเป็นสารตั้งต้นในการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในระบบประปาด้วยกระบวนการสร้างและรวมตะกอน กรณีตัวอย่างแม่น้ำแม่กลองและแม่น้ำท่าจีน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยศิลปากร.
- กมลนาวัน อินทนุจิตร. (2552). การกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มขบ่น้ำและไม่ขบ่น้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2556). โครงการกำหนดแนวทางการฟื้นฟูลำห้วยคลิตี้จากการปนเปื้อนสารตะกั่ว.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์. (2541). วิศวกรรมประปา, **Water supply engineering**. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: มิตรนราการพิมพ์.
- คณะอนุกรรมการมาตรฐานการประกอบวิชาชีพ. (2560). ระบบการนำน้ำที่กลับมาใช้ใหม่ [ออนไลน์]. ได้จาก: <http://www.coe.or.th>
- จรรยา บริวิษยวิสุทธิ. (2552). การประเมินความเสี่ยงของการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากสระว่ายน้ำที่ฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน. นครปฐม: มหาวิทยาลัยศิลปากร.
- ฐปณีย์ ฤทธิไพโรจน์. (2548). ปัจจัยที่มีผลต่อฟลักซ์ ค่าการกักเก็บ และฟาวลิงระหว่างกระบวนการกรองน้ำตาลโตนดด้วยเมมเบรน. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีอาหาร มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. สงขลา.
- ทงศักดิ์ วัฒนา. (2555). เรียนรู้การรีไซเคิลน้ำ เพื่อการใช้น้ำที่ยั่งยืน (Wastewater reclamation and reuse). **Technology Knowledge**. 39: 71-74.
- ทัศนาศรี เกื้อเส้ง. (2553). การลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. สงขลา.
- ธรรมธร นรพัฒน์. (2557). การนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ (**Water Reuse**). สำนักจัดการคุณภาพน้ำ กรมควบคุมมลพิษ.

นรา รัตนพันธ์. (2552). การบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมสิ่งทอด้วยกระบวนการอัลตราฟิลเตรชัน ร่วมกับกระบวนการออสโมซิสผันกลับเพื่อนำน้ำกลับมาใช้ใหม่. วิทยานิพนธ์ปริญญา มหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์ มหาวิทยาลัย.

นันทิกา สุนทรไชยกุล และคณะ. (2552). การวิเคราะห์ความเสี่ยงทางสุขภาพ สำหรับเจ้าหน้าที่ สาธารณสุข. ศูนย์ปฏิบัติการเตรียมพร้อมตอบโต้ภาวะฉุกเฉินด้านการแพทย์และ สาธารณสุข กรมควบคุมโรค.

นิติพันธ์ ณ พัทลุง. (2552). **Proposal Reverse Osmosis System Prepared for Thai Ceramic Co., Ltd.**

ปกฉัตร ชูดีวิศุทธิ์. (2552). การแยกจลสาหร่ายจากระบบเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยเครื่องกรองชนิดไหล ตามขวาง. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. 1-8.

ปราโมช เชี่ยวชาญ. (2552). **น้ำดื่มในสถานประกอบการ/โรงงานอุตสาหกรรม** [ออนไลน์]. ได้จาก: http://www.stou.ac.th/Schools/Shs/booklet/2552_3/OcupationHealth452.html

เพ็ญศรี วัลลະณญาณ. 2554. การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการปนเปื้อนมลพิษในดินและน้ำ ใต้ดิน. คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์.

มันสิน ตันฑุลเวศน์. (2542). วิศวกรรมการประปา. เล่ม 1. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มัลลิกา ปัญญาคะโป. (2556). การบำบัดน้ำและน้ำเสียด้วยวิธีการทางกายภาพและเคมี. พิมพ์ครั้งที่ 1. นครปฐม: มหาวิทยาลัยศิลปากร.

มัลลิกา ปัญญาคะโป และ ผ่องศรี เผ่าภูรี. (2550). รายงานการวิจัยเรื่อง การเกิดสารไตรฮาโลมีเทนใน น้ำประปาที่ผ่านการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน กรณีตัวอย่างระบบประปาของเทศบาลนคร นครปฐม. ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม. มหาวิทยาลัยศิลปากร.

วรพจน์ มีถม. (2553). กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (Analytic Hierarchy Process). **วารสาร บริหารธุรกิจเทคโนโลยีมหานคร**. 7 (3): 56-69.

วาลิกา ภาณุพินทุ. (2557). การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานข้าวแคบด้วยกระบวนการสร้างตะกอน ร่วมกับระบบห้ำกรองน้ำเสียและพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมของ โครงการศึกษาวิจัยและพัฒนา สิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ. วิทยานิพนธ์ปริญญา มหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

สมพงษ์ หิรัญมาศสุวรรณ. (2554). **เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสีย กระบวนการบำบัดทางเคมี**. ภาควิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยรังสิต.

- สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. (2548). **ศัพท์บัญญัติและนิยามสิ่งแวดล้อม**. กทม. สุกฤษยา ทับอุไร. (2554). การประยุกต์ใช้กระบวนการอัลตราฟิลเตรชัน สำหรับการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติในกระบวนการผลิตน้ำประปา. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.
- สุธรรม อรุณ. (2554). การตัดสินใจโดยใช้กระบวนการลำดับชั้นเชิงวิเคราะห์ (Analysis Hierarchy Process: AHP). สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร วิทยาเขตสารสนเทศพะเยา
- สำนักโรคจากการประกอบอาชีพและสิ่งแวดล้อม. (2557). **นิยามโรคจากการประกอบอาชีพ** [ออนไลน์]. ได้จาก: <http://envocc.ddc.moph.go.th/index>
- อรทัย ชาวลาภฤทธิ. (2545). **คู่มือวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย**.
- Aiello, R., Cirelli, G.L., and Consoli, S. (2007). Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: A case study in Sicily (Italy). **Agricultural Water Management**. 93: 65-72.
- Amundsen, T.D., Zastrow, D.J., and Wagner, A.L. (2013). **Coagulation and ultrafiltration of high-alkalinity graywater** [On-line]. Available: <https://www.aiche.org>
- APHA, AWWA, and WEF. (2005). **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington, D.C.: American Public Health Association.
- APHA, AWWA, and WEF. (2012). **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington, D.C.: American Public Health Association.
- Asano, T., Burton, F. L., Leverenz, H. L., Tsuchihashi, R., and Tchobanoglous, G. (2007). **Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications**. New York: McGraw-Hill.
- Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. (2000). **Australian and New Zealand Guidelines for fresh and marine water quality: Volume 3- Primary industries**. Australia.
- Bai, L. , et al. (2016). Health risk assessment research on heavy metals ingestion through groundwater drinking pathway for the residents in Baotou, China. **Journal of Environmental Health**. 78: 84-90.
- Bergamasco, R. , Konradt-Moraes, L. C. , Vieira, M. F. , Fagundes-Klen, M. R. , and Vieira, A. M. (2011). Performance of a coagulation–ultrafiltration hybrid process for water supply treatment. **Chemical Engineering Journal**. 166: 483-489.

- Blanky, M., Sharaby, Y., Rodriguez-Martinez, S., Halpern, M., and Friedler, E. (2017). Greywater reuse - Assessment of the health risk induced by *Legionella pneumophila*. **Water Research**. 125: 410-417.
- Bratby, J. (2006). **Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment**. London: IWA Publishing.
- Bryk, J., Prasad, R., Lindley, T., Davis, S., and Carpenter, G. (2011). **National Database of Water Reuse Facilities: Summary Report**. WaterReuse Foundation, United State of America.
- Chang, I-S., Lee, E-W., Oh, S., and Kim, Y. (2005). Comparison of SAR (sodium adsorption ratio) between RO and NF processes for the reclamation of secondary effluent. **Water Science and Technology**. 51: 313-318.
- Chon, K., Cho, J., Kim, S.J., and Jang, A. (2014). The role of a combined coagulation and disk filtration process as a pre-treatment to microfiltration and reverse osmosis membranes in a municipal wastewater pilot plant. **Chemosphere**. 117: 20-26.
- Crook, J. (2005). **Irrigation of Parks, Playgrounds, and Schoolyards with Reclaimed Water: Extent and Safety**. Alexandria, Virginia: WaterReuse Association.
- Crook, J. (2007). **Innovative Applications in Water Reuse and Desalination 2: Ten Case Studies**. Alexandria, Virginia: WaterReuse Association.
- Crozes, G., White, P. and Marshall, M. (1995). Enhanced coagulation: its effect on NOM removal and chemical costs. **Journal American Water Works Association**. 87: 78-89.
- Cui, X., et al. (2016). The effectiveness of coagulation for water reclamation from a wastewater treatment plant that has a long hydraulic and sludge retention times: A case study. **Chemosphere**. 157: 224-231.
- Dasgupta, J., Mondal, D., Chakraborty, S., Sikder, J., Curcio, S., and Arafat H.A. (2015). Nanofiltration based water reclamation from tannery effluent following coagulation pretreatment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 121: 22-30.
- Diaz, S.D., Pena, L.V., Cabrera, E.G., Soto, M.M., Cabezas, L.V., and Sanchez, L.B. (2012). Effect of previous coagulation in direct ultrafiltration of primary settled municipal wastewater. **Desalination**. 304: 41-48.
- Dilling, J. and Kaiser, K. (2002). Estimation of the hydrophobic fraction of dissolved organic matter in water samples using UV photometry. **Water Research**. 36: 5037-5044.

- Du, X., Qu, F., Liang, H., Li, K., Yu, H., Bai, L. and Li, G. (2014). Removal of antimony (III) from polluted surface water using a hybrid coagulation–flocculation–ultrafiltration (CF–UF) process. **Chemical Engineering Journal**. 254: 293-301.
- Ehara, Y. (1998). The Final Report of Feasibility Study for Introduction of Membrane Systems. **NWTTI-Project Phase II**. Thailand.
- ETPC. (2009). **Water Treatment** [On-line]. Available: <http://www.etpcwater.com>
- Fiksdal, L., and Leiknes, T. (2006). The effect of coagulation with MF/UF membrane filtration for the removal of virus in drinking water. **Journal of Membrane Science**. 279 (1-2): 364-371.
- Fitzpatrick, C. S., Fradin, E., and Gregory, J. (2004). Temperature effects on flocculation, using different coagulants. **Water Science Technology**. 50 (12): 171-175.
- Florida Department of Environmental Protection. (2006). **2005 Reuse Inventory: Tallahassee: FDEP, Water Reuse Program**, [On-line]. Available: <https://floridadep.gov>
- Florida Department of Environmental Protection. (2011). **2010 Reuse Inventory. Tallahassee: FDEP, Water Reuse Program** [On-line]. Available: <https://floridadep.gov>
- Gevorgyan1, G. A., Ghazaryan, K. A., Movsesyan, H. S., and Zhamharyan, H. G. (2017). Human health assessment of heavy metal pollution in soils around Kapan mining area, Armenia. **Journal of Natural Sciences**. 29 (2): 29-33.
- Ghernaout, D. (2014). The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation – A review. **Journal of King Saud University – Science**. 26 (3): 169-180.
- Girish, R.P., Asha, B.C. and Rita, S.D. (2011). Optimal selection of full scale tannery effluent treatment alternative using integrated AHP and GRA approach. **Expert Systems with Applications**. 38: 10889-10895.
- Guan, D., Zhang, Z., Li, X., and Liu, H. (2011). Effect of pH and temperature on coagulation efficiency in a North-China water treatment plant. **Advanced Materials Research**. 243-249: 4835-4838.
- Guo, T., Englehardt, J. and Wu, T. (2014). Review of cost versus scale: water and wastewater treatment and reuse processes. **Water Science & Technology**. 223-234.
- Hallenbeck, W.H., and Springs, W. (1993). **Quantitative risk assessment for environmental and occupational health**. New York: CRC Press.

- Herath, G.B.B. (1984). **Coupling of Crossflow Microfiltration and Dissolved Air Flotation for Algae Removal**. M.Eng. Thesis No. EV-94-11, AIT, Bangkok, Thailand.
- Ho, W. (2008). Decision Support: Integrated analytic hierarchy process and its applications- A literature review. **European Journal of Operational Research**. 186: 211-228.
- Huang, H., Lee, N., Young, T., Gary, A., Lozier, J.C., and Jacangelo, J.G. (2007). Natural organic matter fouling of low-pressure, hollow-fiber membranes: Effects of NOM source and hydrodynamic conditions. **ScienceDirect**. 41: 3823-3832.
- Hundt, T., and O' Melia, C. (1988). Aluminum- fulvic acid interaction: mechanisms and applications. **Journal-American Water Works Association**. 80 (4): 176-186.
- Hutson, S.S., Barber, N.L., Kenny, J.F., Linsey, K.S., Lumia, D.S., and Maupin, M.A. (2000). **Estimated Water Use in the United States in 2000**. United State of America.
- IRIS. (2009). Integrated risk information system. United States Environmental Protection Agency [On-line]. Available: <http://www.epa.gov/iris>
- Italian Decree. (2003). **Regulating Technical Standards for Wastewater Reuse**. Italy.
- Ji, Q., Liu, H., Hu, C., Wang, D. and Li, J. (2008). Removal of disinfection by-products precursors by polyaluminum chloride coagulation coupled with chlorination. **Separation and Purification Technology**. 62: 464-469.
- Jimenez, B., and Asano, T. (2008). **Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs**. London: IWA Publishing.
- Julie, C., Minhan, D., Robert, F., and Xiaolin, L. 2004. Distribution of dissolved organic matter in the Peal River Estuary. **China Marine Chemistry**. 211-224.
- Kabsch-Korbutowicz, M. (2005). Effect of Al coagulant type on natural organic matter removal efficiency in coagulation/ultrafiltration process. **Desalination**. 185 (1-3): 327-333.
- Korpela, J., and Lehmusvaara, A., (1999). A customer oriented approach to warehouse network evaluation and design. **International Journal of Production Economics**. 59: 135-146.
- Laabs, C.N., Amy, G.L., and Jekel, M. (2006). Understanding the size and character of fouling-causing substances from effluent organic matter (EfOM) in low-pressure membrane filtration. **Environmental Science & Technology**. 40 (14): 4495-4499.

- Lazarova, V., Savoye, P., Janex, M.L., Blatchley, E.R., and Pommepuy, M. (1999). Advanced wastewater disinfection technologies: state of the art and perspectives. **Water Science and Technology**. 40 (4): 203-213.
- Leiknes, T., Odegaard, H., and Myklebust, H. (2004). Removal of natural organic matter (NOM) in drinking water treatment by coagulation-microfiltration using metal membranes. **Journal of Membrane Science**. 242: 47-55.
- Listiarini, K., Sun, D.D., and Leckie, J.O. (2009). Organic fouling of nanofiltration membranes: Evaluating the effects of humic acid, calcium, alum coagulant and their combinations on the specific cake resistance. **Journal of Membrane Science**. 332: 56-62.
- Khamisi, S.A., Prathapar, S.A., and Ahmed, M. (2013). Conjunctive use of reclaimed water and groundwater in crop rotations. **Agricultural Water Management**. 116: 228-234.
- Korbutowicz, M.K. (2008). Ultrafiltration as a method of separation of natural organic matter from water. **Material Science-Poland**. 26 (2): 459-467.
- Lee, S., Ihara, M., Yamashita, N., and Tanaka, H. (2017). Improvement of virus removal by pilot-scale coagulation-ultrafiltration process for wastewater reclamation: Effect of optimization of pH in secondary effluent. **Water Research**. 114: 23-30.
- Liang, H., Gong, W., Chen, J., and Li, G. (2008). Cleaning of fouled ultrafiltration (UF) membrane by algae during reservoir water treatment. **Desalination**. 220 (1-3): 267-272.
- Livingston, E. (2008). Presentation at 2008 Water Smart Innovations Conference and Exposition [On-line]. Available: <http://www.watersmartinnovations.com>
- Mao, R., Wang, Y., Zhao, Y., Gao, B. and Dong, M. (2013). Impact of various coagulation technologies on membrane fouling in coagulation/ultrafiltration process. **Chemical Engineering Journal**. 225: 387-393.
- Marella, R.L. (2009). **Water Withdrawals, Use, and Trends in Florida, 2005** [On-line]. Available: <http://pubs.usgs.gov/sir/2009/5125>
- Maryam, B. and Buyukgungor, H. (2017). Wastewater reclamation and reuse trends in Turkey: Opportunities and challenges. **Journal of Water Process Engineering**.
- Matsushita, T., Matsui, Y., and Inoue T. (2004). Irreversible and reversible adhesion between virus particles and hydrolyzing-precipitating aluminum: a function of coagulation. **Water Science Technology**. 39 (1): 147-163.

- Matsushita, T., Matsui, Y., Shirasaki, N., and Kato, Y. (2005). Effect of membrane pore size, coagulation time, and coagulant dose on virus removal by a coagulation- ceramic microfiltration hybrid system. **Desalination**. 178: 21-26.
- Metcalf and Eddy. (1991). **Wastewater Engineering Treatment: Treatment, Disposal and Reuse**. 3rd Edition. Singapore: McGraw-Hill.
- Metropolitan Council of Environmental Services. (2007). **Recycling Treated Municipal Wastewater for Industrial Water Use** [On-line]. Available: <http://www.metrocouncil.org>
- Moazeni, M., et al. (2017). Estimation of health risks caused by exposure to enteroviruses from agricultural application of wastewater effluents. **Water Research**. 125: 104-113.
- Mulder, M. (1996). Basic Principles of Membrane Technolgt. **Kluwer Academic Publishers**. 314: 157-183.
- Nagare, H., Aso, T., Ebie, Y. and Ebie, K. (2008). Removal of humic substances by repeated mixing with PACl. **In proceedings international water association (IWA) specialist conference on: natural organic matter**. 2-4 September 2008. Bath, UK.
- National Research Council of the National Academics. (2008). **Prospects for Managed Underground Storage of Recoverable Water**. Washington, DC
- National Research Council of the National Academics. (2012). **Water Reuse: Potential for Expanding the Nation's Water Supply Through Reuse of Municipal Wastewater**. Washington, DC: National Academies Press.
- Newcombe, G., Drikas, M., Assem, S. and Becketi, R. (1997). Influence of characterised natural organic material on activated carbon adsorption: I characterization of concentrated reservoir water. **Water Research**. 31: 965-972.
- Norton-Brandao, D., Scherrenberg, S.M., and Lier, J.B. (2013). Reclamation of used urban waters for irrigation purposes: A review of treatment technologies. **Journal of Environmental Management**. 122: 85-98.
- Oladoja, N.A. (2016). Advances in the quest for substitute for synthetic organic polyelectrolytes as coagulant aid in water and wastewater treatment operations. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**. 3: 47-58.
- Oron, G., and et al. (2008). Membrane technology for advanced wastewater reclamation for sustainable agriculture production. **Desalination**. 218 (1-3): 170-180.

- Owen, D.M., Amy, G.L and Chowdhury, Z.K. 1995. Characterization of natural organic matter and its relationship to treatability. **Journal American Water Works Association**. 87: 5-6.
- Owen, D.M., Amy, G.L., Chowdhury, Z.K., Paode, R., McCoy, G. and Viscosill, K. 1995. NOM characterization and treatability. **Journal of the American Water Works Association**. 87 (1): 46-63.
- Petousi, I., et al. (2015). Effects of reclaimed wastewater irrigation on olive (*Olea europaea* L.cv. 'Koroneiki') trees. **Agricultural Water Management**. 160: 33-40.
- Qin, J.J., Oo, M.H., Kekre, K.A., Knops, F., and Miller, P. (2006). Impact of coagulation pH on enhanced removal of natural organic matter in treatment of reservoir water. **Separation and Purification Technology**. 49: 295-298.
- Rapant, S., Fajcikova, K., Khun, M., and Cveckova, V. (2011). Application of health risk assessment method for geological environment at national and regional scales. **Environmental Earth Sciences**. 64: 513-521.
- Rizzo, L., Gallo, M., Meriç, S., and Belgiorno, V. (2005). Removal of THM precursors from a high-alkaline surface water by enhanced coagulation and behavior of THMFP toxicity on *D. magna*. **Desalination**. 176: 177-188.
- Rodrigues, S. (2002). **China Reclaimed Water Reuse Regulations**. International Water Association. United Kingdom.
- Saaty, R.W. (2003). Decision Making in Complex Environments: **The Analytic Hierarchy Process (AHP) for Decision Making and the Analytic Network Process (ANP) for Decision Making with Dependence and Feedback**. RWS Publications, Pittsburgh.
- Saritha, V., Srinivas, N., and Srikanth, N.V. (2017). Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. **Applied Water Science**. 7: 451-460.
- Shah, M.T., Ara, J., Muhammad, S., Khan, S., and Tariq, S. (2012). Health risk assessment via surface water and sub-surface water consumption in the mafic and ultramafic terrain, Mohmand agency, northern Pakistan. **Journal of Geochemical Exploration**. 118: 60-67.
- Shanmuganathan, S., Loganathan, P., Kazner, C., Johir, M.A.H., and Vigneswaran, S. (2017). Submerged membrane filtration adsorption hybrid system for the removal of organic micropollutants from a water reclamation plant reverse osmosis concentrate. **Desalination**. 401: 134-141.

- Sher, F., Malik, A., and Liu, H. (2013). Industrial polymer effluent treatment by chemical coagulation and flocculation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. 1: 684-689.
- Spanish Royal Decree. (2007). **Spanish Regulations for Water Reuse**. Spain.
- Tepanosyan, G., Sahakyan, L., Belyaeva, O., Maghakyan, N., and Saghatelyan, A. (2017). Human health risk assessment and riskiest heavy metal origin identification in urban soils of Yerevan, Armenia. **Chemosphere**. 184: 1230-1240.
- Teunis, P.F.M., Ogden, I.D. and Strachan, N.J.C. (2008). Hierarchical dose response of *E.coli* O157:H7 from human outbreaks incorporating heterogeneity in exposure. **Epidemiol. Infect.** 136: 761-770.
- The International Programs on Chemical Safety. (1994). **Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health-based exposure limits**. Geneva.
- Tiehm, A., Herwig, V. and Neis, U. (1999). Particle size analysis for improved Sedimentation and filtration in Waste water treatment. **Water Science and Technology**. 39 (8): 99-106.
- Touffet, A., Baron, J., Welte, B., Joyeux, M., Teychene, B. and Gallard, H. (2015) Impact of pretreatment conditions and chemical ageing on ultrafiltration membrane performances. Diagnostic of a coagulation/adsorption/filtration process. **Journal of Membrane Science**. 489: 284-291.
- USEPA. (1989). **Risk assessment: guidance for superfund. In: Human Health Evaluation Manual**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- USEPA. (1999). **A risk assessment–multiway exposure spreadsheet calculation tool**. United States Environmental Protection Agency. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- USEPA. (2004). **Guidelines for Water Reuse**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- USEPA. (2011). **Exposure Factors Handbook**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- USEPA. (2012). **2012 Guidelines for Water Use, Office of Research and Development**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- Uyak, V., Koyuncu, I., Oktem, I., Cakmakci, M. and Toroz, I. (2008) Removal of trihalomethanes from drinking water by nanofiltration membranes. **Journal of Hazardous Materials**. 152 (2): 789-794.
- Vaidya, O.S., Kumar, S. (2006). Analytic hierarchy process: An overview of applications. **European Journal of Operational Research**. 169 (1): 1–29.

- Veil, J.A. (2007). **Use of Reclaimed Water for Power Plant Cooling**. United States.
- Velasco, U.I., Alvarez-Uriarte, J.I. and Gonzalez-Velasco, J.R. (2007). Enhanced coagulation under changing alkalinity-hardness conditions and its implications on trihalomethane precursors removal and relationship with UV absorbance. **Separation and Purification Technology**. 55: 368-380.
- Velasco, U.I., Alvarez-Uriarte, J.I. and Gonzalez-Velasco, J.R. (2007). Removal and structural changes in natural organic matter in a Spanish water treatment plant using nascent chlorine. **Separation and Purification Technology**. 57: 152-160.
- Virarrahavan, T., and Wimmer, C.H. (1988). Polyaluminium Chloride as an Alternative to Alum Coagulation a Case Study. **J. Agua**. 6: 316-321.
- Wang, C-C., Niu, Z-G., and Zhang, Y. (2013). Health risk assessment of inhalation exposure of irrigation worker and the public to trihalomethanes from reclaimed water in landscape irrigation in Tianjin, North China. **Journal of Hazardous Materials**. 262: 179-188.
- Wang, L., Wang, W., Fukushi, K.I. (2008). Effects of operational on ultrafiltration membrane fouling. **Desalination**. 229: 181-191.
- Wang, X., Sato, T., Xing, B., and Tao, S. (2005). Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. **Science of the Total Environment**. 350: 28-37.
- Wei, N., Zhang, Z., Liu, D., Wu, Y., Wang, J. and Wang, Q. (2015). Coagulation behavior of polyaluminum chloride: Effects of pH and coagulant dosage. **Chinese Journal of Chemical Engineering**. 23: 1041-1046.
- Westcot, D.W., and Ayers, R.S. (1985). **Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater e a Guidance Manual**. Chelsea: Lewis Publishers, Inc.
- World Health Organization. (1989). **Guidelines for the Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture: Measures for Public Health Protection**. Italy.
- World Health Organization. (2008). **Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure**. Geneva, Switzerland.
- World Health Organization. (2011). **Guidelines for Drinking-Water Quality**. Fourth edition. English.

- Yan, M., Wang, D., Ni, J., Qu, J., Chow, C. and Liu, H. (2008). Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: Effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics. **Water Research**. 42: 3361-3370.
- Yang, Z.L., Gao, B.Y., Yue, Q.Y. and Wang, Y. (2010). Effect of pH on the coagulation performance of Al-based coagulants and residual aluminum speciation during the treatment of humic acid-kaolin synthetic water. **Journal of Hazardous Materials**. 178: 596-603.
- Yimratanabovorn, J., Rungrueang, O., Karuchit, S. and Wirikitkhul, P. (2018). Assessing urban water supply system in northeastern Thailand: water quality and authority organization. **International Journal of GEOMATE**. 15 (48): 187-194.
- Yimratanabovorn, J., Rungrueang, O., Wonglertarak, W. and Wichitsathein, B. (2018). Application of Analytic Hierarchy Process (AHP) for the Assessment of Water Reclamation Alternative. **In proceedings international water association (IWA) water reuse 2018**. 30 October - 2 November 2018. Thailand.
- Yimratanabovorn, J., Wonglertarak, W., Rungrueang, O., Hirunteeyakul, C. and Wichitsathein, B. (2018). Performance Comparison of Coagulation, Ultrafiltration and Combined Coagulation and Ultrafiltration for Water Reclamation. **International Journal of Environmental Science and Development**.
- Yu, W., Yang, Y., and Graham, N. (2016). Evaluation of ferrate as a coagulant aid/oxidant pretreatment for mitigating submerged ultrafiltration membrane fouling in drinking water treatment. **Chemical Engineering Journal**. 298: 234-242.
- Yu, G., et al. (2017). Health risk assessment of Chinese consumers to Cadmium via dietary intake. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**. 44: 137-145.
- Zeng, G., Jiang, R., Huang, G., Xu, M. and Li, J. (2007). Optimization of wastewater treatment alternative selection by hierarchy grey relational analysis. **Journal of Environmental Management**. 82: 250-259.
- Zhai, Y., et al. (2017). Groundwater nitrate pollution and human health risk assessment by using HHRA model in an agricultural area, NE China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 137: 130-142.



ตารางที่ ก.1 ข้อมูลการตรวจคุณภาพน้ำที่ย้อนหลังปี 2556

Parameter	Units	วัน/เดือน									ค่าเฉลี่ย
		15/11/55	1/2/56	21/2/56	21/3/56	4/4/56	31/5/56	27/6/56	31/7/56	27/9/56	
pH	-	7.3	7.6	7.3	8.1	7.2	7.3	7	8.6	8	7.60
Color	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Suspended Solids	mg/L	6	8	8	12	4	8	13	14	8	9.00
Total Dissolved Solid	mg/L	298	324	439	355	335	234	412	373	456	358.44
Total Kjeldahl Nitrogen	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sulfide	mg/L	0.001	0.003	0.02	0.02	-	ND	-	11	0.003	1.84
BOD	mg/L	12	8	6	3	-	2	-	13	7	7.29
COD	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	mg/L	0.01	0.004	0.02	0.02	0.02	0.09	0.03	0.03	0.03	0.028
As	mg/L	ND	0.001	0.002	ND	0.002	0.001	ND	ND	0.001	0.001
Ba	mg/L	0.13	0.149	0.106	1.26	0.998	0.133	0.125	0.072	0.079	0.339
Cd	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cu	mg/L	ND	ND	0.001	ND	0.005	0.002	0.01	ND	0.001	0.004
Pb	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hg	mg/L	ND	ND	0.001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.001
Mn	mg/L	0.09	0.085	0.013	2.442	0.019	0.107	0.101	0.035	0.05	0.327
Ni	mg/L	ND	0.002	0.003	0.003	0.004	0.004	0.014	0.003	0.001	0.004
Se	mg/L	ND	ND	0.001	ND	0.001	ND	ND	ND	ND	0.001
Zn	mg/L	0.05	0.03	0.027	0.085	0.012	0.131	0.346	ND	0.058	0.092

ตารางที่ ก.2 ข้อมูลการตรวจคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังปี 2557

Parameter	Units	วัน/เดือน												ค่าเฉลี่ย
		16/1	13/2	6/3	4/4	2/5	15/5	6/6	3/7	14/8	5/9	29/10	2/12	
pH	-	8.1	9	9.2	8.1	7.9	8.5	8.8	-	8.1	8.6	7.6	-	8.39
Color	-	-	-	-	-	24	-	-	-	-	-	-	-	24.00
Suspended Solids	mg/L	22	40	84	17	16	13	18	-	54	2	12	-	27.80
Total Dissolved Solid	mg/L	364	406	398	442	234	384	317	-	380	542	392	-	385.90
Sulfide	mg/L	ไม่พบ	0.02	0.03	ไม่พบ	ไม่พบ	0.01	ไม่พบ	-	0.01	0.01	0.005	-	0.01
BOD	mg/L	11	28	45	21	5	10	14	-	18	12	20	-	18.40
Grease & Oil	mg/L	2	5	6	ไม่พบ	4	5	3	-	2	2	ไม่พบ	-	3.63
COD	mg/L	-	-	-	-	18	-	-	-	-	-	-	-	18.00
Cr	mg/L	0.02	-	0.02	0.03	0.04	0.05	0.02	0.04	0.03	0.05	0.05	0.06	0.037
As	mg/L	ไม่พบ	-	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.001	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.001	0.001	0.001
Ba	mg/L	0.029	-	0.11	0.11	0.086	0.074	0.059	0.098	0.112	0.112	0.084	0.102	0.089
Cd	mg/L	ไม่พบ	-	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Cu	mg/L	ไม่พบ	-	ไม่พบ	0.017	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.001	0.004	ไม่พบ	0.004	ไม่พบ	0.007
Pb	mg/L	0.002	-	ไม่พบ	0.002	0.004	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.003	ไม่พบ	0.003
Hg	mg/L	ไม่พบ	-	ไม่พบ	0.001	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.001
Mn	mg/L	0.002	-	0.009	0.026	0.022	0.001	0.003	0.01	0.048	0.026	0.014	0.09	0.023
Ni	mg/L	ไม่พบ	-	0.006	0.004	0.002	0.001	0.001	0.004	0.004	0.001	0.005	0.002	0.003
Se	mg/L	ไม่พบ	-	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.002	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.002
Zn	mg/L	0.01	-	0.01	0.012	0.01	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.008	0.017	0.011

ตารางที่ ก.3 ข้อมูลการตรวจคุณภาพน้ำที่ย้อนหลังปี 2558

Parameter	Units	วัน/เดือน												ค่าเฉลี่ย
		14//1	11/1	10/3	21/4	19/5	16/6	14/7	25/8	23/9	7/10	4/11	22/12	
pH	-	-	-	8.10	-	-	7.60	-	8.00	7.70	8.10	7.70	7.80	7.86
Suspended Solids	mg/L	-	-	16.00	-	-	8.00	-	22.00	26.00	16.00	35.00	19.00	20.29
Total Dissolved Solid	mg/L	-	-	434.00	-	-	440.00	-	414.00	378.00	343.00	353.00	447.00	401.29
Total Kjeldahl Nitrogen	mg/L	-	-	18.00	-	-	8.00	-	9.00	14.00	ไม่พบ	26.00	3.00	13.00
Sulfide	mg/L	-	-	0.009	-	-	0.005	-	0.004	0.006	0.005	0.013	0.01	0.01
BOD	mg/L	-	-	11.00	-	-	2.00	-	13.00	10.00	20.00	16.00	9.00	11.57
Grease & Oil	mg/L	-	-	6.00	-	-	7.00	-	7.00	5.00	15.00	4.00	4.00	6.86
Cr	mg/L	0.060	0.050	0.050	0.060	0.060	0.052	0.071	0.048	0.056	0.089	0.083	0.086	0.064
As	mg/L	0.0010	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.0020	ไม่พบ	0.0010	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.0003
Ba	mg/L	0.087	0.085	0.085	0.077	0.083	0.088	0.089	0.075	0.075	0.689	0.578	0.074	0.174
Cd	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Cu	mg/L	0.004	ไม่พบ	0.004	0.002	0.003	0.002	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.001
Pb	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Hg	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Mn	mg/L	0.011	0.001	0.017	0.006	0.016	0.046	0.040	0.022	0.031	0.052	0.001	0.016	0.022
Ni	mg/L	0.006	ไม่พบ	0.004	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	ไม่พบ	0.001	0.001	0.002
Se	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Zn	mg/L	0.197	ไม่พบ	0.223	0.010	0.018	0.026	0.046	0.005	0.017	ไม่พบ	0.01	0.003	0.045

ตารางที่ ก.4 ข้อมูลการตรวจคุณภาพน้ำที่ย้อนหลังปี 2559

Parameter	Units	วัน/เดือน									ค่าเฉลี่ย
		24/2	16/3	27/4	17/5	15/6	28/9	26/10	9/11	14/12	
pH	-	7.30	9.00	8.90	8.70	8.80	8.00	7.80	9.00	7.70	8.36
Suspended Solids	mg/L	27.00	62.00	6.00	2.00	17.00	6.00	16.00	35.00	39.00	23.33
Total Dissolved Solid	mg/L	411.00	452.00	475.00	479.00	531.00	370.00	328.00	365.00	443.00	428.22
Total Kjeldahl Nitrogen	mg/L	9.00	12.00	9.00	13.00	7.00	20.00	10.00	14.00	9.00	11.44
Sulfide	mg/L	0.005	0.006	0.005	0.009	0.005	0.005	0.006	0.008	0.009	0.01
BOD	mg/L	18.00	19.00	16.00	10.00	12.00	11.00	19.00	14.00	14.00	14.78
Grease & Oil	mg/L	5.00	2.00	5.00	2.00	13.00	5.00	3.00	8.00	4.00	5.22
Cr	mg/L	<0.01	0.014	0.024	0.021	-	0.033	0.044	0.029	0.025	0.02
As	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	-	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Ba	mg/L	0.092	0.578	0.090	0.096	-	0.064	0.062	0.081	0.071	0.14
Cd	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	-	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Cu	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.002	-	0.002	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.001
Pb	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	-	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Hg	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	-	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Mn	mg/L	0.031	0.015	0.004	0.064	0.016	0.026	0.026	0.101	0.010	0.03
Ni	mg/L	0.002	0.002	0.001	0.003	ไม่พบ	0.001	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	0.001
Se	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Zn	mg/L	ไม่พบ	0.002	ไม่พบ	0.051	0.007	0.033	<0.010	0.067	<0.010	0.02

ตารางที่ ก.5 ข้อมูลการตรวจคุณภาพน้ำทิ้งย้อนหลังปี 2560

Parameter	Units	วัน/เดือน					ค่าเฉลี่ย
		21/2	14/3	25/4	21/6	12/7	
pH	-	8.20	8.20	8.00	7.20	7.30	7.78
Suspended Solids	mg/L	14.00	28.00	16.00	27.00	38.00	24.60
Total Dissolved Solid	mg/L	507.00	452.00	150.00	270.00	310.00	337.80
Total Kjeldahl Nitrogen	mg/L	23.00	21.00	9.00	21.00	24.00	19.60
Sulfide	mg/L	0.01	0.024	0.008	0.005	0.011	0.01
BOD	mg/L	12.00	15.00	12.00	17.00	15.00	14.20
Grease & Oil	mg/L	11.00	2.00	21.00	1.00	4.00	7.80
Cr	mg/L	0.025	0.033	0.025	-	-	0.03
As	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Ba	mg/L	0.093	0.092	0.081	-	-	0.09
Cd	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Cu	mg/L	ไม่พบ	0.002	0.002	ไม่พบ	ไม่พบ	0.001
Pb	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Hg	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Mn	mg/L	0.010	0.002	0.006	-	-	0.01
Ni	mg/L	0.005	0.004	0.002	-	-	0.004
Se	mg/L	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ	ไม่พบ
Zn	mg/L	0.014	0.014	0.003	-	-	0.010

ตารางที่ ก.6 ทดสอบความแตกต่างของความขุ่นในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	77.893	2	38.947	2.077	0.131	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	1687.721	90	18.752			
Total	1765.614	92				

ตารางที่ ก.7 ทดสอบความแตกต่างของความสีในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	1255.974	2	627.987	0.706	0.496	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	80010.358	90	889.004			
Total	81266.332	92				

ตารางที่ ก.8 ทดสอบความแตกต่างของ COD ในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA

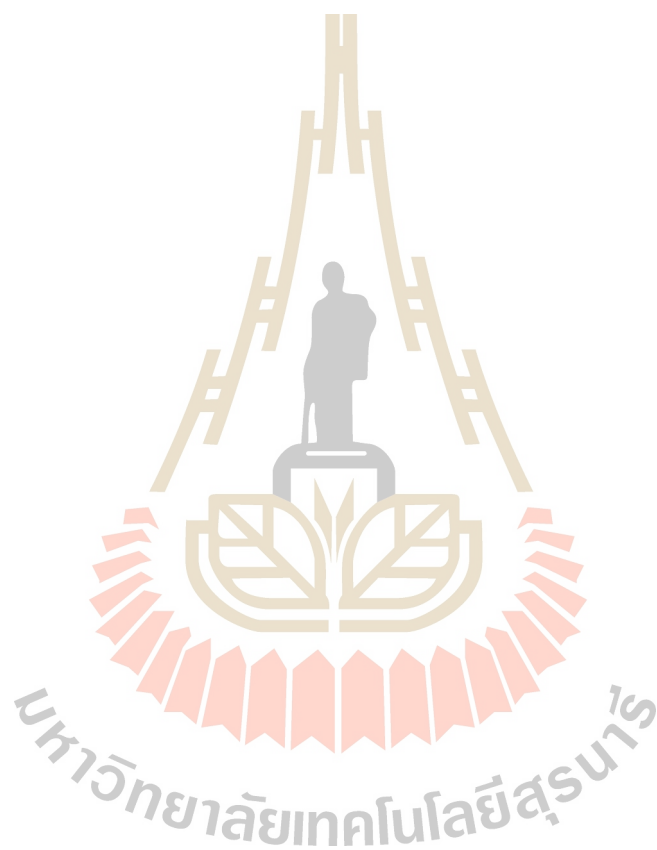
Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	214.003	2	107.001	0.527	0.594	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	9138.743	45	203.083			
Total	9352.745	47				

ตารางที่ ก.9 ทดสอบความแตกต่างของ Total Coliform ในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	3.58E+10	2	1.79E+10	2.316	0.111	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	3.24E+11	42	7.72E+09			
Total	3.60E+11	44				

ตารางที่ ก.10 ทดสอบความแตกต่างของ Fecal Coliform ในตัวอย่างน้ำทิ้งด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	5.98E+07	2	2.99E+07	0.268	0.766	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	4.46E+09	40	1.11E+08			
Total	4.52E+09	42				





ตารางที่ ข.1 สภาวะที่เหมาะสมจากการทดสอบ Jar Test

RUN	PACl (mg/L)	Cation Polymer (mg/L)	pH
1	60.00	2.00	7.50
2	60.00	2.00	7.50
3	60.00	2.00	7.50
4	70.00	1.00	7.50
5	70.00	6.00	7.50
6	70.00	2.00	7.50
7	70.00	1.00	7.50
8	80.00	8.00	8.00
9	70.00	1.00	8.00
10	70.00	3.00	-
11	60.00	4.00	7.01
12	80.00	4.00	7.50
13	80.00	2.00	8.00
14	60.00	5.00	8.00
15	50.00	2.00	6.70
16	70.00	3.00	8.00
17	70.00	3.00	7.50
18	80.00	8.00	8.00
19	70.00	3.00	8.50
20	70.00	3.00	8.50
21	80.00	3.00	8.00
22	60.00	2.00	7.50
Mean	68.64	3.18	7.70
Max	80.00	8.00	8.50
Min	50.00	1.00	6.70
SD	8.34	1.99	0.44

ตารางที่ ข.2 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นที่ความเข้มข้นของ PACI

ในช่วง 60-70 mg/L ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	7.724	1	7.724	1.292	0.262	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	263.056	44	5.979			
Total	270.781	45				

ตารางที่ ข.3 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดสีที่ความเข้มข้นของ PACI ในช่วง

60-70 mg/L ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	36.081	1	36.081	3.266	0.078	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	486.125	44	11.048			
Total	522.207	45				

ตารางที่ ข.4 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นที่ความเข้มข้นของ Cation

Polymer ในช่วง 1-8 mg/L ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	37.910	7	5.416	0.163	0.992	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	5843.623	176	33.202			
Total	5881.533	183				

ตารางที่ ข.5 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดสีที่ความเข้มข้นของ Cation Polymer

ในช่วง 1-8 mg/L ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	32.830	7	4.690	0.224	0.979	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	3685.692	176	20.941			
Total	3718.522	183				

ตารางที่ ข.6 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นที่ค่า pH ในช่วง 7-9 ด้วย

One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	225.176	4	56.294	1.434	0.232	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	2630.728	67	39.265			
Total	2855.904	71				

ตารางที่ ข.7 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดสีที่ค่า pH ในช่วง 7-9 ด้วย One Way

ANOVA

Groups	Sum of Squares	Df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	674.257	4	168.564	2.466	0.052	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	4921.919	72	68.360			
Total	5596.176	76				



ภาคผนวก ค

ผลการศึกษาระบบ UF

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ ค.1 คุณลักษณะน้ำของเพอมีเอทฟลักซ์ 60 L/m².h

Parameters	Units	60 L/m ² .h					
		Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Avg. ± SD	Min-Max	Avg. ± SD	Min-Max	Avg. ± SD
pH	-	7.15-8.04	7.77±0.20	7.37-8.05	7.75±0.17	-	-
Conductivity	µS/cm	710-762	737±21.04	633-754	714±15.36	-	-
Turbidity	NTU	1.83-8.90	5.34±1.71	1.60-5.87	3.44±1.44	8.94-71.53	34.05±17.70
Color	Pt-Co	63-134	98±23.71	58-113	85±19.16	2.52-28.74	13.95±7.38
COD	mg/L	21.25-41.50	31.39±6.65	14.06-31.85	22.93±5.35	3.57-44.80	26.93±12.28

ตารางที่ ค.2 คุณลักษณะน้ำของเพอมีเอทฟลักซ์ 80 L/m².h

Parameters	Units	80 L/m ² .h					
		Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Avg. ± SD	Min-Max	Avg. ± SD	Min-Max	Avg. ± SD
pH	-	7.47-7.91	7.59±0.11	7.42-8.02	7.57±0.15	-	-
Conductivity	µS/cm	869-1036	976.02±60.60	892-1055	987.25±62.11	-	-
Turbidity	NTU	2.87-14.67	8.95±3.30	1.46-10.23	4.98±2.38	23.28-64.24	49.66±11.69
Color	Pt-Co	87-248	167±41.90	57-192	104±26.54	7.42-52.82	35.32±13.04
COD	mg/L	27.39-64.66	45.24±12.27	19.30-58.45	36.87±11.65	6.67-37.50	19.15±9.25

ตารางที่ ค.3 คุณลักษณะน้ำของเพอมีเอทฟลักซ์ 100 L/m².h

Parameters	Units	100 L/m ² .h					
		Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Avg. ± SD	Min-Max	Avg. ± SD	Min-Max	Avg. ± SD
pH	-	7.50-7.78	7.61±0.09	7.46-7.86	7.61±0.13	-	-
Conductivity	µS/cm	802-826	814±6.84	773-821	800±16.55	-	-
Turbidity	NTU	1.90-5.62	3.41±1.32	1.38-3.24	2.08±0.59	6.50-64.00	34.78±15.31
Color	Pt-Co	46-110	75±15.43	35-77	59±13.64	7.57-51.17	20±10.44
COD	mg/L	16.70-34.48	24.57±6.14	12.39-30.17	19.25±5.53	12.50-32.26	22.17±4.84

ตารางที่ ค.4 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60, 80 และ 100 L/m².h ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	3244.145	2	1622.072	8.772	0.000	แตกต่างกัน
Within Groups	15533.464	84	184.922			
Total	18777.609	86				

ตารางที่ ค.5 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดสีที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60, 80 และ 100 L/m².h ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	4659.999	2	2329.999	34.325	0.000	แตกต่างกัน
Within Groups	5158.938	76	67.881			
Total	9818.937	78				

ตารางที่ ค.6 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัด COD ที่เพอมีเอทฟลักซ์ 60, 80 และ 100 L/m².h ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	196.646	2	98.323	1.091	0.347	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	3243.552	36	90.099			
Total	3440.199	38				

ตารางที่ ค.7 คุณลักษณะน้ำที่สกัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 25:75

Parameters	Units	25:75					
		Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Avg. \pm SD	Min-Max	Avg. \pm SD	Min-Max	Avg. \pm SD
pH	-	7.47-7.91	7.59 \pm 0.11	7.42-8.02	7.57 \pm 0.15	-	-
Conductivity	μ S/cm	869-1036	976.02 \pm 60.60	892-1055	987.25 \pm 62.11	-	-
Turbidity	NTU	2.87-14.67	8.95 \pm 3.30	1.46-10.23	4.98 \pm 2.38	23.28-64.24	49.66 \pm 11.69
Color	Pt-Co	87-248	167 \pm 41.90	57-192	104 \pm 26.54	7.42-52.82	35.32 \pm 13.04
COD	mg/L	27.39-64.66	45.24 \pm 12.27	19.30-58.45	36.87 \pm 11.65	6.67-37.50	19.15 \pm 9.25

ตารางที่ ค.8 คุณลักษณะน้ำที่สกัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 50:50

Parameters	Units	50:50					
		Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Avg. \pm SD	Min-Max	Avg. \pm SD	Min-Max	Avg. \pm SD
pH	-	7.29-8.80	7.69 \pm 0.46	7.14-8.71	7.56 \pm 0.41	-	-
Conductivity	μ S/cm	637-826	713 \pm 51.14	651-833	720 \pm 50.77	-	-
Turbidity	NTU	1.79-14.73	7.85 \pm 2.88	0.80-6.10	3.79 \pm 1.40	19.58-68.50	50.96 \pm 11.94
Color	Pt-Co	70-170	123 \pm 27.71	46-130	83 \pm 21.44	6.30-51.60	32.68 \pm 9.75
COD	mg/L	24.53-64.17	39.88 \pm 10.19	21.02-39.81	31.50 \pm 6.12	7.89-38.00	19.66 \pm 8.15

ตารางที่ ค.9 คุณลักษณะน้ำที่สกัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อรีเทนเททเท่ากับ 75:25

Parameters	Units	75:25					
		Influence		Effluence		Efficiency	
		Min-Max	Avg. \pm SD	Min-Max	Avg. \pm SD	Min-Max	Avg. \pm SD
pH	-	7.28-8.99	7.60 \pm 0.39	7.16-8.81	7.48 \pm 0.34	-	-
Conductivity	μ S/cm	672-763	720 \pm 24.40	674-768	731 \pm 24.80	-	-
Turbidity	NTU	8.68-18.30	12.85 \pm 2.60	4.42-9.76	6.29 \pm 1.74	35.85-74.20	50.55 \pm 9.64
Color	Pt-Co	130-208	169 \pm 23.06	78-148	112 \pm 22.48	19.74-53.19	33.49 \pm 8.70
COD	mg/L	33.94-83.00	55.26 \pm 14.23	28.12-69.00	44.12 \pm 12.55	11.54-32.69	20.29 \pm 6.36
DOC	mg/L	8.76-16.20	12.48 \pm 2.53	6.58-13.49	10.02 \pm 2.06	14.31 \pm 31.38	19.68 \pm 4.95

ตารางที่ ค.10 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นที่สัดส่วนน้ำ
เพอมีเอทต่อรีเทนเทท 25:75, 50:50 และ 75:25 ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	35.864	2	17.932	0.164	0.849	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	9182.739	84	109.318			
Total	9218.603	86				

ตารางที่ ค.11 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัดสีที่สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อ
รีเทนเทท 25:75, 50:50 และ 75:25 ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	85.603	2	42.801	0.441	0.645	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	8154.003	84	97.071			
Total	8239.606	86				

ตารางที่ ค.12 ทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการกำจัด COD สัดส่วนน้ำเพอมีเอทต่อ
รีเทนเทท 25:75, 50:50 และ 75:25 ด้วย One Way ANOVA

Groups	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.	แปลผล
Between Groups	5.351	2	2.676	0.044	0.957	ไม่แตกต่างกัน
Within Groups	2578.649	42	61.396			
Total	2584.000	44				



ภาคผนวก ง

ผลการประเมินความเสี่ยง

ตารางที่ ง.1 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ CF

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0654	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	12.4135	1423500	8.72E-06	2.91E-03
Mn	0.1400	2.6110	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	495.5719	1423500	3.48E-04	2.49E-03
Fe	0.3000	0.6761	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	128.3147	1423500	9.01E-05	3.00E-04
Cu	0.0400	0.0138	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	2.6105	1423500	1.83E-06	4.58E-05
Zn	0.3000	0.5995	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	113.7770	1423500	7.99E-05	2.66E-04
As	0.0003	0.0143	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	2.7141	1423500	1.91E-06	6.36E-03
Se	0.0050	0.0004	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	0.0760	1423500	5.34E-08	1.07E-05
Cd	0.0005	0.0020	23	0.001	0.4	365	65	60	23725	0.4327	1423500	3.04E-07	6.08E-04
Pb	0.0036	0.1327	25	0.001	0.4	365	65	60	23725	31.4819	1423500	2.21E-05	6.14E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	0.0003	0.0143	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	2.7141	1423500	1.91E-06	2.86E-06

ตารางที่ ง.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบ UF

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0678	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	12.8602	1423500	9.03E-06	3.01E-03
Mn	0.1400	0.6666	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	126.5291	1423500	8.89E-05	6.35E-04
Fe	0.3000	0.8784	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	166.7172	1423500	1.17E-04	3.90E-04
Cu	0.0400	0.0221	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	4.1914	1423500	2.94E-06	7.36E-05
Zn	0.3000	0.6359	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	120.6918	1423500	8.48E-05	2.83E-04
As	0.0003	0.0202	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	3.8325	1423500	2.69E-06	8.97E-03
Se	0.0050	0.0007	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	0.1305	1423500	9.16E-08	1.83E-05
Cd	0.0005	0.0031	23	0.001	0.4	365	65	60	23725	0.6721	1423500	4.72E-07	9.44E-04
Pb	0.0036	0.1037	25	0.001	0.4	365	65	60	23725	24.5981	1423500	1.73E-05	4.80E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	0.0003	0.0202	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	3.8325	1423500	2.69E-06	4.04E-06

ตารางที่ 3.3 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนจากระบบรวม CF+UF

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0543	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	10.3035	1423500	7.24E-06	2.41E-03
Mn	0.1400	2.8740	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	545.4773	1423500	3.83E-04	2.74E-03
Fe	0.3000	0.5147	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	97.6811	1423500	6.86E-05	2.29E-04
Cu	0.0400	0.0191	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	3.6207	1423500	2.54E-06	6.36E-05
Zn	0.3000	0.8134	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	154.3799	1423500	1.08E-04	3.62E-04
As	0.0003	0.0138	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	2.6270	1423500	1.85E-06	6.15E-03
Se	0.0050	0.0003	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	0.0482	1423500	3.38E-08	6.77E-06
Cd	0.0005	0.0021	23	0.001	0.4	365	65	60	23725	0.4538	1423500	3.19E-07	6.38E-04
Pb	0.0036	0.1752	25	0.001	0.4	365	65	60	23725	41.5639	1423500	2.92E-05	8.11E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	0.0003	0.0138	20	0.001	0.4	365	65	60	23725	2.6270	1423500	1.85E-06	2.77E-06

ตารางที่ 4 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางชีวภาพจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนที่ปนเปื้อนเชื้อ *E-coli*

ระบบ	ปริมาณ <i>E-coli</i>	C	R	Dose	α	β	P	P_{ill}	PE	Risk
	CFU/mL	log CFU/mL	mL/day	C x R				$1 - [1 + (Dose/\beta)]^{-\alpha}$	$P \times (1 - e^{-Dose})$	$P_E \times P_{ill}$
CF	83	1.9191	8	15.3526	0.248	48.8	0.1	0.065586859	0.1000	0.0066
UF	205	2.3118	8	18.4940	0.248	48.8	0.1	0.076599866	0.1000	0.0077
CF+UF	3	0.4771	8	3.8170	0.248	48.8	0.1	0.018503153	0.0978	0.0018



ตารางที่ ง.5 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนที่สัดส่วนร้อยละ 100 จากระบบ CF กรณีศึกษามทส. (ชาย)

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0654	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.7639	99280	7.69E-06	2.56E-03
Mn	0.1400	2.6110	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	30.4967	99280	3.07E-04	2.19E-03
Fe	0.3000	0.6761	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	7.8963	99280	7.95E-05	2.65E-04
Cu	0.0400	0.0138	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.1606	99280	1.62E-06	4.05E-05
Zn	0.3000	0.5995	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	7.0017	99280	7.05E-05	2.35E-04
As	0.0003	0.0143	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.1668	99280	1.68E-06	5.60E-03
Se	0.0050	0.0004	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.0047	99280	4.71E-08	9.42E-06
Cd	0.0005	0.0020	23	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.0266	99280	2.68E-07	5.36E-04
Pb	0.0036	0.1327	25	0.001	0.4	365	4	68	1460	1.9373	99280	1.95E-05	5.42E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	1.5	0.0143	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.1668	99280	1.68E-06	2.52E-06

ตารางที่ ง.6 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนที่ลดส่วนร้อยละ 100 จากระบบ UF กรณีศึกษามทส. (ชาย)

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0678	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.7914	99280	7.97E-06	2.66E-03
Mn	0.1400	0.6666	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	7.7864	99280	7.84E-05	5.60E-04
Fe	0.3000	0.8784	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	10.2595	99280	1.03E-04	3.44E-04
Cu	0.0400	0.0221	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.2579	99280	2.60E-06	6.50E-05
Zn	0.3000	0.6359	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	7.4272	99280	7.48E-05	2.49E-04
As	0.0003	0.0202	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.2358	99280	2.38E-06	7.92E-03
Se	0.0050	0.0007	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.0080	99280	8.09E-08	1.62E-05
Cd	0.0005	0.0031	23	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.0414	99280	4.17E-07	8.33E-04
Pb	0.0036	0.1037	25	0.001	0.4	365	4	68	1460	1.5137	99280	1.52E-05	4.24E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	1.5	0.0202	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.2358	99280	2.38E-06	3.56E-06

ตารางที่ ง.7 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนที่ตัดส่วนร้อยละ 100 จากระบบรวม CF+UF กรณีศึกษามทส. (ชาย)

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0543	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.6341	99280	6.39E-06	2.13E-03
Mn	0.1400	2.8740	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	33.5678	99280	3.38E-04	2.42E-03
Fe	0.3000	0.5147	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	6.0111	99280	6.05E-05	2.02E-04
Cu	0.0400	0.0191	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.2228	99280	2.24E-06	5.61E-05
Zn	0.3000	0.8134	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	9.5003	99280	9.57E-05	3.19E-04
As	0.0003	0.0138	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.1617	99280	1.63E-06	5.43E-03
Se	0.0050	0.0003	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.0030	99280	2.99E-08	5.97E-06
Cd	0.0005	0.0021	23	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.0279	99280	2.81E-07	5.63E-04
Pb	0.0036	0.1752	25	0.001	0.4	365	4	68	1460	2.5578	99280	2.58E-05	7.16E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	1.5	0.0138	20	0.001	0.4	365	4	68	1460	0.1617	99280	1.63E-06	2.44E-06

ตารางที่ ง.8 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนที่ลดส่วนร้อยละ 100 จากระบบ CF กรณีศึกษามทส. (หญิง)

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0654	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.7639	81136	9.42E-06	3.14E-03
Mn	0.1400	2.6110	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	30.4967	81136	3.76E-04	2.68E-03
Fe	0.3000	0.6761	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	7.8963	81136	9.73E-05	3.24E-04
Cu	0.0400	0.0138	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.1606	81136	1.98E-06	4.95E-05
Zn	0.3000	0.5995	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	7.0017	81136	8.63E-05	2.88E-04
As	0.0003	0.0143	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.1668	81136	2.06E-06	6.85E-03
Se	0.0050	0.0004	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.0047	81136	5.76E-08	1.15E-05
Cd	0.0005	0.0020	23	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.0266	81136	3.28E-07	6.56E-04
Pb	0.0036	0.1327	25	0.001	0.4	365	4	56	1460	1.9373	81136	2.39E-05	6.63E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	1.5	0.0143	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.1668	81136	2.06E-06	3.08E-06

ตารางที่ ง.9 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนที่ลดส่วนร้อยละ 100 จากระบบ UF กรณีศึกษามทส. (หญิง)

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0678	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.7914	81136	9.75E-06	3.25E-03
Mn	0.1400	0.6666	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	7.7864	81136	9.60E-05	6.85E-04
Fe	0.3000	0.8784	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	10.2595	81136	1.26E-04	4.21E-04
Cu	0.0400	0.0221	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.2579	81136	3.18E-06	7.95E-05
Zn	0.3000	0.6359	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	7.4272	81136	9.15E-05	3.05E-04
As	0.0003	0.0202	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.2358	81136	2.91E-06	9.69E-03
Se	0.0050	0.0007	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.0080	81136	9.89E-08	1.98E-05
Cd	0.0005	0.0031	23	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.0414	81136	5.10E-07	1.02E-03
Pb	0.0036	0.1037	25	0.001	0.4	365	4	56	1460	1.5137	81136	1.87E-05	5.18E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	1.5	0.0202	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.2358	81136	2.91E-06	4.36E-06

ตารางที่ ง.10 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพทางเคมีจากการสัมผัสน้ำหมุนเวียนที่สัดส่วนร้อยละ 10 จากระบบรวม CF+UF กรณีศึกษามทส. (หญิง)

ความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	HQ= ADI/RfD
	mg/kg.day	mg/L	mL/h	-	hr/day	day/year	year	kg	day	mg	kg.day	mg/kg.day	-
Cr	0.0030	0.0543	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.6341	81136	7.81E-06	2.60E-03
Mn	0.1400	2.8740	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	33.5678	81136	4.14E-04	2.96E-03
Fe	0.3000	0.5147	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	6.0111	81136	7.41E-05	2.47E-04
Cu	0.0400	0.0191	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.2228	81136	2.75E-06	6.87E-05
Zn	0.3000	0.8134	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	9.5003	81136	1.17E-04	3.90E-04
As	0.0003	0.0138	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.1617	81136	1.99E-06	6.64E-03
Se	0.0050	0.0003	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.0030	81136	3.65E-08	7.31E-06
Cd	0.0005	0.0021	23	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.0279	81136	3.44E-07	6.88E-04
Pb	0.0036	0.1752	25	0.001	0.4	365	4	56	1460	2.5578	81136	3.15E-05	8.76E-03
ความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง													
ธาตุ	RfD	C	R _c	K	ET	EF	ED	BW	LT	C x R x K x ET x EF x ED	BW x LT	ADI	CR= ADI x SF
As	1.5	0.0138	20	0.001	0.4	365	4	56	1460	0.1617	81136	1.99E-06	2.99E-06

ภาคผนวก จ

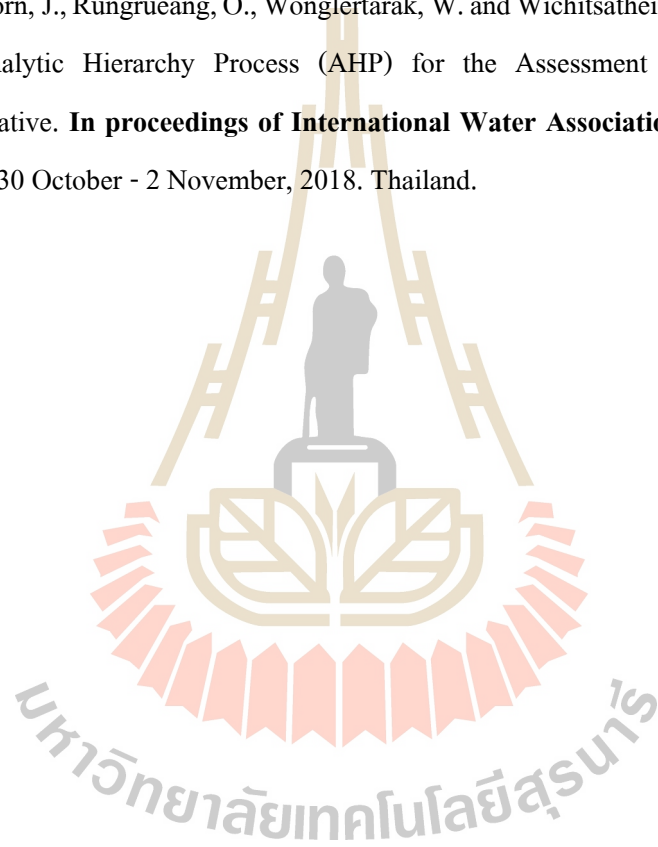
บทความวิชาการที่เผยแพร่ในระหว่างการศึกษา

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รายชื่อบทความวิชาการที่เผยแพร่ในระหว่างการศึกษา

Yimratanabovorn, J., Rungrueang, O., Karuchit, S. and Wirikitkhul, P. (2018). Assessing urban water supply system in northeastern Thailand: water quality and authority organization. **International Journal of GEOMATE**. 15 (48): 187-194.

Yimratanabovorn, J., Rungrueang, O., Wonglertarak, W. and Wichitsathein, B. (2018). Application of Analytic Hierarchy Process (AHP) for the Assessment of Water Reclamation Alternative. **In proceedings of International Water Association (IWA) Water Reuse 2018**. 30 October - 2 November, 2018. Thailand.



ASSESSING URBAN WATER SUPPLY SYSTEM IN NORTHEASTERN THAILAND: WATER QUALITY AND AUTHORITY ORGANIZATION

*Jareeya Yimrattanabavorn¹, Oranee Rungrueng², Sudjit Karuchit³ and Pensupa Wirikitkhu⁴

^{1,2,3,4}Institute of Engineering, Suranaree University of Technology, Thailand

*Corresponding Author, Received: 24 Nov. 2017, Revised: 9 April 2018, Accepted: 27 April 2018

ABSTRACT: Providing safe water supply is one of the important public health priorities, the water quality of water supply is closely associated with human health. The aim of this study was to assess the quality of water in the urban water supply systems and their authority organizations including the existing performance of the water supply systems and their organizations. The sampling locations were covered by 4 cities, namely Nakhon Ratchasima (Korat), Chaiyaphum, Buriram and Surin provinces. There was the total of 13 sampling site locations of the urban water supply systems which are owned by the provincial and municipal waterworks authorities. Water samples of each sampling site location were collected from water resources, storage tanks, and household water taps, and analyzed for various parameters. The results showed that the water quality of the urban water supply systems had met the water quality standards for the parameters: turbidity, TSS, TDS, Nitrate, and total coliform, except color and iron due to the retention time of the sedimentation process which was not the proper range. Besides, there were problems with the residual chlorine in storage tanks and household tap water which was lower than the standard limit and might affect population health. There was no difference between the performance of the provincial and municipal waterworks authorities. The outcome of this study can support the improvement of the urban water supply systems and their authority organizations.

Keywords: Water supply, Water quality, Provincial waterworks authority, Municipal waterworks authority

1. INTRODUCTION

Access to the safe water supply is a basic concern for human health and health protection. According to the World Health Organization (WHO), a concentration of microorganisms, parasites or substances posing a possible risk to human health has to be prevented [1]. The water quality of water supply is closely associated with human health. If the water supply was contaminated by pollutants and microorganisms, it would affect water qualities and the health of the population. Thus, water supply systems and authority organizations are obliged to monitor water quality for human consumption. The water qualities need to meet the standard, which is why the quality of water resources and tap water of water supply systems should be assessed to state aspects of problems. Water supply in urban areas is challenged by increasing population. In this study, the sampling locations were covered by 4 cities, namely Nakhon Ratchasima (Korat), Chaiyaphum, Buriram and Surin provinces. This region covers more than one-third of the country which is called "Korat plateau". The water supply consumption in this area has been seriously concerned because of the low level of rainfall intensity and a long dry period in this area. This study is one of four sub-projects in the research project, "Study of Management Efficiency of Water Resources and Urban Water Supply Systems in North-Eastern

Region in Thailand". The main goal was to thoroughly evaluate the existing urban water supply systems in the northeastern region of Thailand in terms of water resources, water quality, associated health risks and engineering aspects. The aim of this study was to assess the quality of water in the urban water supply systems and their authority organizations including the existing performance of the water supply systems and their organizations. The outcome of this study can support the improvement of the urban water supply systems and their authority organizations.

2. METHODS

2.1 Study Sites and Sampling

This study was carried out to collect water from the urban water supply system in the lower northeastern of Thailand. The area covered 4 provinces, namely Nakhon Ratchasima (N) , Chaiyaphum (C) , Buriram (B) and Surin (S) provinces as shown in Fig.1. The urban water supply system typically consisted of the coagulation-flocculation, sedimentation, filtration, and disinfection systems. The water source of the water treatment system was commonly taken from the surface water. The water supply systems in northeastern Thailand are organized by two organizations: the provincial waterworks authority

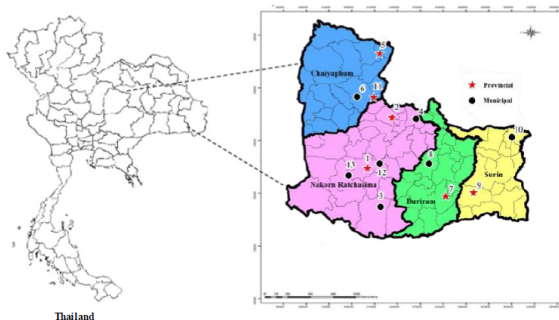


Fig.1 Map of the study area and the sampling locations

and the local authority. Thus, this study focused on the urban water supply systems owned by the provincial and municipal waterworks authorities. The total of 13 sampling site locations of the urban water supply system was collected during the dry period (January-April, 2016) and the rainy period (July-October, 2016). The distribution of the 13 sampling site locations was shown in Table 1.

2.2 Analytical Methods

Water samples of each sampling site location were collected from water resources, storage tanks

Table 1 Sampling site locations of the urban water supply system

Study area	Authority organization		
	Provincial	Municipal	Total
N	2	4	6
C	2	1	3
B	1	1	2
S	1	1	2
Total	6	7	13

Table 2 Parameters and analytical methods

Parameters	Analytical methods [2]	Parameters	Analytical methods [2]
<i>Physical and Chemical quality</i>		<i>Physical and Chemical quality</i>	
Turbidity	2130 B. Nephelometric Method	Nitrite, Nitrate	4500-NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ B. Spectrophotom
Colour	2120 D. Spectrophotometric Method	Fluoride	4500-F D. SPADNS Method
BOD	5210 B. 5-day BOD Test Method	Ammonia-N	4500-NH ₃ C. Titrimetric Method
Iron	3500-Fe B. Phenanthroline Method	TKN	4500-Norg Kjeldahl Method
Manganese	3500-Mn B. Persulfate Method	TDS, TSS	2540 C., D. Gravimetric Method
Hardness	2340 C. EDTA Titrimetric Method	Residual chlorine	4500-Cl B. Iodometric Method
Sulfate	4500-SO ₄ ²⁻ E. Turbidimetric Method	<i>Biological quality</i>	
Chloride	4500-Cl B. Argentometric Method	Total Coliform	9222 B. Membrane Filter Method

and household water taps. Water samples were analyzed for various parameters by analytical methods as shown in Table 2.

2.3 Data Analysis

2.3.1 Water quality assessment

The results of the water quality were checked with the guideline of World Health Organization (WHO) for the water resources quality and the standard of the metropolitan waterworks authority and for the storage tank water quality and the household tap water quality as shown in Table 3. The percentages of the water samples that did not exceed the standard were calculated by using the Eq. (1)

$$\% \text{ Not exceed standard} = \frac{\text{Number of samples that were not exceed standard}}{\text{Total sample}} \times 100 \quad (1)$$

2.3.2 Static analysis

The results of the water quality of the provincial and municipal waterworks authorities were analyzed by mean and standard deviation (SD) and analysis of variance with an Independent Sample Test (2-tailed) SPSS Statistics Version 22.0.

Table 3 Water quality standards

Parameters	Units	Water quality standards	
		Surface water*	Tap water**
<i>Physical and Chemical quality</i>			
Turbidity	NTU	-	≤ 4
Colour	Pt-Co	≤ 300	≤ 15
DO	mg/L	≥ 4	-
BOD	mg/L	≤ 2	-
Nitrate	mg/L	≤ 5	≤ 50
Iron	mg/L	≤ 50	≤ 0.3
Manganese	mg/L	≤ 5	≤ 0.3
Hardness	mg/L	≤ 500	-
Chloride	mg/L	-	≤ 250
Ammonia nitrogen	mg/L	≤ 0.5	-
TDS	mg/L	≤ 1500	≤ 1500
Residual chlorine	mg/L	-	≥ 2
<i>Biological quality</i>			
Total Coliform	MPN/100 mL	≤ 20000	Not found

*: The guideline of World Health Organization

** : Standard of metropolitan waterworks authority

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Water Quality Assessment

3.1.1 Surface water resource quality

The results of the surface water resource quality were presented in Table 4. The results showed the parameters: turbidity, Iron, hardness, sulfate, chloride, TKN, and ammonia-N, which met the guideline of WHO and did not exceed the standard values in 100% of the samples. However, for the parameters: color, DO, manganese, nitrate, total coliform and BOD, the number of the samples that exceeded the standard limit was in a range of 8-50% of the samples. In addition, about 50% of all

sampling site locations had the surface water resource quality that exceeded the standard limit for BOD. These indicated that the water resources of the urban water supply were polluted due to wastewater, urban areas, and dense population. Moreover, Nakhon Ratchasima is the second largest city in Thailand and has the poorest water resources among the other sampling cities.

3.1.2 Water quality of storage tanks

As shown in Table 5, the water quality of the storage tanks had values of the parameters: TSS, TDS, nitrate and total coliform, which met the standard of the metropolitan waterworks authority in 100% of the water samples. The water quality of the storage tanks in Nakhon Ratchasima also had limits exceeded for the parameters: color, turbidity, iron, manganese and residual chlorine. These results indicated that there might be problems with the process of water treatment. These findings were supported by the conclusion of the sub-research project that the retention time of the sedimentation process was not the proper range [3].

3.1.3 Water quality of household tap water

As shown in Table 6, the water quality of household tap water had values of the parameters: turbidity, TSS, TDS, nitrate, and total coliform, which met the standard of the metropolitan waterworks authority in 100 % of the samples. However, it was found that more than 50% of the water samples had residual chlorine less than the standard limit and had lower concentrations than the storage tanks. These results indicated that the distribution system might have problems with leakage of piping. It was supported by the conclusion of the sub-research project that found the amount of water loss from the distribution system of the water supply system which was in a range of 31-47% of water production [3]. These might affect population health.

Table 4 The percentage of water samples from water sources that did not exceed the standard

Study area	Water quality of the water source												
	Physical		Chemical								Biological		
	Colour	Turbidity	DO	Iron	Manganese	Hardness	Sulfate	Chloride	BOD	Nitrate	Ammonia nitrogen	TKN	Total Coliform
N	91.7	100.0	83.3	100.0	91.7	100.0	100.0	100.0	58.3	91.7	100.0	100.0	83.3
C	75.0	100.0	50.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	100.0	100.0	100.0
B	100.0	100.0	75.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	100.0	100.0	100.0
S	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Fig.2 shows 95% confidence intervals of 4 parameters: color, turbidity, coliform bacteria, and iron. Their levels and variances in the storage tanks and the tap water were significantly lower than the water sources, indicating the good efficiency of treatment plants.

Table 5 The percentage of water samples from storage tanks that did not exceed the standard

Study area	Water quality of storage tank								
	Physical		Chemical					Biological	
	Colour	Turbidity	Iron	Manganese	TSS	TDS	Nitrate		Residual chlorine
N	50.0	91.7	41.7	66.7	100.0	100.0	100.0	58.3	100.0
C	100.0	100.0	100.0	88.3	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0
B	100.0	100.0	75.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0
S	25.0	100.0	100.0	75.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0

Table 6 The percentage of water samples of household tap water that did not exceed the standard

Study area	Water quality of household tap water								
	Physical		Chemical					Biological	
	Colour	Turbidity	Iron	Manganese	TSS	TDS	Nitrate		Residual chlorine
N	50.0	100.0	50.0	80.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0
C	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	25.0	100.0
B	100.0	100.0	75.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0
S	50.0	100.0	100.0	75.0	100.0	100.0	100.0	0.0	100.0

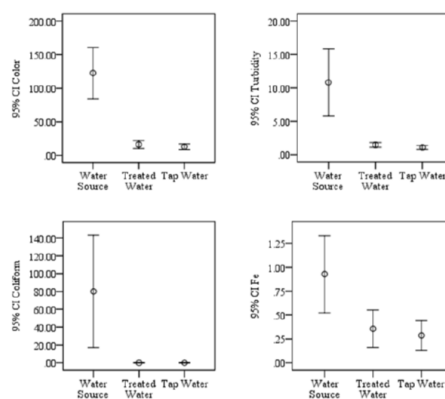


Fig.2 95% confidence intervals of water quality at the 3 locations

3.2 Efficiency of Water Supply System Plants

The efficiencies of the water supply system were calculated by the reduction of the concentration of the water qualities from the water resources to the storage tanks. Figs.3, 4 and 5 showed the efficiency of the urban water supply system in a range of 76.6-95.8% for color, 47.1-82.9% for iron and 0-68.5% for manganese. These results indicated that only Chaiyaphum urban water supply system had a manganese removal efficiency higher than 50% while the others had it lower than 25%. To assess the distribution system by comparing the water qualities between the storage tanks and the household tap water, Fig.6 showed an increase of iron concentration from the storage tanks to the household tap water. These results indicated that the distribution system of the water supply system had problems. In many types of research were included that iron pipe can corrode and leach iron into a household water system [3-5]. It was supported by the conclusion of the sub-research project that there was a potential problem of leakage in the water supply system and the maintenance of equipment [6]. The distribution systems in many cities in Thailand are a decade old. Moreover, numerous water contaminants have been reported in many cities in Pakistan, which could be the results of

decades-old cast iron pipes and mixing of sewage water with potable water in the poorly managed water distribution system [7, 8].

3.3 The Authority Organization Comparison

To assess the performance of the authority organizations by comparing the water qualities of the provincial and municipal waterworks authorities, the percentages of the water samples were compared, which did not exceed the standard levels as shown in Table 7 for water sources, Table 8 for storage tanks and Table 9 for household tap water. The data of the water resource qualities were analyzed by Independent Sample Test (2-tailed), and the p-values, means, and SD of the water qualities were presented in Table 10. The results of the p-values showed that there was no significance in all parameters between the water resource qualities of the provincial and municipal waterworks authorities except the sulfate parameter. However, it was shown that many parameters had high SD values, which indicated that the data were fluctuating. When considering the mean values, it was shown that the municipal waterworks authority had better water qualities than those of the provincial waterworks authority.

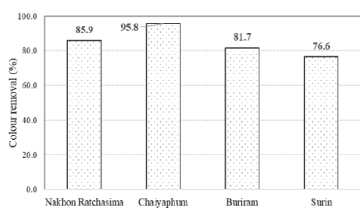


Fig.3 Removal efficiency of color in the urban water supply system

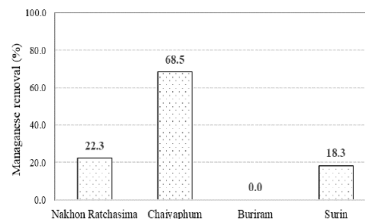


Fig.5 Removal efficiency of manganese in the urban water supply system

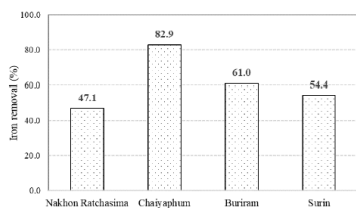


Fig.4 Removal efficiency of iron in the urban water supply system

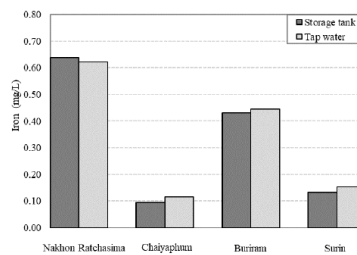


Fig. 6 The comparison of iron concentration between storage tanks and household tap water

Table 7 The percentage of water samples from water sources that did not exceed the standard compared between Provincial and Municipal waterworks authorities

Authority organization	Water quality of the water source											Biological Total Coliform	
	Physical		Chemical										
	Colour	Turbidity	DO	Iron	Manganese	Hardness	Sulfate	Chloride	BOD5	Nitrate	Ammonia-N		TKN
Provincial	90.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	100.0	100.0	90.0
Municipal	92.9	100.0	64.3	100.0	92.9	100.0	100.0	100.0	57.1	92.9	100.0	100.0	92.9

Table 8 The percentage of water samples from storage tanks that did not exceed the standard compared between Provincial and Municipal waterworks authorities

Authority organization	Water quality of storage tank								Biological Total Coliform
	Physical		Chemical						
	Colour	Turbidity	Iron	Manganese	TSS	TDS	Nitrate	Residual chlorine	
Provincial	66.7	100.0	75.0	75.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0
Municipal	57.1	92.9	71.4	78.6	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0

Table 9 The percentage of water samples of household tap water that did not exceed the standard compared between Provincial and Municipal waterworks authorities

Authority organization	Water quality of household tap water								Biological Total Coliform
	Physical		Chemical						
	Colour	Turbidity	Iron	Manganese	TSS	TDS	Nitrate	Residual chlorine	
Provincial	80.0	100.0	70.0	90.0	100.0	100.0	100.0	40.0	100.0
Municipal	58.3	100.0	75.0	83.3	100.0	100.0	100.0	25.0	100.0

The p-values, means and SDs of the water qualities of the storage tanks and the household tap water were analyzed by Independent Sample Test (2-tailed) and concluded in Tables 11 and 12 respectively. The results of the p-values showed that there was no difference in all parameters of the water qualities of the storage tanks and the household tap water between the provincial and municipal waterworks authorities. However, they had high SD values similar to water resource

qualities, which indicated that the data were fluctuating. On the other hand, when considering the mean values, it was shown that the provincial waterworks authority had better values than those of the municipal waterworks authority. These results indicated that the urban water supply system which is authorized by the municipal waterworks authority produced better water qualities than the urban water supply system of the provincial waterworks authority.

Table 10 The conclusion of data analysis of water sources using Independent Sample Test (2-tailed)

Parameter	Units	Water source				p-value	Result
		Provincial		Municipal			
		Mean	SD	Mean	SD		
Colour	Pt-Co	136.9	103.1	112.2	84.1	0.524	Non-sig.
Turbidity	NTU	12.2	14.0	9.8	10.5	0.629	Non-sig.
pH	-	6.9	0.6	7.1	0.3	0.225	Non-sig.
DO	mg/L	4.9	1.3	4.3	1.7	0.347	Non-sig.
Iron	mg/L	1.1	1.4	0.8	0.5	0.371	Non-sig.
Manganese	mg/L	0.7	0.7	1.0	2.4	0.681	Non-sig.
Hardness	mg/L	40.0	35.7	55.8	35.9	0.300	Non-sig.
Sulfate	mg/L	0.01	0.01	0.02	0.02	0.019	sig.
Chloride	mg/L	50.1	78.0	44.5	60.0	0.843	Non-sig.
TSS	mg/L	29.6	24.3	31.2	26.6	0.886	Non-sig.
TDS	mg/L	288.3	352.1	262.2	229.5	0.827	Non-sig.
BOD	mg/L	3.1	1.6	2.5	1.2	0.292	Non-sig.
Nitrate	mg/L	0.6	0.5	0.9	1.6	0.623	Non-sig.
TKN	mg/L	0.3	0.3	0.2	0.3	0.801	Non-sig.

Table 11 The conclusion of data analysis of storage tanks using Independent Sample Test (2-tailed)

Parameter	Units	Storage tank				p-value	Result
		Provincial		Municipal			
		Mean	SD	Mean	SD		
Colour	Pt-Co	18.8	16.8	13.8	11.5	0.383	Non-sig.
Turbidity	NTU	1.6	0.7	1.4	1.0	0.483	Non-sig.
pH	-	6.8	1.1	7.3	0.6	0.140	Non-sig.
DO	mg/L	5.8	1.1	5.6	1.5	0.737	Non-sig.
Iron	mg/L	0.4	0.4	0.4	0.6	0.732	Non-sig.
Manganese	mg/L	0.3	0.4	0.9	2.4	0.405	Non-sig.
Chloride	mg/L	28.2	24.3	50.9	61.2	0.241	Non-sig.
TSS	mg/L	27.6	34.0	22.4	25.5	0.656	Non-sig.
TDS	mg/L	125.2	65.8	217.3	244.0	0.218	Non-sig.
Nitrate	mg/L	0.7	0.6	1.1	1.8	0.402	Non-sig.
Residual chlorine	mg/L	0.5	0.6	0.7	1.2	0.582	Non-sig.

Table 12 The conclusion of data analysis of household tap water using Independent Sample Test (2-tailed)

Parameter	Units	Household tap water				p-value	Result
		Provincial		Municipal			
		Mean	SD	Mean	SD		
Colour	Pt-Co	12.4	9.8	13.3	9.2	0.825	Non-sig.
Turbidity	NTU	0.9	0.4	1.2	0.7	0.208	Non-sig.
pH	-	7.2	0.5	7.2	0.4	0.933	Non-sig.
DO	mg/L	5.5	0.9	5.4	0.9	0.798	Non-sig.
Iron	mg/L	0.4	0.5	0.4	0.6	0.963	Non-sig.
Manganese	mg/L	0.1	0.2	0.9	2.6	0.378	Non-sig.
Chloride	mg/L	29.1	25.5	56.7	67.5	0.236	Non-sig.
TSS	mg/L	17.6	17.6	20.1	20.4	0.770	Non-sig.
TDS	mg/L	152.9	94.7	245.6	287.4	0.342	Non-sig.
Nitrate	mg/L	0.4	0.4	1.3	2.1	0.155	Non-sig.
Residual chlorine	mg/L	0.2	0.3	0.4	1.0	0.590	Non-sig.

However, in the conclusion of the sub-research project of a people satisfaction survey using questionnaires, it was found that 83.43% of people

were satisfied with the quality of water and the service of water supply authority organizations [9].

4. CONCLUSION

In conclusion, the water quality of the urban water supply systems had met the water quality standards for the parameters: turbidity, TSS, TDS, Nitrate and total coliform except for color and iron due to the retention time of the sedimentation process which was not the proper range. The presence of iron in water may be responsible for its coloration and it may come from iron pipes [10,11]. This might be contributing the problem of distribution system because iron and manganese compounds in distribution systems can clog pipes and support the growth of iron and manganese bacteria. These are causing taste and odor problems of water supply [12]. Besides, there were problems with the residual chlorine in the storage tanks and the household tap water which was lower than the standard limit and might affect population health. There was no difference between the performance of the provincial and municipal waterworks authorities. The outcome of this study can support the improvement of the urban water supply systems and their authority organizations.

5. ACKNOWLEDGMENTS

This research was supported by Suranaree University of Technology, Thailand.

6. REFERENCES

- [1] WHO. Guidelines for Drinking Water Quality, 4th ed. 2011, pp. 1-541.
- [2] APHA, AWWA, and WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed. American Public Health Association, 2012.
- [3] Agatemor C. and Okolo O.O., Studies of corrosion tendency of drinking water in the distribution system at the University of Benin, *Environmentalist*, Vol 28, 2008, pp. 379-384
- [4] Regina G. and Gediminas B., Assessment of Iron and Manganese Concentration Changes in Kaunas City Drinking Water Distribution System, *Environmental Research*, Vol 4(50), 2009, pp. 37-43.
- [5] Inglezakis V.J., Doula M.K., Aggelatou V. and Zorpas A.A., Removal of iron and manganese from underground water by use of natural minerals in batch mode treatment, *Desalination and Water Treatment*, Vol 18, 2010, pp. 341-346.
- [6] Racho P., Namgool S. and Namseethan K., Evaluation of the design and operation for water supply system in the Northeast, in Proc. 16th Conf. on National Environmental Engineering Conference, 2017.
- [7] Baig S.A., Xu X., and Khan R., Microbial water quality risks to public health: potable water assessment for a flood-affected town in northern Pakistan, *J. of Rural and Remote Health*, Vol. 12(3), Sep. 2012.
- [8] Khan K., Lu Y., Khan H., Zakir S., Ihsanullah, Khan S., Khan A.A., Wei L., and Wang T., Health risks associated with heavy metals in the drinking water of Swat, northern Pakistan, *J. of Environmental Sciences*, Vol. 25(10), Oct. 2013, pp. 2003-2013.
- [9] Racho P., Namseethan K. and Namgool S., Surviving-Oriented Evaluate of Urban Water Supply System in North-Eastern Region, in Proc. 16th Conf. on National Environmental Engineering Conference, 2017.
- [10] Peng C.Y., Korshin G.V., Valentine R., Hill A., Friedman M. and Reiber S., Characterization of elemental and structural composition of corrosion scales and deposits formed in drinking water distribution systems, *J. Water Res*, Vol 44, 2010, pp. 4570-4580.
- [11] Peng C.Y. and Korshin G.V., Speciation of trace inorganic contaminants in corrosion scales and deposits formed in drinking water distribution systems, *J. Water Res*, Vol 45, 2011, pp. 5553-5563.
- [12] Walkowiak J.J., Dymaczewski Z., Janiaczyk A.S., Nowicka A.B. and Szybowicz M, Efficiency of Mn Removal of Different Filtration Materials for Groundwater Treatment Linking Chemical and Physical Properties, *Water*, 2017.

Copyright © Int. J. of GEOMATE. All rights reserved, including the making of copies unless permission is obtained from the copyright proprietors.

Application of Analytic Hierarchy Process (AHP) for the Assessment of Water Reclamation Alternative

Y. Jareeya^{a,*}, O. Oranee^b, W. Watcharapol^c and W. Boonchai^d

^aAssistant Professor, ^bMaster student, ^cDoctoral student, ^dAssociate Professor School of Environmental Engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology, 111 University Ave., Muang District, Nakhon Ratchasima, Thailand 30000.

*E-mail: chareeya@sut.ac.th

ABSTRACT

The water scarcity problem is becoming serious problem as a result of the accelerated industrial and agricultural and an increased population. Reclaimed water offers prospects as an alternative water resource. The selection of suitable water reclamation alternative involves multiple objectives or criteria. This study uses analytical hierarchy process (AHP) for select suitable water reclamation process. The objective hierarchy criterion is considered based on three factors; optional usages, removal efficiency and capital investment. The results obtained that the integration of CF+UF is the most suitable alternative for water reclamation. The study indicates that the AHP are powerful tools which can be used for implementation of appropriate water reclamation process considering the multiple objective-decisions. By doing laboratory scale studies, optional usages, removal efficiencies and capital investment criteria for full scale process can be worked out based on the engineering design and expert analysis and an appropriate water reclamation alternative can be recommended for implementation

Keywords: Water reclamation; Analytic hierarchy process; AHP; Ultrafiltration; Coagulation-flocculation; integration process

INTRODUCTION

Water is the source of life and one of the most important parts of the global ecological system. The water scarcity problem is becoming serious problem as a result of the accelerated industrial and agricultural and an increased population. Therefore, it is extremely urgent to alleviate the water scarcity by studies on water reclamation technology. Reclaimed water offers prospects as an alternative water resources (Pedro-Monzonis et al., 2015; Hess et al., 2015). It is one of the effective ways to reduce sources of pollution and solve the issue of water scarcity as an effective method of saving water resources. Water reclamation is very demanding in terms of water quality and health security. Coagulation-flocculation (CF) is popular for using as water reclamation process. It is well known to be inexpensive process and easy operation for water reclamation process (Yu et al, 2016). Ultrafiltration (UF) become an interesting alternative process for water reclamation because of relatively low-energy and high efficiency filtration process can effective removing microorganisms and successfully employed in water reuse applications (Ferrer et al, 2015). Recently, the integration of coagulation-flocculation and ultrafiltration process (CF+UF) is interesting alternative for water reclamation technology in order to improve the NOM and microorganism removal efficiency (Kabsch-Korbutowicz, 2005) and to increase the flux of water and reduce the fouling effects (Yu et al, 2016). The selection of the suitable water reclamation alternative is usually uncertain and complex. Many factors may be important for the decision-making process. Therefore, in decision making to select appropriate process is necessary to consider the efficiency of process, cost of construction and control system and the water quality for optional usages. Analytic Hierarchy Process (AHP) is useful for handling multiple criteria and objectives in the decision-making process. The advantage of the AHP technique is that it provides a

systematic approach for consolidating information about alternatives using multiple-criteria. It can be applied for complicated multicriteria decision-making to obtain scientific and reasonable results. It has been accepted by the international scientific community as a robust and flexible multicriteria decision-making tool to deal with complex decision problem (Chang et al, 2009). The objective of this study is to apply the AHP using the previous results of Yimrattanabovorn et al. (2018) for optimum selection of water reclamation alternative. The AHP is used to construct the hierarchy of criteria are based on three factors viz. optional usages, removal efficiencies and capital investment. This study is intended to utilize AHP for facilitating the related environmental decision-making process and it will then be applied to actual water treatment alternative for verification and demonstration.

MATERIAL AND METHODS

The Analytical Hierarchy Process (AHP)

The Analytical Hierarchy Process (AHP) is designed to structure a decision process in a scenario affected by multiple independent factors. In the analysis, a complex problem can be divided into several sub-problems that are organized according to hierarchical levels, where each level denotes a set of criteria or attributes related to each sub-problem. The top level of the hierarchy denotes the factors of the respective upper levels. The analysis is based on three fundamental principles: breaking down the problem; pairwise comparison of the various alternatives; synthesis of the preferences (Bottero et al, 2011). It is an objective weighing technique for setting the weighing scale for qualitative and quantitative data. A general description of the AHP process would be helpful and the steps described below.

Step 1 Development of the structure of the decision-making process: The decision-making structure must be defined through the main objective. Such an objective should later be divided into groups that are made up of various elements.

Step 2 Pairwise comparison: Pairwise comparisons are made to establish the relative importance of the different elements. The comparisons are made with the Saaty's Fundamental Scale. The numerical judgements established at each level of the network make up pair matrices. The weighted priority is calculated through pairwise comparisons between elements. (Saaty, 2003). The comparisons are generally made on the scale of 1-9. A matrix such as "A" can be formed based on these pairwise comparison. The result of pairwise comparison is a_{ij} if $a_{ij}=1$ and $a_{ji}=1/a_{ij}$. The following criteria in assigning the preferences to factors.

1	Equally important: two decision factors equally influence the parent decision factor
3	Moderately more important: one decision factor is moderately more influential than the other
5	Strongly more important: one decision factor has stronger influence than the other
7	Very strongly more important: one decision factor has significantly more influence over the other
9	Extremely more important: the difference between influences of the two decision factors is extremely significant
2, 4, 6, 8	intermediate judgment values: judgment values between equally, moderately, strongly, very strongly, and extremely

The consistency index (CI) is normally used to check the consistency of matrix 'A' as;

$$CI = \frac{1}{n-1}(\lambda_{\max} - n)$$

Where λ_{\max} is the maximum eigenvalue and n is the number of factors in the judgement matrix. Accordingly, Saaty (1980) defined the consistency ratio CR as

$$CR = CI/RI$$

Where RI is the consistency index of a randomly generated reciprocal matrix from 9 point scale, with forced reciprocals. The consistency ratio CR is a measure of how a given matrix compares to a purely random matrix in terms of the consistency index. A value of the consistency ratio $CR \leq 0.1$ is considered acceptable. The RI has been purposed for various n , which is all shown below for the sake of continuity.

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9
RI	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

Step 3 Final priorities: The priority weight is synthesized to obtain the overall ranking of the alternatives and find appropriate process. The real example of AHP process in this case study make it more understanding.

Application to the study case

In the case study, alternatives of water reclamation include alternative 1 Integrate of coagulation-flocculation and ultrafiltration (CF+UF), alternative 2 Coagulation-flocculation (CF), and alternative 3 Ultrafiltration (UF). The selection of water reclamation alternative is associated with distinct multi-criteria. Fig. 1 illustrates the hierarchical levels criteria. The main objective is select suitable water reclamation alternative. The criteria are optional usages, removal efficiency and capital investment. The sub-criteria of optional usages consider water quality that meet water quality standard in purpose of water supply, toilet flushing, urban landscaping and vehicle washing. The sub-criteria of removal efficiency are including removal efficiency in terms of chemical oxygen demand (COD) turbidity and color. The sub-criteria of capital investment considering in terms of capital cost, operation and maintenance cost. The weighted priority is calculated through pairwise comparisons between elements in level to finding the total priority weight are obtain the overall ranking of all criteria and select the suitable alternative.

To determine the relative importance of the criteria. A total number of three pairwise comparisons were made to calculate the priority weights and these are shown in Table 1. The weight of optional usages criterion is 0.63 as compared to 0.26 for removal efficiency and 0.11 for the capital investment criteria, indicating that the importance of the optional usage is more than removal efficiency and capital investment. The optional usages are highest criteria weight because of they are affect to human health.

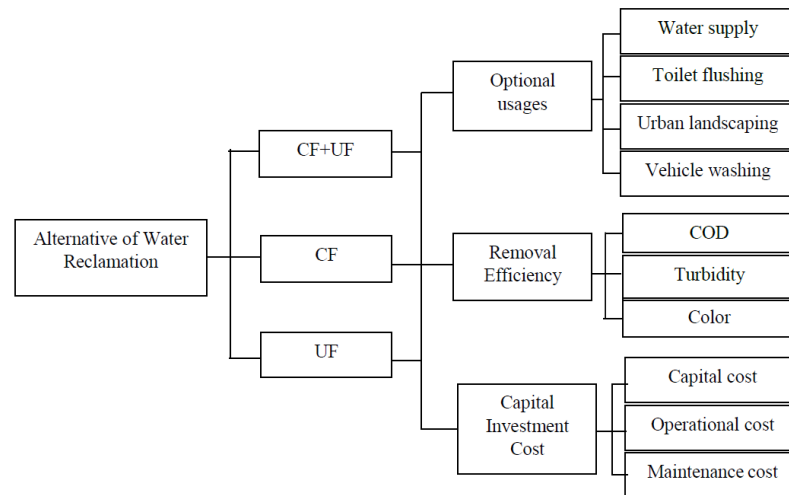


Fig 1. The hierarchical levels criteria of water reclamation alternative

Table 1. The pairwise comparison of objective criteria

Criteria	Optional usages	Removal efficiency	Capital investment	Priority Weights
Optional usages	1	3	5	0.63
Removal efficiency	1/3	1	3	0.26
Capital investment	1/5	1/3	1	0.11
Total	1.53	4.33	9.00	1

RESULTS AND DISCUSSION

Determine the relative importance of the sub-criteria. The optional usages consider water quality that meet water quality standard in purpose of water supply, toilet flushing, urban landscaping and vehicle washing. The water quality were compared with water quality standard of water supply (WHO, 2011), toilet flushing, urban landscaping and vehicle washing (Rodrigues, 2002). The priority weights results as shown in Table 2, that the optional usages for CF+UF (0.4) higher than CF (0.3) and UF (0.3), indicating that the importance of CF+UF is more than single CF and UF. This implies that the CF+UF has positive features in term of optional usages.

Table 2. The water quality that meet water quality standard of three alternatives

System	Water supply	Vehicle washing	Urban landscaping	Toilet flushing	Total	Priority Weights
CF+UF	✓	✓	✓	✓	4	0.4
CF	✗	✓	✓	✓	3	0.3
UF	✗	✓	✓	✓	3	0.3
Total	1	3	3	3	10	1

Determine the relative importance of the sub-criteria. The removal efficiency in terms of COD, turbidity and color by using data from the previous research of Yimratanabovorn et al (2018). The result of removal efficiency of CF+UF, CF and UF processes are shown in Table 3 illustrates the mean removal efficiency of CF+UF, CF, and UF. As shown Figure 2, the removal efficiency of three alternatives were compared. It shown that the CF+UF process had higher removal efficiency of COD, Turbidity and color than the single CF and UF process. A total number of three pairwise comparisons were made to calculate the priority weights and these are shown in Table 4. The weight of COD, turbidity and color removal efficiency for UF+CF (0.63) higher than CF (0.26), and UF (0.11) indicating that the importance of UF+CF is more than single CF and UF for removal efficiency. This implies that the CF+UF has positive features in term of removal efficiency.

Table 3. The COD, Turbidity and color removal efficiency of three alternative (Yimratanabovorn et al, 2018).

System	Mean±SD		
	COD	Turbidity	Color
CF+UF	60.30±13.90	82.66±7.21	84.80±5.10
CF	54.40±15.77	71.28±9.65	77.06±11.91
UF	38.25±14.19	38.92±15.15	21.21±8.87

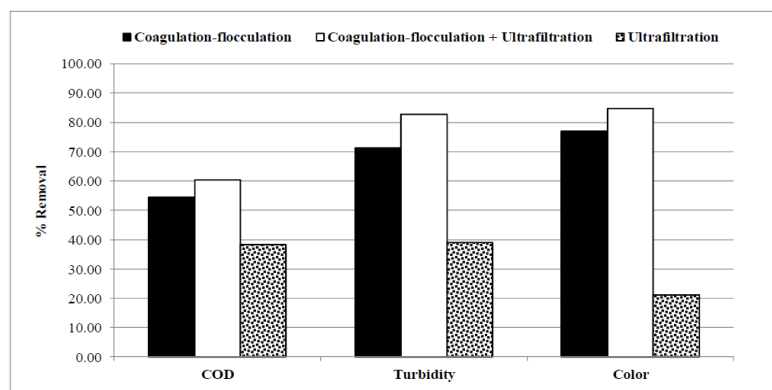
**Figure 2.** Comparison removal efficiency of three alternatives water reclamation processes

Table 4. The pairwise comparison of COD turbidity and color of three alternatives

System	Pairwise Comparisons									Priority Weights		
	COD			Turbidity			Color			COD	Turbidity	Color
	CF+UF	CF	UF	CF+UF	CF	UF	CF+UF	CF	UF			
CF+UF	1	3	5	1	3	5	1	3	5	0.63	0.63	0.63
CF	1/3	1	3	1/3	1	3	1/3	1	3	0.26	0.26	0.26
UF	1/5	1/3	1	1/5	1/3	1	1/5	1/3	1	0.11	0.11	0.11
Total	1.53	4.33	9.00	1.53	4.33	9.00	1.53	4.33	9.00	1	1	1

Determine the relative importance of the sub-criteria. The capital investment in terms of capital cost, operation and maintenance cost. The capital investment of CF+UF is $\$0.39/\text{m}^3$, CF is $\$0.10/\text{m}^3$ (Ni et al, 2003) and UF is $\$0.29/\text{m}^3$ (Drouiche et al, 2001). A total number of three pairwise comparisons were made to calculate the priority weights and these are shown in Table 5. capital investment for CF (0.63) higher than UF (0.26) and CF+UF (0.11), indicated that the importance of CF is more than UF and CF+UF. This implies that the CF+UF has positive features in term of capital investment.

Table 5. The pairwise comparison of capital investment of three alternatives

System	Pairwise Comparisons			Priority Weights
	CF	UF	CF+UF	
CF	1	3	5	0.63
UF	1/3	1	3	0.26
CF+UF	1/5	1/3	1	0.11
Total	1.53	4.33	9.00	1

The total priority weight of all criteria was summarized as shown in Table 6 the total priority weights of CF+UF (0.49) is higher than single CF (0.29) and UF (0.23). Thus, CF+UF is the suitable process for water reclamation in this study. The study indicates that AHP is powerful tools which can be used for implementation of appropriate water reclamation process considering the multiple objective-decisions.

Table 6. The summary of weight priority of all criteria for water reclamation alternatives assessment

System	Priority Weights of sub-criteria			Priority Weights of criteria			Total Priority Weights
	Optional Usages	Removal Efficiency	Capital Investment	Optional Usages (0.2)	Removal Efficiency (0.6)	Capital Investment (0.2)	
CF+UF	0.40	0.63	0.63	0.25	0.16	0.07	0.49
CF	0.30	0.26	0.26	0.19	0.07	0.03	0.29
UF	0.30	0.11	0.11	0.19	0.03	0.01	0.23
Total	1	1	1	0.63	0.26	0.11	1.00

CONCLUSIONS

The paper illustrates a comparison of three water reclamation alternative (the integration of CF+UF, single CF and single UF) have been considered with multicriteria analysis; optional usages, removal efficiencies and capital investment. The results obtained that the integration of CF+UF is the most suitable alternative for water reclamation. The study indicates that the AHP are powerful tools which can be used for implementation of appropriate water reclamation process considering the multiple objective-decisions. By doing laboratory scale studies, optional usages, removal efficiencies and capital investment criteria for full scale process can be worked out based on the engineering design and expert analysis and an appropriate water reclamation alternative can be recommended for implementation.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was supported by Suranaree University of Technology, Thailand.

REFERENCES

- Bottero, M., Comino, E. and Riggio, V. (2011), Application of the Analytic Hierarchy Process and the Analytic Network Process for the assessment of different wastewater treatment systems. *Environmental Modelling & Software*, **26**, 1211-1224.
- Chang, N., Chang, Y. and Chen, H., (2009), Fair fund distribution for a municipal incinerator using GIS-based fuzzy analytic hierarchy process. *Journal of Environmental Management*, **90** (1), 441-454.
- Drouiche, M., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Piron, D. and Nameri, N. (2001), Economic study of the treatment of surface water by small ultrafiltration units. *Water SA*, **27** (2), 199-204.
- Ferrer, O., Casas, S., Galvan, C., Lucena, F., Bosch, A., Galofre, B., Mesa, J., Jofre, J. and Bernat, X., (2015), Direct ultrafiltration performance and membrane integrity monitoring by microbiological analysis. *Water Res.*, **83**, 121-131.
- Pedro-Monzonis, M., Solera, A., Ferrer, J., Estrela, T., and Paredes-Arquiola, J. (2015), A review of water scarcity and drought indexes in water resources planning and management. *Journal of Hydrology*, **527**, 482-493.
- Hess, T.M., Lennard, A.T., and Daccache, A. (2015), Comparing local and global water scarcity information in determining the water scarcity footprint of potato cultivation in Great Britain. *Journal of Cleaner Production*, **87**, 666-674.
- Kabsch-Korbutowicz, M. (2005), Application of ultrafiltration integrated with coagulation for improved NOM removal. *Desalination*, **174**, 13-22.
- Ni, C.H., Chen, J.N., Tsai, Y.C., Chen, T.K., Chen, W.B. and Chen, C.H. (2003), Recycling and reuse of wastewater from a new developed community using sand filtration, ultrafiltration, and ozone. *J. Environ. Sci. Health A*, **38** (10), 2339-2348.
- Pophali, G.R., Chelani, A.B. and Dhodapkar, R.S. (2011), Optimal selection of full scale tannery effluent treatment alternative using integrated AHP and GRA approach. *Expert Systems with Applications*, **38**, 10889-10895.
- Rodrigues, S. (2002). China Reclaimed Water Reuse Regulations. International Water Association. United Kingdom.
- Saaty, R.W. (2003). *Decision Making in Complex Environments: the Analytic Hierarchy Process (AHP) for Decision Making and the Analytic Network Process (ANP) for Decision Making with Dependence and Feedback*. RWS Publications, Pittsburgh.
- WHO, *Guidelines for Drinking Water Quality*, 4th ed. 2011.
- Saaty, T. L. (1980). *The analytical hierarchy process*. New York: McGraw-Hill.

Yimratanabovorn, J., Wonglertarak, W., Rungrueang, O. and Wichitsathein, B. (2018), Performance comparison of coagulation, ultrafiltration and combined coagulation and ultrafiltration for water reclamation. *International Journal of Environmental Science and Development*.

Yu, W., Yang, Y. and Graham, N. (2016), Evaluation of ferrate as a coagulant aid/oxidant pretreatment for mitigating submerged ultrafiltration membrane fouling in drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*, **298**, 234–242.

Zahi, A.S. (2011), Application of Analytic Hierarchy Process (AHP) In the Evaluation and Selection of an Information System Reengineering Projects. *Journal of Computer Science and Network Security*, **11** (1), 172-177.

Zeng, G., Jiang, R., Huang, G., Xu, M. and Li, G. (2007), Optimization of wastewater treatment alternative selection by hierarchy grey relational analysis. *Journal of Environmental Management*, **82**, 250-259.

ประวัติผู้เขียน

นางสาวอรณี รุ่งเรือง เกิดเมื่อวันที่ 6 ตุลาคม พ.ศ.2535 ณ จังหวัดนครราชสีมา สำเร็จการศึกษาระดับชั้นมัธยมศึกษาจาก โนนไทยคุรุอุปถัมภ์ อำเภอโนนไทย จังหวัดนครราชสีมา ในปีการศึกษา 2553 และสำเร็จการศึกษาระดับปริญญาตรีจากสำนักวิชาแพทยศาสตร์ สาขาวิชา อาชีวอนามัยและความปลอดภัย มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ในปีการศึกษา 2557 และได้เข้า ศึกษาต่อระดับปริญญาโทในปีการศึกษา 2559 โดยได้รับทุนการศึกษาระดับบัณฑิตศึกษา (ทุนกิตติบัณฑิต) และทุนสนับสนุนงานวิจัยจากกองทุนสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

เมื่อเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโทได้ศึกษาและวิจัยในหัวข้อ “การประเมินทางเลือก ระบบหมุนเวียนน้ำทางด้านวิศวกรรม และความเสี่ยงสุขภาพ กรณีศึกษามหาวิทยาลัยเทคโนโลยี สุรนารี” ในระหว่างกำลังศึกษาได้เผยแพร่และนำเสนอผลงานวิจัย ในหัวข้อเรื่อง “Assessing urban water supply system in northeastern Thailand: water quality and authority organization” ในงาน สัมมนาวิชาการระดับนานาชาติ GEOMATE 2017 (Seventh International Conference on Geotechnique, Construction Materials and Environment) ระหว่างวันที่ 21-23 พฤศจิกายน พ.ศ. 2560 ประเทศญี่ปุ่น และนำเสนอผลงานวิจัย ในชื่อเรื่อง “Application of Analytic Hierarchy Process (AHP) for the Assessment of Water Reclamation Alternative” ในงานสัมมนาวิชาการระดับ นานาชาติ IWA Water Reuse 2018 (IWA Regional Conference on Opportunities for Water Reuse in Southeast Asia) ระหว่างวันที่ 30 ตุลาคม - 2 พฤศจิกายน พ.ศ. 2561 ประเทศไทย