



การลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง
ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน
**Reduction of Dissolved Organic Matter in Raw Water Supply from
Sri-Trang Reservoir by Coagulation Process and Ozonation**

ทัตธนา เกื้อเส้ง

Tassana Kueseng

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of
Master of Science in Environmental Management
Prince of Songkla University**

2553

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำ
ศรีตรังด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน

ผู้เขียน นางสาวทัศนีย์ เกื้อเส้ง

สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

คณะกรรมการสอบ

.....
(ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)

.....ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.บรรจง วิทยวีรศักดิ์)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี)

.....
(ดร.ธันวาคม เตชะภัทวารกุล สุขสาโรจน์)

.....กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชิวกิดาการ)

.....
(ดร.จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์)

.....กรรมการ
(ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)

.....กรรมการ
(ดร.ธันวาคม เตชะภัทวารกุล สุขสาโรจน์)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม

.....
(รองศาสตราจารย์ ดร.เกริกชัย ทองหนู)
คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

| | |
|-----------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ชื่อวิทยานิพนธ์ | การลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน |
| ผู้เขียน | นางสาวทัศนีย์ เกื้อเส้ง |
| สาขาวิชา | การจัดการสิ่งแวดล้อม |
| ปีการศึกษา | 2552 |

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM) และการลด trihalomethane formation potential (THMFP) ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (1) โพลีอลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) (2) โพลีเมอร์ (dry cationic polymer) (3) PACl และ polymer (4) PACl และ polymer ร่วมกับ powder activated carbon (PAC) และ (5) PACl และ polymer ร่วมกับ ozone สำหรับปรับปรุงคุณภาพน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ซึ่งเป็นน้ำที่มีค่าความขุ่นต่ำโดยน้ำดิบถูกฝนและฤดูแล้งมีค่าความขุ่นเท่ากับ 2.5 และ 3.7 NTU ตามลำดับ และมีค่า specific ultraviolet absorption (SUVA) สูงกว่า 2.00 L/mg-m เล็กน้อย ซึ่งน้ำดิบถูกฝนและฤดูแล้งมีค่า SUVA เท่ากับ 2.14 และ 2.27 L/mg-m ตามลำดับ และเมื่อนำน้ำดิบมาผ่านกระบวนการแฟรกชันโดยใช้เรซินชนิด DAX-8 เพื่อแยก DOM ออกเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม hydrophilic (HPI) และ hydrophobic (HPO) พบว่า น้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นส่วนประกอบหลัก ดังนั้นจึงเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันมาเป็นกระบวนการหลักในการกำจัด DOM จากผลการศึกษาโดยพิจารณาผ่านดัชนีตัวแทน DOM ได้แก่ dissolved organic carbon (DOC) และ ultraviolet absorbance at wavelength-254 nm (UV-254) พบว่า สภาวะที่ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้งในฤดูฝนและฤดูแล้งได้ดีที่สุดคือ การใช้ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 ร่วมกับ ozone อัตราคงที่เท่ากับ 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ซึ่งสามารถกำจัด DOC และ UV-254 (ค่าเฉลี่ยของน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล) ได้เท่ากับ 72 และ 73 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ หรือสามารถใช้ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด DOC และ UV-254 เท่ากับ 70 และ 73 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนสภาวะอื่นๆ ที่เหมาะสมในการศึกษาพบว่า หากใช้ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด DOC และ UV-254 เท่ากับ 59 และ 67 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และ

หากใช้ PACl เพียงอย่างเดียว 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด DOC และ UV-254 เท่ากับ 50 และ 64 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และหากใช้ polymer เพียงอย่างเดียว 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด DOC และ UV-254 เท่ากับ 24 และ 39 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และจากการวิเคราะห์ลักษณะกลุ่มของสารอินทรีย์ด้วยเทคนิค fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) ตรวจพบสารอินทรีย์ 3 กลุ่ม คือ humic acid-like substances fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances ซึ่งทุกการทดลองสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like substances และ fulvic acid-like substances ได้ดีกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances เมื่อนำน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนชันที่สภาวะเหมาะสมผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า ทุกการทดลองสามารถกำจัดค่า DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดีกว่า HPI และสามารถลดการเกิด trihalomethane formation potential (THMFP) ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดีกว่า HPI เช่นเดียวกัน โดยในทุกตัวอย่างน้ำที่นำมาวิเคราะห์ไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) มีค่าคลอโรฟอร์ม (chloroform, TCM) มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนสารประกอบ THMs ทั้งหมด และจากการเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสาร THMs ในตัวอย่างน้ำหลังจากผ่านกระบวนการทดลองต่างๆ กับค่ามาตรฐานของ USEPA และ WHO พบว่า การใช้ PACl และ polymer PACl และ polymer ร่วมกับ PAC และ PACl และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลด THMs ให้มีค่าน้อยกว่าค่าสูงสุดที่มาตรฐานกำหนด ถึงแม้ว่า ในทางปฏิบัติไม่ได้นำกระบวนการโอโซนเนชันมาใช้ในระบบการผลิตน้ำประปาทั่วไป แต่การใช้กระบวนการโอโซนเนชันอาจเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจสำหรับการกำจัด DOM ซึ่งอาจสามารถนำมาประยุกต์ใช้ได้ในอนาคต ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl และ polymer และ PACl และ polymer ร่วมกับ PAC ถือเป็นอีกทางเลือกที่เหมาะสมในการประยุกต์ใช้จริง เนื่องจากกระบวนการโคแอกกูเลชันเป็นกระบวนการที่ถูกใช้ในระบบการผลิตน้ำประปาทั่วไป อีกทั้งเมื่อพิจารณาในด้านค่าใช้จ่ายต่อหน่วยในการกำจัด DOM และลดการเกิด THMFP พบว่า ราคาสารสร้างตะกอนมีราคาไม่สูงมาก

| | |
|----------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Thesis Title | Reduction of Dissolved Organic Matter in Raw Water Supply from Sri-Trang Reservoir by Coagulation Process and Ozonation |
| Author | Miss Tassana Kueseng |
| Major Program | Environmental Management |
| Academic Year | 2009 |

ABSTRACT

The main objective of this study was to investigate the removal of dissolved organic matter (DOM) and the reduction of trihalomethane formation potential (THMFP) by coagulation process and ozonation. Several types of coagulants, (1) polyaluminium chloride (PACl), (2) dry cationic polymer, (3) PACl and polymer, (4) PACl and polymer with powder activated carbon (PAC), and (5) PACl and polymer with ozone, were used to treat raw water supplied from Sri-Trang reservoir, Prince of Songkla University. The turbidity of this raw water was 2.5 and 3.7 NTU measured in rainy and dry season, respectively, whereas the specific ultraviolet absorption (SUVA) was a little bit higher than 2.00 L/mg-m. The SUVA of raw water collected in rainy and dry seasons were 2.14 and 2.27 L/mg-m, respectively. The DOM in water samples was fractionated by DAX-8 resin to hydrophilic (HPI) and hydrophobic (HPO) groups. It was found that HPO was the major organic components existed in the raw water of both seasons. Hence, the coagulation was considered as an appropriate process for removal of DOM. DOM was measured using surrogate parameters in term of dissolved organic carbon (DOC) and ultraviolet absorbance at wavelength-254 nm (UV-254). It was found that optimal conditions for DOM removal arranged in an order of high to low efficiency were, PACl 20 mg/L and polymer 0.1 mg/L at pH 7 with ozone 132 mg/hr contact time 30 minute, (%removal DOC and UV-254 average for both seasons) were 72 % for DOC and 73% for UV-254, PACl 20 mg/L and polymer 0.1 mg/L with PAC 10 mg/L at pH 7 (%removal were 70% for DOC and 73 for UV-254), PACl 20 mg/L and polymer 0.1 mg/L at pH 7 (%removal were 59% for DOC and 67% for UV-254), PACl alone 20 mg/L at pH 7 (%removal were 50% for DOC and 64% for UV-254), and polymer alone 0.1 mg/L at pH 7 (%removal were 24% for DOC and 39% for UV-254). The fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) analysis showed three groups of organic substances found in

raw water samples, including humic acid-like substances, fulvic acid-like substances and tryptophan-like substances. All conditions studied could remove humic acid-like substances and fulvic acid-like substances better than tryptophan-like substances. The fractionation of all treated water samples in all experiments could remove DOC of HPO better than DOC of HPI and also could reduce THMFP of HPO better than THMFP of HPI. The trihalomethane (THMs) analysis indicated that all water samples contained chloroform (TCM) more than 90% of total THMs. Comparison of this result with USEPA and WHO standard limit showed that the use of PACl and polymer, PACl and polymer with PAC and PACl and polymer with ozone could remove THMs to a level lower than standard limit. Although ozonation is not used in a conventional process, it is an alternative process for DOM removal. The coagulation process using PACl and polymer and that using PACl and polymer with PAC could be appropriate for application in a conventional water treatment plants. In addition, the cost of these coagulants are not expensive.

สารบัญ

| | หน้า |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| บทคัดย่อ | (3) |
| Abstract | (5) |
| กิตติกรรมประกาศ | (7) |
| สารบัญ | (8) |
| รายการตาราง | (10) |
| รายงานการภาพ | (18) |
| บทที่ 1 บทนำ | 1 |
| 1.1 บทนำตั้งเรื่อง | 1 |
| 1.2 การตรวจเอกสาร | 3 |
| 1.3 วัตถุประสงค์ | 42 |
| 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ | 42 |
| บทที่ 2 วิธีการวิจัย | 43 |
| 2.1 แหล่งน้ำดิบประปา | 43 |
| 2.2 เครื่องมือและอุปกรณ์ | 44 |
| 2.3 สารเคมี | 44 |
| 2.4 กระบวนการโคแอกกูเลชัน | 45 |
| 2.5 กระบวนการโอโซนเนชัน | 49 |
| 2.6 วิธีการวิจัย | 49 |
| 2.7 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ | 69 |
| 2.8 สถานที่ทำการวิจัย | 76 |
| 2.9 การวิเคราะห์ข้อมูลและสถิติที่ใช้ในการวิจัย | 76 |
| บทที่ 3 ผลการทดลองและวิจารณ์ผล | 77 |
| 3.1 การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM ใน น้ำประปาฤดูฝนและฤดูแล้ง | 77 |
| 3.2 การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน | 100 |

สารบัญ (ต่อ)

| | หน้า |
|-------------------------------------------------------------|------|
| 3.3 การศึกษากระบวนการแฟรกชัน DOM | 145 |
| 3.4 แนวทางในการประยุกต์ใช้สำหรับปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปา | 175 |
| บทที่ 4 บทสรุปและข้อเสนอแนะ | 178 |
| 4.1 สรุปผลการศึกษา | 178 |
| 4.2 ข้อเสนอแนะ | 180 |
| เอกสารอ้างอิง | 181 |
| ภาคผนวก | 200 |
| Calibration data และ curve | 201 |
| ผลการทดลอง | 207 |
| ความสัมพันธ | 235 |
| ราคาสารสร้างตะกอน | 247 |
| ประวัติผู้เขียน | 248 |

รายการตาราง

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 1-1 | คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของกรดฮิวมิกและกรดฟัลวิก | 5 |
| 1-2 | ลักษณะและกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน | 8 |
| 1-3 | กระบวนการแฟรกชัน DOM โดยการใช้เรซินชนิดต่างๆ สำหรับแยกสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปา | 9 |
| 1-4 | การใช้เทคนิค FEEM วิเคราะห์ลักษณะกลุ่มของสารอินทรีย์ในน้ำจากแหล่งต่างๆ | 13 |
| 1-5 | สูตรโครงสร้างของสารประกอบ THMs | 17 |
| 1-6 | ลักษณะสมบัติทางฟิสิกส์และทางเคมีของสารประกอบ THMs | 18 |
| 1-7 | ความเป็นพิษของสารประกอบ THMs | 19 |
| 1-8 | MCLs ของสารประกอบ THMs ในประเทศต่างๆ | 20 |
| 1-9 | การเปรียบเทียบอัตราเร็วในการตกตะกอนของสารต่างๆ | 23 |
| 1-10 | คุณลักษณะทางเคมีของ PACl ตามมาตรฐานของ มอก. 2150-2546 | 27 |
| 1-11 | การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACl เพื่อกำจัดความขุ่น สารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ในน้ำดิบประปา | 28 |
| 1-12 | การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้โพลิเมอร์เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ในน้ำดิบประปา | 31 |
| 1-13 | การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PAC เพื่อกำจัดความขุ่น สารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ในน้ำดิบประปา | 35 |
| 1-14 | การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโอโซนเนชัน เพื่อกำจัดสารอินทรีย์และ THMFP ในน้ำดิบประปา | 40 |
| 1-15 | ข้อดีและข้อเสียของการกำจัด DOM ด้วยกระบวนการต่างๆ | 41 |
| 1-16 | เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด DOM ด้วยกระบวนการต่างๆ | 41 |
| 2-1 | คุณลักษณะทางเคมีของ PACl ที่ใช้เป็นสารสร้างตะกอน | 46 |
| 2-2 | คุณลักษณะทั่วไปและทางเคมีของ polymer | 47 |
| 2-3 | คุณลักษณะทั่วไปและทางเคมีของ PAC | 48 |
| 2-4 | สภาวะการทดลองของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน | 53 |

รายการตาราง (ต่อ)

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 2-5 | สภาวะการทำงานของเครื่อง GC สำหรับการตรวจวิเคราะห์สารประกอบ THMs | 74 |
| 2-6 | สรุปพารามิเตอร์และวิธีการตรวจวัดคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM | 75 |
| 3-1 | คุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM ในน้ำดิบประปา | 79 |
| 3-2 | เปรียบเทียบค่าดัชนีตัวแทน DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ SUVA ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทยกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 81 |
| 3-3 | การกระจายมวล DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 83 |
| 3-4 | เปรียบเทียบการกระจายมวลของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทยกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 85 |
| 3-5 | เปรียบเทียบสัดส่วนของ THMFp และสารประกอบ THMs ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 89 |
| 3-6 | เปรียบเทียบค่า THMFp และสารประกอบ THMs ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทยกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 90 |
| 3-7 | ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ณ ตำแหน่งต่างๆ ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบประปาฤดูฝนและฤดูแล้ง | 95 |
| 3-8 | เปรียบเทียบตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ กับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 99 |
| 3-9 | สรุปประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูป UV-254 และ DOC หลังผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง | 137 |

รายการตาราง (ต่อ)

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 3-10 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูปของ FEEM ของน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่นที่สภาวะเหมาะสม | 143 |
| 3-11 | เปอร์เซ็นต์ความต่างระหว่างมวล DOC ก่อนและหลังแฟรกชันในน้ำดิบ ฤดูแล้งและฤดูฝนและน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น | 146 |
| 3-12 | เปอร์เซ็นต์สัดส่วนและการกระจายมวล DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งและฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 149 |
| 3-13 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้น ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งและฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 153 |
| 3-14 | เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ THMFP ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 157 |
| 3-15 | ประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ที่เพิ่มขึ้น ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งและฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 161 |
| ก-1 | Calibration data ของ UV-254 nm | 201 |
| ก-2 | Calibration data ของ free chlorine residual | 202 |
| ก-3 | Calibration data ของ DOC | 203 |
| ก-4 | HP 6890 GC method | 204 |
| ก-5 | Calibration data ของ THMs | 205 |
| ข-2 | ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 207 |
| ข-3 | ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 208 |

รายการตาราง (ต่อ)

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| ข-4 | ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 208 |
| ข-5 | ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 209 |
| ข-6 | ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 209 |
| ข-7 | ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 210 |
| ข-8 | ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 210 |
| ข-9 | ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 211 |
| ข-10 | ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 211 |
| ข-11 | UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 212 |
| ข-12 | UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 212 |
| ข-13 | UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 213 |

รายการตาราง (ต่อ)

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| ข-15 | UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 214 |
| ข-16 | DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 214 |
| ข-17 | DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 215 |
| ข-18 | DOC คงเหลือ และเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 215 |
| ข-19 | DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 216 |
| ข-20 | DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลา contact time 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน | 216 |
| ข-21 | ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 217 |
| ข-22 | ความขุ่นคงเหลือ และเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 217 |
| ข-23 | ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่น ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 218 |
| ข-24 | ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 218 |

รายการตาราง (ต่อ)

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| ข-25 | ความขุ่นคองเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 219 |
| ข-26 | ความเป็นต่างคองเหลือ ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 219 |
| ข-27 | ความเป็นต่างคองเหลือ ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 220 |
| ข-28 | ความเป็นต่างคองเหลือ ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 220 |
| ข-29 | ความเป็นต่างคองเหลือ ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 221 |
| ข-30 | ความเป็นต่างคองเหลือ ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 221 |
| ข-31 | UV-254 คองเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 222 |
| ข-32 | UV-254 คองเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 222 |
| ข-33 | UV-254 คองเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 223 |
| ข-34 | UV-254 คองเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 223 |

รายการตาราง (ต่อ)

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| ข-35 | UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 224 |
| ข-36 | DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 224 |
| ข-37 | DOC คงเหลือ และเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 225 |
| ข-38 | DOC คงเหลือ และเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับ ปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 225 |
| ข-39 | DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 226 |
| ข-40 | DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 mg/L ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 226 |
| ข-41 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 227 |
| ข-42 | THMFP และเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 228 |
| ข-43 | THMFP และเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 229 |

รายการตาราง (ต่อ)

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| ข-44 | THMFP และเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่าง ฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 230 |
| ข-45 | การลดลงของ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำ ตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 232 |
| ข-46 | เปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลัง ผ่านกระบวนการแฟรกชัน) กับค่ามาตรฐานของ WHO | 233 |
| ข-47 | เปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดู แล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) กับค่ามาตรฐานของ WHO | 234 |
| ง-1 | ราคาสารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน | 247 |

รายการภาพ

| ภาพที่ | | หน้า |
|--------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 1-1 | โครงสร้างอย่างง่ายของสารประกอบฮิวมิก | 5 |
| 1-2 | การเกิด THMs ของน้ำตัวอย่างในขณะที่เก็บน้ำตัวอย่างไม่มี free chlorine | 15 |
| 1-3 | การเกิด THMs ของน้ำตัวอย่างในขณะที่เก็บน้ำตัวอย่างมี free chlorine | 15 |
| 1-5 | ปฏิกิริยาการแตกตัวของโอโซนในน้ำ | 37 |
| 1-6 | กลไกการเกิดปฏิกิริยาของโอโซนในของเหลว | 39 |
| 2-1 | อ่างเก็บน้ำศรีตรังและจุดเก็บน้ำตัวอย่างภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ | 43 |
| 2-2 | PACl ที่ใช้ในการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน | 46 |
| 2-3 | Polymer ที่ใช้ในการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน | 47 |
| 2-4 | PAC ที่ใช้ในการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน | 48 |
| 2-5 | เครื่องกำเนิดโอโซนที่ใช้ในการทดลองกระบวนการโอโซนเนชัน | 49 |
| 2-6 | แผนผังแสดงขั้นตอนการศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM ในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 51 |
| 2-7 | การทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์ | 52 |
| 2-8 | แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์โดยการใช้ PACl | 55 |
| 2-9 | แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์โดยการใช้ polymer | 57 |
| 2-10 | แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์โดยการใช้ PACl และ polymer | 59 |
| 2-11 | แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์โดยการใช้ PACl และ polymer ร่วมกับ PAC | 61 |
| 2-12 | แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์โดยการใช้ PACl และ polymer ร่วมกับ ozone | 63 |
| 2-13 | การทำความสะอาดเรซิน DAX-8 ด้วยเครื่องมือ Soxhlet extraction | 65 |
| 2-14 | กระบวนการแฟรกชัน DOM ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้เรซิน DAX-8 | 67 |

รายการภาพ (ต่อ)

| ภาพที่ | | หน้า |
|--------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 2-15 | สรุปแผนผังของกระบวนการแฟรกชัน DOM โดยการใช้เรซิน DAX-8 สำหรับแยกสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ | 68 |
| 3-1 | การกระจายมวล DOM ก่อนแฟรกชันและหลังแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝน และฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 84 |
| 3-2 | THMFP และสารประกอบ THMs ก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน ในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 88 |
| 3-3 | สัดส่วนของสารประกอบ THMs ก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน ในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 88 |
| 3-4 | เปรียบเทียบค่าสารประกอบ THMs ในน้ำดิบและน้ำประปาฤดูฝนและฤดูแล้งกับค่ามาตรฐาน THMs ของ WHO (2006) | 92 |
| 3-5 | FEEM ในรูปแบบเส้นชั้นความสูงของน้ำดิบและน้ำหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝนและฤดูแล้ง (3.3 QSU) | 94 |
| 3-6 | ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 96 |
| 3-7 | ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบ เมื่อเปรียบเทียบกับขอบเขตความยาวคลื่น (putative origins) | 98 |
| 3-8 | ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์และกลุ่มสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง | 98 |
| 3-9 | ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น ด้วยกระบวนการ โคลแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 101 |
| 3-10 | ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการ โคลแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูฝน | 103 |
| 3-11 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการ โคลแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 106 |

รายการภาพ (ต่อ)

| ภาพที่ | | หน้า |
|--------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 3-12 | ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ polymer ความเข้มข้นเท่ากับ 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 109 |
| 3-13 | ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ polymer ความเข้มข้นเท่ากับ 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 111 |
| 3-14 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใส่ polymer ความเข้มข้นเท่ากับ 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 113 |
| 3-15 | ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใส่ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer ความเข้มข้นเท่ากับ 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 116 |
| 3-16 | ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใส่ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer ความเข้มข้น 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 118 |
| 3-17 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer ความเข้มข้นเท่ากับ 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 121 |
| 3-18 | ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใส่ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 124 |
| 3-19 | ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใส่ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 126 |

รายการภาพ (ต่อ)

| ภาพที่ | | หน้า |
|--------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 3-20 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ Polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 128 |
| 3-21 | ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 131 |
| 3-22 | ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 133 |
| 3-23 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 135 |
| 3-24 | เปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบฤดูฝนและน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม | 144 |
| 3-25 | เปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบฤดูแล้งและน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม | 144 |
| 3-26 | การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 154 |

รายการภาพ (ต่อ)

| ภาพที่ | | หน้า |
|--------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 3-27 | การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 155 |
| 3-28 | การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 162 |
| 3-29 | การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 163 |
| 3-30 | การลดลงของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) และการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กับค่ามาตรฐานของ USEPA (2009) | 166 |
| 3-31 | เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 167 |
| 3-32 | การลดลงของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) และการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กับค่ามาตรฐานของ USEPA (2009) | 168 |
| 3-33 | เปอร์เซ็นต์สัดส่วนสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 169 |
| 3-34 | ความเข้มข้นสารประกอบ THMs เปรียบเทียบกับค่า GV WHO ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 170 |

รายการภาพ (ต่อ)

| ภาพที่ | | หน้า |
|--------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 3-35 | Specific THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 172 |
| 3-36 | Specific THMFP ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) | 173 |
| ก-1 | Calibration data ของ UV-254 nm | 201 |
| ก-1 | Calibration data ของ free chlorine residual | 202 |
| ก-3 | Calibration data ของ DOC | 204 |
| ค-1 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PAC1 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 236 |
| ค-2 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 237 |
| ค-3 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PAC1 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 238 |
| ค-4 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PAC1 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 239 |
| ค-5 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PAC1 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ กระบวนการโอโซนเนชั่น โดยการเติมโอโซน 72 96 และ 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง | 240 |

รายการภาพ (ต่อ)

| ภาพที่ | | หน้า |
|--------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| ค-6 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC (มิลลิกรัมต่อลิตร) กับ THMFP (ไมโครกรัมต่อลิตร) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO | 241 |
| ค-7 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC (มิลลิกรัมต่อลิตร) กับ THMFP (ไมโครกรัมต่อลิตร) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูแล้งของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO | 242 |
| ค-8 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO | 243 |
| ค-9 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูแล้งของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO | 244 |
| ค-10 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO | 245 |
| ค-11 | ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO | 246 |

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำต้นเรื่อง

แหล่งน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปามักมีสี ความขุ่น สารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ ทั้งที่อยู่ในรูปละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ และอาจมีเชื้อโรคที่ก่อให้เกิดอันตรายและไม่ก่อให้เกิดอันตรายปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำ สิ่งปนเปื้อนดังกล่าวนับวันจะทวีความรุนแรงมากยิ่งขึ้น ทำให้ส่งผลกระทบต่อคุณภาพน้ำดิบโดยตรง ซึ่งสิ่งปนเปื้อนที่สำคัญและก่อให้เกิดปัญหาอย่างมากต่อแหล่งน้ำดิบและระบบการผลิตน้ำประปา คือ สารอินทรีย์ โดยเฉพาะสารอินทรีย์ในกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM) เนื่องจากเป็นสาเหตุที่ทำให้เกิดสี กลิ่นและรสในแหล่งน้ำ และยังเป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้เกิดสิ่งปนเปื้อนอื่นๆ เช่น การเจริญเติบโตของแบคทีเรีย และไวรัสในแหล่งน้ำที่อาจก่อให้เกิดโรคในมนุษย์ (Cornelissen *et al.*, 2008; Jarvis *et al.*, 2008) ทำให้เกิดปัญหาความต้องการสารสร้างตะกอนและสารฆ่าเชื้อโรคในปริมาณที่มากขึ้นในการผลิตน้ำประปาเพื่อให้ได้น้ำสะอาดตามมาตรฐานกำหนด และ DOM เป็นสารตั้งต้นหลักของการเกิดสาร disinfection by-products (DBPs)

การผลิตน้ำประปาจากแหล่งน้ำผิวดิน โดยทั่วไปประกอบด้วย การดักเศษสกปรก ขนาดใหญ่ด้วยตะแกรง การสร้างตะกอน (coagulation) การรวมตะกอน (flocculation) การตกตะกอน (sedimentation) การกรอง (filtration) เพื่อผลิตน้ำใสส่งไปเก็บในถังพักน้ำและเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรค (chlorine disinfection) ก่อนที่จะสูบขึ้นไปเก็บในถังน้ำใสแล้วส่งผ่านไปตามท่อจ่ายน้ำ แต่การเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรคอาจส่งผลให้เกิดผลกระทบที่สำคัญ ก่อให้เกิดเป็นสาร DBPs เนื่องจากการทำปฏิกิริยาระหว่าง DOM ที่หลงเหลืออยู่หลังจากกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำดังกล่าวข้างต้นเข้าไปทำปฏิกิริยากับคลอรีนที่เติมลงไปเพื่อฆ่าเชื้อโรค ทำให้ DOM เกิดการแตกตัวและจับกลุ่มใหม่เป็นกลุ่มของสารก่อมะเร็งในน้ำประปาขึ้น เช่น สารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) สารฮาโลอะซิติกอะซิด (haloacetic acids, HAAs) และ สารฮาโลอะซิโตไนไตร (haloacetonitriles, HANs) เป็นต้น (Marhaba and Washington, 1998)

ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปา ได้แก่ DOM ซึ่งสารอินทรีย์เหล่านี้ส่วนหนึ่งมาจากสารอินทรีย์ที่อยู่ในธรรมชาติ เช่น ใบไม้ ที่ตกลงสู่แหล่งน้ำแล้วถูกย่อยสลาย (บุญยฤทธิ์ ปัญญาภิบาล โยธผล และคณะ, 2549) น้ำที่ชะสารอินทรีย์มาจากหน้าดิน และสารอินทรีย์ที่เกิดจากกิจกรรมต่างๆ ของมนุษย์ทั้งภาคเกษตรกรรมและภาคอุตสาหกรรม โดยทั่วไป DOM ในน้ำแบ่งออกเป็นสองกลุ่ม ได้แก่ สารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic, HPI) และสารอินทรีย์

กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic, HPO) สารอินทรีย์ทั้งสองกลุ่มมีผลต่อการเกิดของสารก่อมะเร็งในน้ำประปา เนื่องจากน้ำประปาที่ผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำโดยทั่วไปจะเน้นเพียงการกำจัดสารแขวนลอยในน้ำหรือความขุ่นให้น้ำใสและปราศจากเชื้อโรค เพื่อให้ได้น้ำสะอาดตามมาตรฐานกำหนด ยังไม่ได้มีการตรวจสอบถึงวิธีการลด DOM ในน้ำทำให้ไม่สามารถกำจัด DOM ออกจากน้ำได้อย่างเพียงพอที่สามารถควบคุมไม่ให้เกิดปัญหาดังกล่าวขึ้น แต่ในทางกลับกันอาจเป็นการยิ่งเพิ่มปัญหาให้กับน้ำที่ผลิตได้ เช่น หากกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำมีประสิทธิภาพในการกำจัด DOM ต่ำ จะทำให้มี DOM หลงเหลืออยู่ในน้ำที่ผลิตได้มาก เมื่อเข้าสู่ขั้นตอนการเติมคลอรีน โดยคำนึงถึงแต่เพียงปริมาณคลอรีนที่ตกค้างอยู่ในน้ำ (residual chlorine) ย่อมมีโอกาสที่ทำให้เกิดการก่อตัวของสาร DBPs เช่น THMs ในปริมาณสูงได้

สารในกลุ่ม THMs จัดเป็นสารก่อมะเร็งที่สามารถพบได้มากที่สุดคือน้ำประปาที่ใช้น้ำดิบจากแหล่งน้ำผิวดิน เช่น แม่น้ำ อ่างเก็บน้ำ และเขื่อนกักเก็บน้ำ สารในกลุ่มดังกล่าวนอกจากมีศักยภาพในการก่อมะเร็งในสัตว์ทดลองแล้ว ยังเป็นสารที่มีโอกาสในการก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ได้อีกด้วย ดังนั้นถ้าประชาชนบริโภคน้ำที่มีสาร THMs ปนเปื้อนอยู่ย่อมเกิดความเสี่ยงและส่งผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของผู้บริโภค และอาจได้รับสารดังกล่าวสะสมอยู่ในร่างกายจนถึงขั้นเป็นมะเร็งต่อไปได้ และเพื่อความปลอดภัยของผู้บริโภคน้ำประปา จึงทำให้มีการพัฒนาและศึกษาวิจัยเพิ่มมากยิ่งขึ้น เพื่อหาวิธีการต่างๆ ที่ใช้ในการควบคุมและลดปริมาณการเกิดสาร THMs ในน้ำประปา เช่น การใช้สารฆ่าเชื้อโรค (disinfectant) ชนิดอื่นทดแทนการใช้คลอรีน การบำบัดน้ำภายหลังจากการเกิด THMs วิธีการดังกล่าวเป็นวิธีที่สลับซับซ้อนและมีการลงทุนสูง แต่มีอีกวิธีการหนึ่งที่สามารถลด THMs ในน้ำได้ คือ การกำจัดสารตั้งต้น (precursor) ก่อนที่จะทำปฏิกิริยากับคลอรีน โดยการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันซึ่งเป็นกระบวนการที่ถูกใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปาทั่วไปและเป็นวิธีที่มีการลงทุนต่ำกว่าวิธีการอื่นๆ นอกจากสามารถลดสารแขวนลอย ความขุ่นในน้ำยังสามารถลด DOM ได้อีกด้วย (USEPA, 1999)

ระบบประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ใช้น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ในการผลิตน้ำประปาแจกจ่ายเพื่อการอุปโภคบริโภคในพื้นที่ของมหาวิทยาลัย น้ำดิบดังกล่าวเป็นน้ำที่มีค่าความขุ่นเฉลี่ยตลอดทั้งปีค่อนข้างต่ำประมาณ 6.0-31.0 NTU (ปวิตร ชัยวิสิทธิ์, 2548) โดยค่าความขุ่นส่วนหนึ่งมาจากตะกอนขนาดเล็ก สารอินทรีย์ต่างๆ แพลงตอนพืช แพลงตอนสัตว์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ อีกส่วนหนึ่งมาจากการสะสมของสารอินทรีย์ในอ่างเก็บน้ำศรีตรังที่รับน้ำมาจากเขาคอหงส์ ซึ่งเป็นแหล่งต้นน้ำสำคัญสำหรับการผลิตน้ำประปาของชุมชนต่างๆ รวมทั้งระบบผลิตน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ แต่จากการสำรวจสถานการณ์ของป่าต้นน้ำบนเขาคอหงส์ในปัจจุบัน พบว่า มีการบุกรุกทำลายป่าต้นน้ำทำให้เกิดความเสี่ยง

โทรมของลำธารต้นน้ำสายหลัก โดยพื้นที่บริเวณริมลำธารถูกใช้เป็นที่ตั้งบ้านเรือนของประชาชนจำนวนหนึ่ง ซึ่งเข้ามาอาศัยทำกินโดยไม่มีเอกสารสิทธิใดๆ ทำให้เป็นชุมชนที่ขาดการควบคุมและบริหารจัดการจากภาครัฐ ไม่มีความรู้ด้านการจัดการขยะและการจัดการด้านสุขอนามัยที่ถูกต้อง บ้านเรือนทุกหลังต่างใช้ลำธารต้นน้ำเป็นแหล่งที่ทิ้งขยะทุกประเภท ทำให้น้ำที่ไหลมาจากลำธารต้นน้ำสายหลักลงสู่ในอ่างเก็บน้ำศรีตรังเกิดการปนเปื้อนและเป็นแหล่งสะสมสารอินทรีย์ต่างๆ รวมทั้งสารอินทรีย์ในกลุ่ม DOM เพิ่มสูงขึ้น

เนื่องจากกระบวนการผลิตน้ำประปาสามารถกำจัด DOM ออกจากน้ำได้เพียงบางส่วน และจากการสำรวจเบื้องต้นพบว่า ระบบประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ใช้สารคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรค DOM ที่หลงเหลืออยู่หลังจากผ่านการปรับปรุงคุณภาพน้ำเข้าไปทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิดเป็นสาร THMs ถึงแม้ว่าน้ำประปาดังกล่าวไม่ได้ถูกนำมาบริโภคโดยตรง แต่ใช้ในการอุปโภคหรือดำเนินกิจกรรมประจำวัน เช่น การอาบน้ำ การล้างหน้า และการแปรงฟัน สามารถรับ (exposure) สาร THMs เข้าสู่ร่างกายได้เช่นเดียวกัน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการศึกษาการกำจัด DOM ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้สารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชัน (ozonation) เพื่อหาสถานะที่เหมาะสมของกระบวนการต่างๆ ในการกำจัด DOM ออกจากน้ำดิบประปา ตลอดจนแยกประเภทของ DOM ออกเป็นสองกลุ่ม ได้แก่ HPI และ HPO และวิเคราะห์โอกาสการก่อตัวของสารก่อมะเร็งที่เกิดขึ้นจาก DOM แต่ละกลุ่ม ซึ่งจะนำไปสู่การปรับปรุงคุณภาพน้ำให้มีคุณภาพผ่านเกณฑ์มาตรฐาน และเป็นทางเลือกสำหรับการนำไปประยุกต์ใช้ในการปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปาให้ดีขึ้น ท้ายที่สุดย่อมส่งผลต่อผู้อุปโภคและบริโภคน้ำประปาให้ได้ใช้น้ำประปาที่สะอาด ปราศจากเชื้อโรค และลดความเสี่ยงต่อการได้รับสารก่อมะเร็งในน้ำประปา

1.2. การตรวจเอกสาร

1.2.1 สารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM)

สารอินทรีย์ในน้ำโดยทั่วไปสามารถแบ่งตามสถานการณ์ละลายออกเป็น 2 ส่วน คือ สารอินทรีย์ส่วนที่ไม่ละลายน้ำ (particulate organic matter, POM) และสารอินทรีย์ส่วนที่ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM) และหากแบ่งประเภทสารอินทรีย์โดยใช้แผ่นกรองที่มีขนาดรูเปิดแตกต่างกัน (เช่น $<0.1 \mu\text{m}$ $<0.45 \mu\text{m}$ $<1.0 \mu\text{m}$) สามารถแบ่งประเภทของสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้นเป็นส่วนของสารอินทรีย์ประเภทคอลลอยด์ (colloidal organic matter, COM) ซึ่งอยู่ระหว่าง DOM และ POM (AWWA, 1993; Owen *et al.*, 1995) โดย POM และ COM เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถกำจัดได้ง่ายด้วยกระบวนการผลิตน้ำประปา (conventional process) เหมือนกับอนุภาคทั่วไปที่ทำ

ให้เกิดความขุ่นในน้ำ ส่วน DOM เป็นสารอินทรีย์ส่วนที่ละลายน้ำ ซึ่งมีโมเลกุลของสารอินทรีย์ที่สามารถผ่านเมมเบรนที่มีขนาดรูเปิด 0.45 ไมครอนได้ ทำให้กำจัดได้ยากด้วยกระบวนการผลิตน้ำประปาทั่วไป (Crozes *et al.*, 1995)

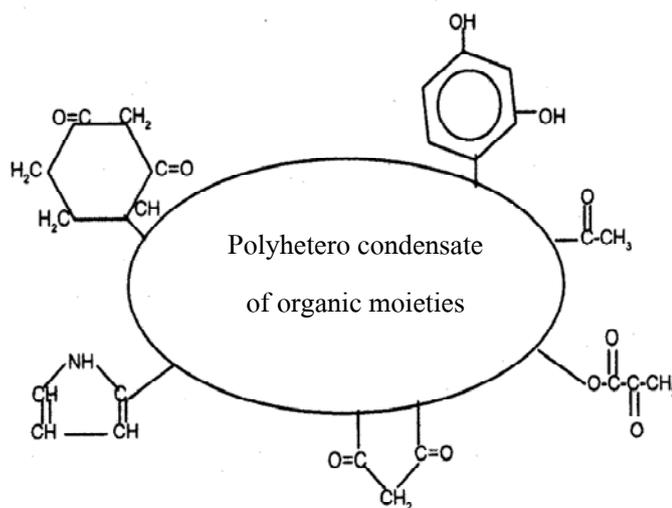
DOM ที่พบในแหล่งน้ำธรรมชาติโดยส่วนใหญ่ คือ สารอินทรีย์ธรรมชาติ (natural organic matter, NOM) ซึ่งเกิดจากการเจริญเติบโตหรือการเน่าเปื่อยของพืช และเกิดจากกระบวนการสลายตัวของจุลินทรีย์ต่างๆ (Kooij, 1992; Chris, 2002; Dilling and Kaiser, 2002) และอีกส่วนหนึ่งมาจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น น้ำเสียจากชุมชนหรือโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆที่ปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำ มักเป็นสารอินทรีย์ที่ไม่พบอยู่ในธรรมชาติหรือเป็นสารอินทรีย์สังเคราะห์ สิ่งปลูกิจจากการเลี้ยงสัตว์ รวมถึงการทำลายป่าไม่ทำให้สารอินทรีย์ในดินถูกน้ำชะล้างลงสู่แหล่งน้ำมากขึ้น (Chen *et al.*, 2003; Liying *et al.*, 2009) ซึ่งแหล่งที่มาของสารอินทรีย์มีอิทธิพลอย่างมากต่อส่วนประกอบของ DOM

DOM สามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ส่วน ได้แก่ ส่วนที่เป็นฮิวมิก (humic substance) และ ส่วนที่ไม่ใช่สารฮิวมิก (non-humic substance) DOM ที่เป็นฮิวมิกมีสมบัติเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ประกอบด้วย กรดฮิวมิก กรดฟัลวิก และฮิวมิน ส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่ใช่สารฮิวมิกมีสมบัติเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ประกอบด้วย hydrophilic acids โปรตีน กรดอะมิโน และคาร์โบไฮเดรต (Newcombe *et al.*, 1997) โดยทั่วไปในแหล่งน้ำผิวดิน เช่น แม่น้ำ ลำคลอง อ่างเก็บน้ำ มี DOM ที่เป็นสารฮิวมิกประมาณ 45-65 เปอร์เซ็นต์ (Martin-Mousset *et al.*, 1997; Mash *et al.*, 2004; Velasco *et al.*, 2007) และส่วนที่ไม่ใช่สารฮิวมิกมีประมาณ 35-55 เปอร์เซ็นต์ (Owen *et al.*, 1995) ซึ่งจากการศึกษาของ Musikavong (2007) ศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่า DOC ของ HPO (humic) และ DOC ของ HPI (non-humic) ในน้ำจากแม่น้ำและอ่างเก็บน้ำ พบว่า น้ำในแม่น้ำที่มีค่า DOC สูงมีอัตราส่วนของ HPI มากกว่า HPO และน้ำในอ่างเก็บน้ำที่มีค่า DOC สูงมีอัตราส่วนของ HPO มากกว่า HPI แสดงว่า แหล่งน้ำแต่ละชนิดมีส่วนประกอบหลักของสารอินทรีย์ต่างกันมีผลทำให้ต้องใช้วิธีการที่แตกต่างกันในการกำจัดสารอินทรีย์ดังกล่าว

1.2.1.1 ลักษณะสมบัติของสารฮิวมิก

สารฮิวมิกเป็นกลุ่มของ NOM ซึ่งมีส่วนประกอบที่ซับซ้อนมาก มีรูปร่างที่ไม่แน่นอน และมีต้นกำเนิดมาจากการสลายตัวของซากพืช ฮิวมิกมีลักษณะเป็นสารประกอบสีน้ำตาล หรือดำ มีสภาพเป็นกรด และมีมวลโมเลกุลอยู่ในช่วงร้อยจนถึงหลายล้าน (อนรรณิยา พรรณวงศ์, 2546) จากการศึกษาของ Trussell และ Umphres (1978) ได้มีการเสนอรูปแบบโครงสร้างโมเลกุลของสารประกอบฮิวมิก ซึ่งประกอบด้วย กลุ่ม polyhetero condensate ที่

มีโมเลกุลของสารอินทรีย์ที่ซับซ้อน และมีหมู่ฟังก์ชันต่างๆ หลายกลุ่ม เช่น กรดคาร์บอกซิลิก (carboxylic acid) ซึ่งมีปริมาณ 60-90 เปอร์เซ็นต์ ไฮดรอกซิล (hydroxyl) และคีโตน (ketone) (ภาพที่ 1-1) กลุ่มฟังก์ชันต่างๆ เหล่านี้มีผลต่อการละลายน้ำของสารประกอบฮิวมิก และเป็นส่วนที่ทำให้ปฏิกิริยากับคลอรีนจนเกิดเป็นสารก่อมะเร็งในน้ำประปา



ภาพที่ 1-1 โครงสร้างอย่างง่ายของสารประกอบฮิวมิก (Trussell and Umphres, 1978)

สารฮิวมิก สามารถจำแนกได้เป็น 2 ส่วนใหญ่ๆ และมีคุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมี ดังแสดงในตารางที่ 1-1

1. กรดฮิวมิก (humic acid) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่พบมากในดิน ซึ่งมีความสามารถละลายในด่าง (alkaline solution) แต่ไม่ละลายในสารละลายกรดที่มีพีเอชต่ำกว่า 2

2. กรดฟัลวิก (fulvic acid) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่อยู่ในดิน ซึ่งมีความสามารถละลายได้ทั้งในกรดและด่าง

ตารางที่ 1-1 คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของกรดฮิวมิกและกรดฟัลวิก

| คุณสมบัติ | กรดฮิวมิก | กรดฟัลวิก |
|-------------------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------------------------|
| องค์ประกอบธาตุ (%โดยน้ำหนัก) | | |
| C | 50-60 | 40-50 |
| H | 4-6 | 4-6 |
| O | 30-35 | 44-45 |
| N | 2-4 | <1-3 |
| S | 1-2 | 0-2 |
| ละลายในกรดแก่ (pH<1) | ไม่ละลาย | ละลาย |
| ช่วงน้ำหนักโมเลกุล | 100-หลายล้าน | 180-10,000 |
| Functional group distribution | Percent of oxygen in indicated functional group | Percent of oxygen in indicated functional group |
| Carboxyl | 14-45 | 58-65 |
| Phenol | 10-38 | 9-19 |
| Alcohol | 13-15 | 11-16 |
| Carbonyl | 4-23 | 4-11 |
| Methoxyl | 1-5 | 1-2 |

ที่มา: Snoeyink and Jenkins (1980)

1.2.2 สาเหตุที่ต้องกำจัด DOM ออกจากน้ำในกระบวนการผลิตน้ำประปา

ปัญหาการมี DOM อยู่ในแหล่งน้ำสำหรับใช้ในการผลิตน้ำประปาเป็นที่ทราบกันตั้งแต่ก่อน ค.ศ. 1970 และมีงานวิจัยที่เน้นในเรื่องลักษณะสมบัติของ DOM ในน้ำดื่มและวิธีการกำจัด DOM ออกจากแหล่งน้ำสำหรับใช้ในการผลิตน้ำประปา เนื่องจาก DOM เป็นสาเหตุที่ทำให้เกิดสีและรสในน้ำ ทำให้มีความต้องการปริมาณสารสร้างตะกอนและปริมาณสารฆ่าเชื้อโรคที่มากขึ้นในกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำ นอกจากนี้ DOM ยังมีความสามารถในการจับโลหะ ทำให้เกิดการปนเปื้อนของสารเหล่านี้ในน้ำที่ผลิตได้ ทำให้เกิดการกัดกร่อนและการเจริญเติบโตขึ้นใหม่ของพวกแบคทีเรียในระบบจ่ายน้ำ โดยเฉพาะอย่างยิ่งเมื่อมีการใช้สารออกซิแดนท์ เช่น คลอรีน หรือ โอโซนในระหว่างกระบวนการบำบัดและมีแนวโน้มเป็นตัวขัดขวางการกำจัดสารปนเปื้อนอื่นๆ ในน้ำ และ DOM ยังส่งผลกระทบต่อที่สำคัญประการหนึ่ง คือ การเกิดปฏิกิริยากับสารฆ่าเชื้อโรค และอาจก่อให้เกิดเป็นสาร DBPs ซึ่งเป็นปัญหาที่สำคัญมากในปัจจุบัน

กระบวนการผลิตน้ำประปาในปัจจุบัน หรือที่เรียกว่า conventional process ประกอบด้วย กระบวนการโคแอกกูเลชัน ฟล็อกกูเลชัน การตกตะกอน และการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนยังไม่สามารถกำจัด DOM ออกได้อย่างเพียงพอที่จะควบคุมไม่ให้เกิดปัญหาดังกล่าวขึ้นในทางกลับกันอาจยิ่งเพิ่มปัญหาให้กับน้ำประปาที่ผลิตได้ เช่น ในขั้นตอนการฆ่าเชื้อโรคโดยกระบวนการเติมคลอรีนให้กับน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดที่มีประสิทธิภาพในการกำจัด DOM ต่ำย่อมทำให้มี DOM เหลืออยู่ในน้ำมากและหากการฆ่าเชื้อโรคค้ำึงถึงเพียงแต่ปริมาณคลอรีนที่ตกค้างอยู่ในน้ำประปาอาจก่อให้เกิดสาร DBPs เช่น THMs ในปริมาณสูงซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งที่มีอันตรายต่อมนุษย์

เมื่อพิจารณาถึงคุณสมบัติทางเคมี พบว่า DOM ส่วนที่เป็นฮิวมิกมีบทบาทสำคัญต่อปัญหาที่เกิดขึ้นกับน้ำประปา (Singer, 1999) มากกว่า DOM ส่วนที่ไม่ใช่สารฮิวมิก แต่ DOM ส่วนที่ไม่ใช่สารฮิวมิกสามารถทำให้เกิดสาร DBPs ในปริมาณที่มีนัยสำคัญ (Owen *et al.*, 1995) และสามารถทำให้เกิดปัญหาการเติบโตขึ้นใหม่ของแบคทีเรียในระบบจ่ายน้ำได้เช่นเดียวกัน ดังนั้นเพื่อลดความเสี่ยงในการได้รับสาร DPBs จึงทำให้มีการพัฒนาและศึกษาวิจัยเพื่อหาวิธีการต่างๆ ที่ใช้ในการควบคุมและลดปริมาณการเกิดสาร DPBs ในน้ำประปา เช่น การใช้สารฆ่าเชื้อโรคชนิดอื่นทดแทนการใช้คลอรีน การบำบัดน้ำภายหลังจากการเกิด DPBs วิธีการดังกล่าวนี้เป็นวิธีที่สลับซับซ้อนและมีการลงทุนสูง การศึกษาส่วนใหญ่จึงมุ่งเน้นหาวิธีการกำจัด DOM ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของการเกิดสารดังกล่าว ซึ่งเป็นวิธีที่มีการลงทุนต่ำกว่าวิธีการอื่นๆ นอกจากสามารถลดสารแขวนลอย ความขุ่นในน้ำยังสามารถลด DOM ได้อีกด้วย

1.2.3 กระบวนการแฟรกชัน (fractionation) DOM

กระบวนการแฟรกชัน DOM ในน้ำออกเป็นกลุ่มย่อยๆ นั้นมีความสำคัญเนื่องจากสามารถกำหนดการเข้าทำปฏิกิริยาระหว่าง DOM กับสารเคมีที่ใช้ในการฆ่าเชื้อโรคซึ่งก่อให้เกิด DBPs และทำให้เข้าใจลักษณะทางเคมีของ DOM เพื่อให้ได้ข้อมูลที่เหมาะสมในการออกแบบระบบบำบัดในการกำจัด DOM กระบวนการแฟรกชัน DOM ในน้ำโดยการใช้เรซินที่มีคุณสมบัติในการดูดซับสารอินทรีย์ เป็นเทคนิคที่ใช้ในการแยกชนิดของ DOM ในน้ำออกเป็น 2 กลุ่มหลักๆ คือ สารอินทรีย์กลุ่ม HPO และ HPI (Marhaba *et al.*, 2003) จากการศึกษาของ Leenheer และคณะ (1982); Leenheer และ Noyed (1984); Reckhow และคณะ (1992) ได้เสนอลักษณะและกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์ที่ผ่านการแฟรกชัน ดังแสดงในตารางที่ 1-2

ตารางที่ 1-2 ลักษณะและกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน

| แฟรกชัน | กลุ่มทางเคมี |
|--------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <u>Hydrophobic</u> | |
| <u>Acids</u> | |
| Strong | Humic acid, fulvic acid and high MW alkyl monocarboxylic and dicarboxylic acids, aromatic acids |
| Weak | Phenols, tannins, intermediate MW alkyl monocarboxylic and dicarboxylic acids, aromatic acids |
| <u>Bass</u> | Proteins, aromatic amines, high MW alkyl amines |
| <u>Neutrals</u> | Hydrocarbon, aldehydes, high MW methyl ketones and alkyl alcohols, ethers, furan, pyrrole |
| <u>Hydrophilic</u> | |
| <u>Acids</u> | Hydroxy acids, sugars, sulfonics, low MW alkyl monocarboxylic and dicarboxylic acids |
| <u>Bass</u> | Amino acids, purines, pyrimidines, low MW alkyl amine |
| <u>Neutrals</u> | Polysaccharides; low MW alkyl alcohols, aldehydes and ketones |

สำหรับการศึกษางานวิจัยที่ผ่านมา พบว่า ผู้วิจัยส่วนใหญ่นิยมใช้เรซิน XAD (XAD-2 XAD-4 และ XAD-8) และ DAX (DAX-2 DAX-4 และ DAX-8) สำหรับแยกสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ส่วนงานวิจัยในประเทศไทยส่วนใหญ่นิยมใช้เรซินชนิด DAX-8 เนื่องจาก DAX-8 เป็นเรซินที่มีแรงยึดเหนี่ยวระหว่างไฮโดรคาร์บอนสูง มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนสูง และมีความชื้นน้อยกว่า 1 เปอร์เซ็นต์ โดยน้ำหนัก (w/w) ทำให้สามารถนำมาใช้งานได้ง่ายและสามารถแยกสารอินทรีย์ออกจากน้ำได้ดี (Peuravuori *et al.*, 2002) ดังแสดงในตารางที่ 1-3

ตารางที่ 1-3 กระบวนการแฟรกชัน DOM โดยการใช้เรซินชนิดต่างๆ สำหรับแยกสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปา

| แหล่งน้ำดิบประปา | เรซิน | แฟรกชัน | อ้างอิง |
|---------------------------------------------------------------|--------------------------|-----------------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| แม่น้ำ Suwanee Southern Georgia USA. | XAD-8 และ AG-MP-50 | Humic acid และ fulvic acid | Thurman และ Malcolm, 1981 |
| แม่น้ำ Mississippi USA. (TOC 6.3 มก/ล.) | XAD-2 และ XAD-8 | HPO 60% และ HPI 40% | Semmens และ Staples, 1986 |
| แม่น้ำ Sacramento Delta California USA. (DOC 2.1-22 มก/ล.) | XAD-8 | Humic fraction 38-62% และ non-humic fractions | Amy <i>et al.</i> , 1990 |
| น้ำใต้ดิน (10 Wells) USA (DOC 1.2-14 มก/ล.) | XAD-8 | Humic fraction 55-94% และ non-humic fractions | Amy <i>et al.</i> , 1992 |
| อ่างเก็บน้ำ Apremont France (DOC 7.3-11.5 มก/ล.) | XAD-4 และ XAD-8 | HPO 50-55% และ HPI 20-25% | Croue <i>et al.</i> , 1993 |
| อ่างเก็บน้ำ (DOC 6.8-7.8 มก/ล.) และแม่น้ำ (DOC 2.8-5.3 มก/ล.) | XAD-4 และ XAD-8 | HPO 41-62% และ HPI 14-26% | Martin-Mousset <i>et al.</i> , 1997 |
| แม่น้ำ Rhine (TOC 8 มก/ล.) | XAD-4 และ XAD-8 | HPI 90% และ HPO 10% | Bremere <i>et al.</i> , 1999 |
| แม่น้ำ Nakdong Korea (DOC 3.71 มก/ล.) | XAD-4 และ XAD-8 | HPO HPI และ transphilic (TPI) | Lee <i>et al.</i> , 2002 |
| อ่างเก็บน้ำ Moorabool และ Horsham Australia | XAD-4 | HPO 52% และ HPI 48% (Moorabool) | Wong <i>et al.</i> , 2002 |
| น้ำใต้ดิน Wanneroo Australia | | HPO 72% และ HPI 28% (Horsham) HPO 89% และ HPI 11% (Wanneroo) | |
| แม่น้ำ Passaic New Jersey USA. | XAD-8 AG-MP-50 และ WA-10 | HPO 62% และ HPI 38% | Bengraine และ Marhaba, 2003 |
| แม่น้ำ Suwanee Southern Gorgia | XAD-8 | Fulvic acids | Leenheer <i>et al.</i> , 2003 |
| อ่างเก็บน้ำแม่กวง เชียงใหม่ (DOC 2.0 มก/ล.) | DAX-8 AG-MP-50 และ WA-10 | HPO 60% และ HPI 40% | Homkin, 2004 |
| อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว เชียงใหม่ (DOC 2.4 มก/ล.) | DAX-8 AG-MP-50 และ WA-10 | HPO 53% และ HPI 47% | Homkin, 2004 |
| อ่างเก็บน้ำแม่เหียะ เชียงใหม่ | DAX-8 | HPO 49% และ HPI 51% | Phumpaisachai, 2005 |

ตารางที่ 1-3 (ต่อ)

| แหล่งน้ำดิบประปา | เรซิน | เฟรกชัน | อ้างอิง |
|-------------------------------------------------------------------------------|--------------------------|--------------------------------------------------------------------------|--------------------------------|
| อ่างเก็บน้ำของการอุตสาหกรรมภาคเหนือ ลำปาง (DOC 5.4 มก/ล.) | DAX-8 AG-MP-50 และ WA-10 | HPO 57% และ HPI 43% | Janhom, <i>et al.</i> , 2005 |
| น้ำดิบประปาจาก Albert water treatment works England | XAD-8 | HPO 53-76% และ HPI | Sharp <i>et al.</i> , 2006 |
| แม่น้ำ Ulu Pontian Malaysia (DOC 6.8 มก/ล.) | DAX-8 และ XAD-4 | HPO 35% (TPI) 25% และ HPI 38% | Zularisam <i>et al.</i> , 2007 |
| แม่น้ำ Murrumbidgee Australia (DOC 3-10 มก/ล.) | DAX-8 | Fulvic acids 44.8% | McDonald <i>et al.</i> , 2007 |
| แม่น้ำ Lake Hongfeng China | XAD-8 และ XAD-4 | HPO 77% และ HPI 23% | Liyang <i>et al.</i> , 2009 |
| คลองอุตตะภา สงขลา (น้ำดิบฤดูฝน DOC 10.7 มก/ล. และน้ำดิบฤดูแล้ง DOC 6.9 มก/ล.) | DAX-8 | HPO 46% และ HPI 54% (น้ำดิบฤดูฝน) HPO 48% และ HPI 52% (น้ำดิบฤดูแล้ง) | กมลนาวิน อินทนุจิตร, 2552 |

1.2.4 พารามิเตอร์ที่ใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการตรวจวัดปริมาณ DOM

การหาปริมาณ DOM สามารถใช้ดัชนีตัวแทนในการอธิบายคุณลักษณะของ DOM โดยทั่วไปไม่สามารถใช้ดัชนีที่ได้จากวิธีการวิเคราะห์เพียงชนิดเดียวเป็นตัวแทนเพื่ออธิบายคุณลักษณะโดยรวมที่หลากหลายของ DOM จึงต้องใช้ดัชนีหลายตัวประกอบ ด้วย dissolved organic carbon (DOC) ultraviolet absorbance at wavelength-254 nm (UV-254) fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) และ trihalomethane formation potential (THMFP) ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

1.2.4.1 Dissolved organic carbon (DOC)

DOC คือ สารอินทรีย์คาร์บอนส่วนที่ละลายน้ำของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (total organic carbon, TOC) ในน้ำ ซึ่งแยกออกมาได้โดยการกรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร DOC จึงเป็นพารามิเตอร์ที่ใช้เป็นตัวแทนของ DOM ทั้งหมดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ ได้แก่ สารอินทรีย์กลุ่ม humic (HPO) และ non-humic (HPI) (AWWA, 1993; Julie *et al.*, 2004)

1.2.4.2 UV absorbance at wavelength 254-nm (UV-254)

UV-254 เป็นดัชนีตัวแทนในการตรวจวัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ และใช้ในการประเมินความสามารถในการลดสารอินทรีย์ของกระบวนการบำบัดน้ำ โดยการวัดค่า UV-254 อาศัยหลักการที่ว่า สารอินทรีย์ที่เป็น aromatic หรือเป็นสารที่มีพันธะทางเคมีเป็นพันธะคู่จะสามารถดูดกลืนแสงในช่วงความยาวคลื่นของรังสีอัลตราไวโอเล็ต โดยเฉพาะที่ความยาวคลื่น 254 nm ได้ดี ทำให้การวัดค่า UV-254 เป็นวิธีการที่ดีและเหมาะสมในการวัดปริมาณของ DOM เช่น humic เพราะประกอบไปด้วย aromatic และเป็นสารอินทรีย์ที่มีปริมาณมากในแหล่งน้ำธรรมชาติ (Edzwald *et al.*, 1985) และจากการศึกษาของ Eaton (1995) พบว่า การดูดกลืนแสงรังสีอัลตราไวโอเล็ตของสารอินทรีย์ในน้ำ มีความสัมพันธ์อย่างมากกับปริมาณ DOC สี THMFP และสารที่ทำให้เกิดสาร DBPs ชนิดอื่นๆ และสามารถใช้อ้างอิงการดูดกลืนแสงรังสีอัลตราไวโอเล็ตในการตรวจสอบน้ำเสียที่ปล่อยออกมาจากโรงงานอุตสาหกรรม ตลอดจนสามารถใช้ประเมินประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์โดยการดูดซับด้วยคาร์บอนแบบเกร็ด กระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการบำบัดน้ำแบบอื่นๆ

1.2.4.3 Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM)

FEEM เป็นการวิเคราะห์ลักษณะของสารอินทรีย์ในน้ำโดยใช้เครื่อง spectrofluorometer ผลการวิเคราะห์ FEEM แสดงลักษณะเคมีของสารอินทรีย์ในน้ำเป็นฟังก์ชันโครงสร้างและ functional groups ของโมเลกุล ซึ่งเป็นวิธีที่ง่ายและรวดเร็วโดยใช้ปริมาณของตัวอย่างจำนวนน้อยและมีความเข้มข้นต่ำ ผลที่ได้จากการวัด FEEM คือผลรวมของ emission spectra ของน้ำตัวอย่างที่ excitation wavelength ต่างๆ ซึ่งบันทึกเป็น matrix ของความเข้มข้นแสงฟลูออเรสเซนซ์ (fluorescence) (Swietlik *et al.*, 2004) ถึงแม้ว่าเทคนิค FEEM เป็นวิธีการที่ค่อนข้างใหม่ที่นำมาใช้ในการวิเคราะห์สารอินทรีย์ในน้ำ แต่เนื่องจากเทคนิค FEEM ที่นำมาใช้ในการวิเคราะห์สารอินทรีย์ในน้ำมีวิธีการวัดที่สะดวก รวดเร็ว ใช้ปริมาณน้ำตัวอย่างน้อย และไม่ทำลายโครงสร้างของสารที่อยู่ในน้ำและสามารถใช้ในการบ่งชี้ลักษณะกลุ่มของสารอินทรีย์ในน้ำได้ตลอดจนสามารถปรับปรุงและพัฒนาเพื่อใช้งานจริงได้อย่างมีประสิทธิภาพ ดังนั้นจึงถูกนำมาใช้อย่างแพร่หลายสำหรับวิเคราะห์สารอินทรีย์ในน้ำจากแหล่งต่างๆ เช่น อ่างเก็บน้ำ แม่น้ำ น้ำทะเล และน้ำเสีย ดังแสดงในตารางที่ 1-4

ตารางที่ 1-4 การใช้เทคนิค FEEM วิเคราะห์ลักษณะของสารอินทรีย์ในน้ำจากแหล่งต่างๆ

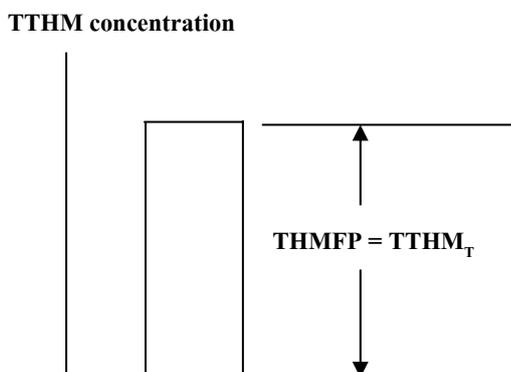
| สารอินทรีย์ | Excitation (nm)/Emission (nm) | แหล่งน้ำ | อ้างอิง |
|--------------------------|-------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| Tryptophan-like proposed | 275/340 | Bulk seawater | Coble, 1996 |
| | 265-280/300-370 | Groundwater from Sutherland, Scotland, Derbyshire, England, Dordogne, France, Wiltshire, England | Baker and Genty, 1999 |
| | 278-279/340-353 | Discharge from sewage treatment plants, England | Baker, 2001 |
| | 278/353 | Natural water and wastewater, USA | Her <i>et al.</i> , 2003 |
| | 280/320 | Lake water, Japan | Komatsu <i>et al.</i> , 2005 |
| | 280/340 | Industrial wastewater, Spain | Marhuenda-Egea <i>et al.</i> , 2007 |
| | 240/355 และ 280/355 | Industrial estate wastewater, Thailand | Musikavong <i>et al.</i> , 2007 |
| | 230/365 และ 285/365 | Brewery wastewater, Thailand | Janhom <i>et al.</i> , 2009 |
| | 235-240/340-355 | Quyong municipal wastewater treatment plant (WWTP) of Shanghai, China | Wang <i>et al.</i> , 2009 |
| Fulvic acids | 350/450 | Suwannee river, peat and soil standards, IHSS | Marhaba and kochar, 2000 |
| | 245/445 และ 320/443 | Suwannee river fulvic acid (SRFA, with lower MW and high aromaticity) | Her <i>et al.</i> , 2003 |
| | 255/455 และ 320/450 | Suwannee river fulvic acid (1S101F), IHSS | Sierra <i>et al.</i> , 2005 |
| | 250/438 | Industrial wastewater, Spain | Marhuenda-Egea <i>et al.</i> , 2007 |
| | 330/410 | Industrial estate wastewater, Thailand | Musikavong <i>et al.</i> , 2007 |
| | 335-355 | Brewery wastewater, Thailand | Janhom <i>et al.</i> , 2009 |
| | 260/445 | Effluent from palm oil mill, Thailand | Promptong, 2009 |
| | 250-270/440-470 | Landfill leachates, Thailand | Siripanpong, 2009 |

ตารางที่ 1-4 (ต่อ)

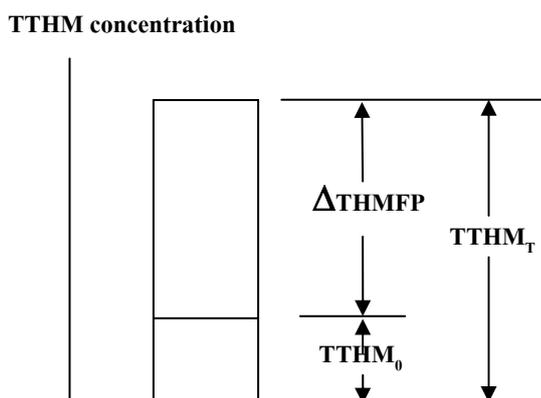
| สารอินทรีย์ | Excitation(nm)/Emission (nm) | แหล่งน้ำ | อ้างอิง |
|----------------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| Humic acids | 250/450 | Suwannee river, peat and soil standards, IHSS | Marhaba and kochar, 2000 |
| | 235-255/453-465 | Commercially available humic acid, Wako Pure Chemical Industries Ltd. | Nakajima <i>et al.</i> , 2002 |
| | 261/457 และ 325/452 | Suwannee river humic acid (SRFA,with lower MW and high aromaticity) | Her <i>et al.</i> , 2003 |
| | 260/485 และ 330/470 | Suwannee river humic acid (1S101F), IHSS | Sierra <i>et al.</i> , 2005 |
| | 335/436 | Industrial wastewater, Spain | Marhuenda-Egea <i>et al.</i> , 2007 |
| Humic acids | 275/300 | Industrial estate wastewater, Thailand | Musikavong <i>et al.</i> , 2007 |
| | 255/455 และ 500/525 | Brewery wastewater, Thailand | Janhom <i>et al.</i> , 2009 |
| | 305-315/405-415 | Quyong municipal wastewater treatment plant (WWTP) of Shanghai, China | Wang <i>et al.</i> , 2009 |
| | 315/415 | Effluent from palm oil mill, Thailand | Promptong, 2009 |
| | 350-370/400 | Landfill leachates, Thailand | Siripanpong, 2009 |
| Fulvic acid and humic acid- like proposed | 290-340/395-430 | Groundwater from Sutherland, Scotland, Derbyshire, England, Dordogne, France, Wiltshire, England | Baker and Genty, 1999 |
| | 230/440 และ 330/440 | Hawaiian river water | Coble <i>et al.</i> , 1993 |
| | 260/380-460 และ 350/420-480 | Bulk seawater | Coble, 1996 |
| | 337/423 | Natural water and wastewater, USA | Her <i>et al.</i> , 2003 |
| | 320-360/400-470 | Landfill leachates, England | Baker and Curry, 2004 |
| | 235/435 และ 320/430 | Lake water | Komatsu <i>et al.</i> , 2005 |

1.2.4.4 Trihalomethane formation potential (THMFP)

THMFP คือ ความเข้มข้นทั้งหมดของ THMs มากที่สุดที่สามารถเกิดขึ้นได้ โดยเป็นค่าผลต่างระหว่างความเข้มข้นของค่า total trihalomethanes ณ เวลาใดๆ ($TTHM_T$) กับค่า $TTHM_0$ ณ เวลาที่เก็บตัวอย่าง ค่า $TTHM_T$ เป็นค่าความเข้มข้นของสารทั้ง 4 ชนิดของสาร THMs ซึ่งรายงานในรูปแบบของ $TTHM_T$ เป็นค่าของ TTHM หลังจากเก็บน้ำตัวอย่างไว้เป็นระยะเวลา 7 วัน ส่วนค่า $TTHM_0$ เป็นค่าความเข้มข้นของ TTHM ณ เวลาเก็บน้ำตัวอย่าง ถ้าหากน้ำตัวอย่างยังไม่มีการเติมคลอรีนในขณะที่เก็บ $TTHM_0$ จะมีค่าเข้าใกล้ศูนย์ ค่า THMFP จะเป็นค่า $TTHM_T$ และหากน้ำตัวอย่างมีการเติมคลอรีนในขณะที่เก็บน้ำตัวอย่างจะทำให้เกิด THMs ส่วนหนึ่ง และ $\Delta THMFP$ เป็นค่าความแตกต่างระหว่าง $TTHM_T$ กับ $TTHM_0$ (ภาพที่ 1-2 และ 1-3) (APHA AWWA and WEF, 1995)



ภาพที่ 1-2 การเกิด THMs ของน้ำตัวอย่างในขณะที่เก็บน้ำตัวอย่างไม่มี free chlorine



ภาพที่ 1-3 การเกิด THMs ของน้ำตัวอย่างในขณะที่เก็บน้ำตัวอย่างมี free chlorine

1.2.5 สารตกค้างจากการเชื้อโรค (disinfection by-products, DBPs)

การทำคลอรีเนชัน (chlorination) คือ การฆ่าเชื้อโรคในน้ำโดยการเติมคลอรีนเป็นขั้นตอนที่สำคัญขั้นสุดท้ายในกระบวนการผลิตน้ำประปา ก่อนจะจ่ายน้ำไปสู่ผู้บริโภค ซึ่งขั้นตอนนี้สามารถก่อให้เกิดสารตกค้างจากการฆ่าเชื้อโรค อันเกิดจากการทำปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำกับคลอรีนอิสระที่เติมลงไปเพื่อฆ่าเชื้อโรค ทำให้สารอินทรีย์แตกตัวและจับกลุ่มใหม่เป็นสารก่อมะเร็ง โดยสารตกค้างเหล่านี้มีด้วยกันหลายกลุ่ม ดังแสดงในสมการที่ 1-1 แต่กลุ่มที่พบมากที่สุด คือ สารในกลุ่ม THMs (Marhaba and Washington, 1998)



1.2.5.1 ไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane, THMs)

THMs จัดเป็นสารก่อมะเร็ง (carcinogenic organic substance) ซึ่งอยู่ในกลุ่มของ halofrom โดย THMs จะประกอบด้วยสารประกอบ 4 ชนิด ได้แก่ chloroform bromodichloromethane dibromochloromethane และ bromoform (Symon *et al.*, 1975) สารกลุ่ม THMs เป็นสารประกอบฮาโลเจน มีคาร์บอน 1 ตัว เป็นองค์ประกอบ มีสูตรทั่วไปคือ CHX_3 ซึ่งในตำแหน่งของ X อาจแทนที่ด้วยคลอรีน (Cl) โบรมีน (Br) หรือไอโอดีน (I) (Rook, 1977) ดังแสดงในตารางที่ 1-5 และแสดงลักษณะสมบัติทางฟิสิกส์และทางเคมีของสารประกอบ THMs แสดงในตารางที่ 1-6

ตารางที่ 1-5 สูตรโครงสร้างของสารประกอบ THMs

| ชื่อ | สูตรโครงสร้าง | ชื่อ | สูตรโครงสร้าง |
|-----------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Trichloromethane หรือ Chloroform (CHCl_3 หรือ TCM) | $\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{H} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$ | Tribromomethane หรือ Bromoform (CHBr_3 หรือ TBM) | $\begin{array}{c} \text{Br} \\ \\ \text{Br}-\text{C}-\text{H} \\ \\ \text{Br} \end{array}$ |
| Bromodichloromethane (CHBrCl_2 หรือ BDCM) | $\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Br}-\text{C}-\text{H} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$ | Dibromochloromethane (CHBr_2Cl หรือ DBCM) | $\begin{array}{c} \text{Br} \\ \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{H} \\ \\ \text{Br} \end{array}$ |

ตารางที่ 1-6 ลักษณะสมบัติทางฟิสิกส์และทางเคมีของสารประกอบ THMs

| คุณสมบัติ | Chloroform | Bromodichloromethane | Dibromochloromethane | Bromoform |
|----------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------|--------------------------------------|----------------------------|
| ชื่อทางเคมี | Trichloromethane | Diclorobromomethane | Chlorodibromomethane | Tribromomethane |
| มวลโมเลกุล | 119.36 | 163.83 | 208.28 | 252.73 |
| สี | ไม่มีสี | ไม่มีสี | ไม่มีสี | เหลืองอ่อนจนถึงไม่มีสี |
| สถานะ | ของเหลว | ของเหลว | ของเหลว | ของเหลว |
| จุดหลอมเหลว | -63 °C | -51.7 °C | -20 °C | 8 °C |
| จุดเดือด | 61.3 °C | 90 °C | 120 °C | 149.1 °C |
| ความหนาแน่นที่ 20 °C | 1.485 g/cm ³ | 1.980 g/cm ³ | 2.451 g/cm ³ | 2.899 g/cm ³ |
| กลิ่น | Pleasant ethereal nonirritating | ไม่มีข้อมูล | ไม่มีข้อมูล | คล้ายกับ chloroform |
| ความสามารถละลายน้ำที่ 25°C | 7.22×10 ³ mg/L | 4.5×10 ³ mg/L | 2.7×10 ³ mg/L | 3.10 ×10 ³ mg/L |
| ตัวทำละลายสารอินทรีย์ | ผสมได้ใน alcohol benzene ether petroleum ether carbontetrachloride carbondisulfide | ละลายได้ | ละลายได้ใน ethanol ether และ acetone | Benzene ether acetone |
| ความดันไอที่ 20 °C | 160 mm Hg | 50 mm Hg | 76 mm Hg | 5 mm Hg |

ที่มา: Agency for Toxic Substances & Disease Registry (1997)

1.2.5.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิด THMs

การเกิด THMs ในน้ำประปาขึ้นอยู่กับปัจจัยหลักๆ ดังต่อไปนี้
(อนรรฆิยา พรรณวงศ์, 2546)

1. ปริมาณของอินทรีย์ในน้ำ โดยปริมาณ THMs ที่เกิดขึ้นจะมากขึ้นตามปริมาณสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ
2. ปริมาณคลอรีน เนื่องจาก THMs เกิดจากกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน ปริมาณความเข้มข้นของคลอรีนจึงมีผลต่ออัตราการเกิด THMs
3. อุณหภูมิของน้ำ เมื่ออุณหภูมิของน้ำสูงทำให้ปฏิกิริยาการเกิด THMs เร็วขึ้น
4. pH ของน้ำ หากน้ำมีค่า pH สูงจะทำให้ปฏิกิริยาการเกิด THMs เร็วขึ้น และ pH ยังเกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ในน้ำ
5. ระยะเวลาเวลาในการสัมผัสคลอรีน ปริมาณของ THMs ขึ้นอยู่กับระยะเวลาในการสัมผัสคลอรีนในกระบวนการฆ่าเชื้อโรค

1.2.5.3 ความเป็นพิษของ THMs

รายงานความเสียหายต่อสุขภาพที่เกิดจากสาร THMs ในน้ำดื่มเกิดขึ้นครั้งแรกในปี ค.ศ. 1974 โดยมีข้อมูลว่าการดื่มน้ำที่มีสาร THMs ในระยะยาวอาจก่อให้เกิดมะเร็งได้ เนื่องจากมีอัตราการป่วยด้วยโรคมะเร็งลำไส้ (gastrointestinal tract) และระบบปัสสาวะ (urinary tract) เพิ่มขึ้น ดังแสดงในตารางที่ 1-7 เมื่อพิจารณาความเป็นพิษของสารประกอบ THMs แต่ละชนิดพบว่า ปริมาณ chloroform ที่ได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (lethal dose 50%, LD₅₀) มีค่าอยู่ในช่วง 36 ถึง 1,366 mg/kg ของน้ำหนักตัว International Agency for Research on Cancer (IARC) ส่วน bromodichloromethane ที่ได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD₅₀) มีค่าอยู่ในช่วง 450 ถึง 900 mg/kg ของน้ำหนัก ในขณะที่ปริมาณ dibromochloromethane ที่ได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD₅₀) มีค่าอยู่ในช่วง 800 ถึง 1,200 mg/kg ของน้ำหนักตัว และปริมาณ bromoform ที่ได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD₅₀) มีค่าอยู่ในช่วง 1,400 ถึง 1,550 mg/kg ของน้ำหนักตัว เนื่องจากรูปแบบเมตาโบลิซึม (metabolism pattern) ในหนูทดลองคล้ายกับคน ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่า THMs เป็นสารที่มีโอกาสในการก่อมะเร็งในมนุษย์ได้เช่นกัน

ตารางที่ 1-7 ความเป็นพิษของสารประกอบ THMs

| สารประกอบ THMs | ผลต่อสุขภาพ |
|----------------------|------------------------------------------------------------------------------------|
| Chloroform | มีผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง มีผลต่อการเกิดเป็นเนื้องอกและมะเร็งในตับ ไต และลำไส้ใหญ่ |
| Bromodichloromethane | มีผลต่อการเกิดเป็นเนื้องอกและมะเร็งในตับและไต |
| Dibromochloromethane | มีผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง มีผลต่อการเกิดเป็นเนื้องอกในลำตับและไต |
| Bromoform | มีผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง การเกิดมะเร็งในตับ ไต และลำไส้ใหญ่ |

ที่มา: USEPA (1999); IPCS (2000)

1.2.5.4 มาตรฐานสาร THMs ในน้ำประปา

การประปานครหลวงใช้มาตรฐานขององค์การอนามัยโลก (WHO, 2006) ซึ่งให้ค่าแนะนำ (guideline values: GV) ของสารประกอบ THMs ทั้ง 4 ชนิด ได้แก่ chloroform bromodichloromethane dibromochloromethane และ bromoform ให้มีการปนเปื้อนได้สูงสุดเท่ากับ 0.30 0.06 0.10 และ 0.10 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และองค์การอนามัยโลก กำหนดมาตรฐานผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 ที่รวมเป็น THMs ไว้ไม่เกิน 1 ดังแสดงในสมการที่ 1-2 และตารางที่ 1-11

$$\frac{C_{\text{bromoform}}}{GV_{\text{bromoform}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{GV_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{chloroform}}}{GV_{\text{chloroform}}} \leq 1 \quad (1-2)$$

เมื่อ

C = concentration; GV = guideline value

ส่วนมาตรฐานของ USEPA (2009) ซึ่งมีความเข้มงวดมากกว่า มาตรฐานขององค์การอนามัยโลกได้กำหนดมาตรฐาน THMs ให้มีการปนเปื้อนสูงสุด (maximum contaminant levels, MCLs) ของผลรวมสารประกอบ THMs ทั้งหมดเท่ากับ 0.08 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือ 80 ไมโครกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ยังมีมาตรฐานของประเทศต่างๆ ซึ่งได้กำหนดมาตรฐานในการควบคุม THMs ดังแสดงในตารางที่ 1-8

ตารางที่ 1-8 MCLs ของสารประกอบ THMs ในประเทศต่างๆ

| สารประกอบ | MCLs (mg/L) | | | | |
|--------------------------------|-----------------------------------|-----------------|-----------------------|--------------------|------------------|
| | WHO (2006) | USEPA (2009) | Australia * (2000) | Canada * (2001) | U.K. * (2000) |
| Chloroform | 0.30 | - | - | - | - |
| Bromodichloromethane | 0.06 | - | - | - | - |
| Dibromochloromethane | 0.10 | - | - | - | - |
| Bromoform | 0.10 | - | - | - | - |
| Total trihalomethane (TTHM) | Sum of ratio THMs/WHO \leq 1 | 0.08 | 0.25 | 0.10 | 0.10 |

ที่มา: * Sadip และ Rodriguez (2004)

1.2.5.5 การควบคุมสาร THMs

USEPA (1999) กำหนดมาตรการในการควบคุมสาร THMs ให้อยู่ในเกณฑ์มาตรฐาน 3 ประการ ดังนี้

1) การใช้สารฆ่าเชื้อโรคที่ไม่ทำให้เกิดสาร THMs

สารฆ่าเชื้อโรคหรือผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้อาจทำให้น้ำประปามีลักษณะสมบัติที่ไม่พึงประสงค์ โดยหลักการเบื้องต้นของการใช้สารเคมีฆ่าเชื้อโรคคือต้องทำให้น้ำที่ได้มีคุณภาพสูงและมีสารเคมีเจือปนต่ำ การใช้สารอื่นควบคู่กับการใช้คลอรีนคงเหลือ (residual chlorine) ที่ไม่ใช่คลอรีนอิสระ เช่น โอโซนสามารถลด THMs ได้ดี การควบคุมการเติมคลอรีนอย่างใกล้ชิดช่วยป้องกันการเกิด THMs เช่น การใช้คลอรีนให้คลอรีนคงเหลือในรูปที่ไม่ทำปฏิกิริยารุนแรง เช่น คลอรามิน (คลอรีนกับแอมโมเนีย) แต่เนื่องจากคลอรามินฆ่าเชื้อโรคได้ช้ากว่าคลอรีนอิสระ และต้องใช้ระยะเวลาสัมผัสนานกว่าถึง 100 เท่าในการยับยั้งโคลิฟอร์มและเชื้อโรคอื่นๆ คลอรามินจึงถูกนำมาใช้สำหรับการควบคุมเชื้อโรคในระบบท่อจ่ายน้ำเท่านั้น ส่วนการฆ่าเชื้อโรคด้วยวิธีอื่นๆ เช่น การใช้โอโซน คลอรีนไดออกไซด์ และอุตราไวโอเล็ต เป็นต้น

2) การลดสาร THMs ในน้ำประปาหลังผ่านการเชื้อโรค

กระบวนการที่ใช้ในการลดปริมาณสาร THMs ในน้ำประปาหลังจากผ่านการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน มีดังนี้

การออกซิเดชัน (oxidation) อาจใช้โอโซนกับอุตราไวโอเลต ร่วมกันแต่ต้องคำนึงถึงผลผลิตอื่นที่เกิดขึ้นและการออกซิเดชันยังเป็นวิธีที่มีราคาค่อนข้างสูง

การเติมอากาศ เป็นวิธีที่มีประสิทธิภาพต่ำในการกำจัด THMs กลุ่มโบรมีน เนื่องจากเกิดการระเหยได้ยาก และเมื่อมีสารตั้งต้นอยู่ในน้ำย่อมทำให้เกิด THMs ได้หาก มีคลอรีนอยู่ด้วย

วิธีการดูดซับ (adsorption) ด้วยถ่านกัมมันต์ (activated carbon) หรือการใช้เรซินแลกเปลี่ยนไอออน (exchange resin) มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารประกอบ THMs ประเภทโบรมีนมากกว่าการกำจัดประเภทคลอรีน โดยอาจเกิดจากคุณสมบัติจำเพาะของ เรซินแต่ละชนิด แต่การใช้ถ่านกัมมันต์มักมีปัญหาเมื่อถ่านหมดสภาพสารที่ถูกดูดซับไว้จะถูกปล่อย ออกมา ดังนั้นบางครั้งจึงพบว่าน้ำที่ผ่านถังผ่าน (effluent) มี THMs สูงกว่าน้ำเข้า (influent) วิธีดูดซับ จึงไม่สามารถใช้ได้ทุกกรณี ยกเว้นหากมี THMs เพียงตัวใดตัวหนึ่งในน้ำการใช้วิธีดูดซับจึงจะมี ประสิทธิภาพ

3) การลดปริมาณสารตั้งต้นของสาร THMs

การลดปริมาณสารตั้งต้นก่อนผ่านกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วย คลอรีนเป็นวิธีการลด THMs ที่ใช้ได้ผลมากที่สุด ซึ่งการลด THMs โดยการกำจัดสารตั้งต้นที่เป็น ตัวการทำให้เกิด THMs มีหลักการกำจัด คือ การกำจัดฮิวมิกและฟัลวิกในน้ำดิบ เช่น

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้สารสร้างตะกอนต่างๆ เช่น สารส้ม (alum) โพลีอลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) และ เฟอริกคลอไรด์ (ferric chloride, $FeCl_3$) สามารถลดกรดฮิวมิกและฟัลวิกออกจากน้ำดิบและช่วยปรับปรุงคุณภาพน้ำ ดิบได้ดี แต่วิธีการนี้ไม่อาจกำจัดกรดฮิวมิกและฟัลวิกได้ทั้งหมด แต่สามารถกำจัดเฉพาะสารที่มี โมเลกุลหนักได้ดี

การออกซิเดชัน โดยการใช้โอโซนกับคลอรีนไดออกไซด์เพื่อ ออกซิไดซ์สารอินทรีย์ก่อนจะทำปฏิกิริยากับคลอรีน แต่เนื่องจากการใช้คลอรีนไดออกไซด์มี ขีดจำกัด เนื่องจากประจุคลอไรด์และคลอเรตที่เกิดขึ้นจากการออกซิเดชันจะมีสภาพเป็นสารพิษ

การดูดซับเป็นวิธีการกำจัดสารตั้งต้นได้ดีกว่าวิธีเบื้องต้น โดยชนิด ของถ่านกัมมันต์เป็นปัจจัยสำคัญในการเพิ่มประสิทธิภาพการดูดซับ

1.2.6 กระบวนการที่ใช้ในการกำจัด DOM

1.2.6.1 กระบวนการโคแอกกูเลชัน (coagulation)

อนุภาคที่มีขนาดใหญ่ย่อมมีน้ำหนักมากพอที่จะแยกตัวออกจากน้ำและตกตะกอนสู่พื้นล่างของน้ำได้ด้วยตัวเองเมื่อตั้งทิ้งไว้ ตะกอนที่ตกลงสู่พื้นน้ำเรียกว่า สลัดจ์ (sludge) ส่วนอนุภาคที่ไม่สามารถตกตะกอนได้ด้วยตัวเองเรียกว่า คอลลอยด์ (colloidal) ซึ่งเป็นอนุภาคที่มีขนาดเล็กอยู่ในช่วง 10^{-6} มิลลิเมตร (1 นาโนเมตร) จนถึง 10^{-3} มิลลิเมตร (1 ไมครอน) กระจายตัวอยู่ในน้ำ ได้แก่ สาหร่าย สารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์ ซึ่งเป็นสาเหตุที่ทำให้เกิดความขุ่นก่อกันและสีในน้ำ จึงต้องกำจัดออกจากน้ำแต่เนื่องจากอนุภาคเหล่านี้มีขนาดเล็ก และมีน้ำหนักน้อยไม่สามารถตกตะกอนได้ด้วยตัวเองในเวลาจำกัด ดังแสดงในตารางที่ 1-9 ดังนั้นจึงกระจายตัวอยู่ในน้ำโดยไม่มีการจมตัวจึงมักสร้างปัญหาให้กับการผลิตน้ำประปา ระยะเวลาในการผลิตน้ำประปาไม่เพียงพอสำหรับการตกตะกอนของคอลลอยด์ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องทำให้เกิดการจับกลุ่มของอนุภาคคอลลอยด์ต่างๆ จนเป็นก้อน หรือ ฟล็อก (floc) ที่สามารถตกตะกอนได้ง่ายขึ้น กระบวนการในการทำให้คอลลอยด์หลายๆ อนุภาคจับตัวกันเป็นฟล็อก เรียกว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน (coagulation) ซึ่งเป็นวิธีที่สามารถทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์และช่วยลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำ

กระบวนการโคแอกกูเลชัน หมายถึง การเติมสารเคมีเข้าทำปฏิกิริยากับสารแขวนลอยหรือคอลลอยด์ในน้ำ เพื่อทำลายเสถียรภาพ (destabilization) โดยการลดแรงผลักรันระหว่างอนุภาคต่างๆ ลงและจับตัวเกิดเป็นมวลรวมใหญ่ขึ้น (larger aggregates) การสร้างตะกอนเกิดขึ้นเมื่อมีการเติมสารเคมีและกวนอย่างรวดเร็ว การกระจายของสารเคมีทำให้อนุภาคเล็กๆ ในน้ำเกิดการรวมตัวเป็นฟล็อกกูเลชัน (flocculation) ซึ่งเป็นการรวมตัวของตะกอนที่เกิดขึ้น หลังจากกระบวนการสร้างตะกอน โดยทำการกวนช้าเพื่อทำให้อนุภาคต่างๆ เกิดการเคลื่อนที่ไปมาในน้ำมีการสัมผัสกันเกิดขึ้น เมื่ออนุภาคเกิดการสัมผัสกัน ทำให้เกิดการจับตัวกันเป็นฟล็อกพร้อมที่จะตกตะกอน (โกมล ศิวะบรร, 2523) กระบวนการตกตะกอน (sedimentation) เป็นกระบวนการที่สามารถแยกของแข็งออกจากของเหลว โดยการอาศัยแรงดึงดูดของโลกเพื่อให้ได้ส่วนน้ำใสและตะกอนเหลวหรือสลัดจ์ที่มีความเข้มข้นของตะกอนสูงโดยนำของเหลวไปผ่านตัวกลางที่มีความพรุนหรือวัสดุต่างๆ ที่มีความพรุน (มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2538 และ ณิชฐยาน์ พงศ์สถาปติ, 2551)

ตารางที่ 1-9 การเปรียบเทียบอัตราเร็วในการตกตะกอนของสารต่างๆ

| สารต่างๆ | เส้นผ่าศูนย์กลาง (mm) | เวลาที่ต้องการในการตกตะกอนไกล 1 เมตร |
|-------------|-----------------------|--------------------------------------|
| กรวด | 10 | 1 วินาที |
| ทรายหยาบ | 1 | 10 วินาที |
| ทรายละเอียด | 0.1 | 120 วินาที |
| ตะกอนดิน | 0.01 | 120 นาที |
| แบคทีเรีย | 0.001 | 192 ชั่วโมง |
| คอลลอยด์ | 0.0001 | 730 วัน |
| | 0.00001 | 10 ปี |
| | 0.000001 | มากกว่า 20 ปี |

ที่มา: มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์ (2538)

กระบวนการโคแอกกูเลชันเป็นกระบวนการที่ถูกใช้ในระบบผลิตน้ำประปาทั่วไป นอกจากสามารถลดสารแขวนลอยและความขุ่นในน้ำยังสามารถลด DOM ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของ THMs ได้อีกด้วย (Amy *et al.*, 1992; Krasner *et al.*, 1995; Huang and Shiu, 1996; USEPA, 1999) แต่กระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic (HPO) เป็นสารที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ได้ดีและกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic (HPI) ซึ่งมีโมเลกุลขนาดเล็กได้น้อย (Edzwald, 1993; Nissinen *et al.*, 2001; Laor and Avnimelech, 2002; Tan *et al.*, 2005; Sharp *et al.*, 2006; Kim *et al.*, 2006; Bose and Reckhow, 2007; Ji *et al.*, 2008) ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันซึ่งเป็นวิธีการหนึ่งที่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้ดียิ่งขึ้น

1) กลไกการเกิดกระบวนการโคแอกกูเลชัน

กระบวนการโคแอกกูเลชัน เป็นกระบวนการที่ทำให้อนุภาคต่างๆ เกิดการรวมตัวกันและจับกันเป็นฟล็อก ซึ่งกระบวนการนี้ประกอบด้วย 2 ขั้นตอน คือ การทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์และการทำให้อนุภาคต่างๆ มารวมตัวกัน (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2538; ญัฐชยาน์ พงศ์สถาปติ, 2551; Masschelein, 1992)

ขั้นตอนที่ 1 การทำลายเสถียรภาพอนุภาคคอลลอยด์ (destabilization) โดยอาศัยกลไก 4 แบบ ดังนี้

1.1 การลดความหนาของชั้นกระจาย (diffuse layer) กลไกนี้เป็นการทำลายเสถียรภาพทางไฟฟ้าของอนุภาคคอลลอยด์ โดยการลดค่า zeta potential (Z_p) ซึ่งทำได้

โดยการเพิ่มประจุตรงกันข้ามกับประจุคอลลอยด์ในชั้นกระจาย ผลที่เกิดขึ้น คือ ชั้นกระจายมีความหนาแน่น และทำให้ค่า Z_p ลดลงตามไปด้วย

1.2. การดูดซับและการทำลายประจุของอนุภาคคอลลอยด์ (adsorption หรือ charge neutralization) เกิดจากสารที่สามารถดูดซับบนผิวของคอลลอยด์ได้ ซึ่งสารเหล่านั้นมีประจุตรงข้ามกับคอลลอยด์ ทำให้ลดอำนาจศักย์ไฟฟ้า และทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ กลไกการดูดซับนี้มีความแตกต่างจากกลไกแบบลดความหนาของชั้นกระจาย ดังนี้

ก. กลไกแบบดูดซับ ต้องการไอออนต่างชนิดน้อยกว่ากลไกแบบลดความหนาของชั้นกระจาย เนื่องจากไอออนต่างประจุสามารถเข้าถึงผิวของอนุภาคคอลลอยด์ การทำลายศักย์ไฟฟ้าของคอลลอยด์จึงได้ผลดีกว่าไอออนต่างประจุที่ไม่สามารถเข้าถึงผิวอนุภาคได้

ข. การทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์แบบดูดซับ คือ ปริมาณสารสร้างตะกอนที่ใช้เพิ่มหรือลดตามการเพิ่มหรือลดปริมาณอนุภาคคอลลอยด์

ค. กลไกแบบดูดซับสามารถเปลี่ยนประจุของอนุภาคคอลลอยด์ให้เป็นตรงกันข้ามกับของเดิมได้ ซึ่งการใช้สารสร้างตะกอนมากเกินไป เสถียรภาพของคอลลอยด์จะกลับคืนมาใหม่ เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงประจุไฟฟ้าเกิดขึ้น กลไกแบบการลดความหนาของชั้นกระจายไม่สามารถทำให้เปลี่ยนเป็นประจุตรงข้าม เพราะจำนวนไอออนต่างชนิดในชั้นกระจายถูกจำกัดด้วยศักย์ไฟฟ้าของคอลลอยด์เสมอ ไอออนต่างประจุ (สารสร้างตะกอน) ส่วนที่เดิมมากเกินไปจะอยู่นอกชั้นกระจาย ดังนั้นไม่ว่าจะเพิ่มสารสร้างตะกอนมากเท่าใดการเปลี่ยนแปลงประจุคอลลอยด์จึงไม่สามารถเกิดขึ้น

1.3 การเพิ่มน้ำหนักและขนาดอนุภาคคอลลอยด์โดยใช้ผลึกสารอินทรีย์ห่อหุ้มอนุภาค ถ้าเติมสารประกอบของโลหะบางชนิดลงไป ในน้ำในปริมาณที่เพียงพอ จะมีการตกตะกอนเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว อนุภาคคอลลอยด์อาจเป็นแกนในผลึกดังกล่าว เพื่อให้ผลึกมีขนาดใหญ่หรืออาจจับรวมกับผลึก ลักษณะดังกล่าวนี้ อาจถือว่าการเพิ่มขนาดหรือน้ำหนักให้แก่อนุภาคคอลลอยด์ เป็นผลทำให้คอลลอยด์เสียเสถียรภาพและสามารถตกตะกอนได้ การกำจัดคอลลอยด์แบบนี้ เรียกว่า sweep floc coagulation หรือ sweep coagulation หรือการห่อหุ้มคอลลอยด์ กลไกนี้ต่างจากกลไก 2 แบบแรก คือ ปริมาณสารสร้างตะกอนที่เหมาะสม แปรผกผันกับความเข้มข้นของคอลลอยด์ กล่าวคือ น้ำที่มีความขุ่นต่ำต้องใช้ปริมาณสารสร้างตะกอนจำนวนมากจึงเกิดโคแอกกูเลชันได้ดี เพราะน้ำที่มีความขุ่นต่ำมีโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคน้อย แม้ว่าการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์จะเกิดขึ้นแล้ว แต่โคแอกกูเลชันอาจไม่เกิดได้ดีเท่าที่ควร การใช้สารสร้างตะกอนปริมาณสูงก็เพื่อสร้างผลึกจำนวนมากๆ สำหรับเป็นเป้าสัมผัสให้กับอนุภาคคอลลอยด์ แต่

ในกรณีที่น้ำที่มีความขุ่นสูงอาจใช้ปริมาณสารสร้างตะกอนจำนวนน้อยกว่า เพราะน้ำที่มีความขุ่นสูงมีโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคมาก จึงไม่จำเป็นต้องอาศัยเป่าสัมผัสจากภายนอกมากเท่าน้ำที่มีความขุ่นต่ำ

1.4 การใช้สารโพลีเมอร์ (polymer) เป็นตัวเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ (polymer bridging) โพลีเมอร์สามารถเกาะติดบนอนุภาคคอลลอยด์ได้หลายตำแหน่ง การเกาะติดนี้อาจเป็นผลจากประจุต่างกัน หรือเป็นแรงทางปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นระหว่างประจุที่ต่างกันของโพลีเมอร์กับอนุภาคคอลลอยด์ที่มีโพลีเมอร์เกาะติดอยู่แล้ว โดยมีปลายอิสระสำหรับเกาะบนอนุภาคอื่น ถือว่าเป็นอนุภาคที่สูญเสียเสถียรภาพแล้ว (destabilized particle) อนุภาคนี้สามารถจับกับอนุภาคอื่นๆ ได้โดยอาศัยโพลีเมอร์เป็นตัวเชื่อม ในกรณีที่ปลายอิสระของสาร โพลีเมอร์ไม่มีที่เกาะจับบนอนุภาคอื่นๆ ปลายอิสระจะจับบนอนุภาคคอลลอยด์เดิมทำให้ไม่มีปลายอิสระไว้จับกับอนุภาคอื่นๆ และทำให้ตำแหน่งว่างบนอนุภาคสำหรับเกาะน้อยลง อนุภาคคอลลอยด์ที่ถูกสาร โพลีเมอร์ยึดเกาะหลายตำแหน่งจนไม่มีปลายอิสระและไม่มีที่ว่าง เรียกว่า อนุภาคที่มีเสถียรภาพกลับคืนมาใหม่ แต่ในกรณีที่ใช้สาร โพลีเมอร์มากเกินไปจะทำให้เกิดผลเสียได้ เพราะสาร โพลีเมอร์หลายโมเลกุลไปเกาะบนพื้นผิวของคอลลอยด์จนกระทั่งไม่มีตำแหน่งว่างบนพื้นผิวอนุภาคสำหรับเป็นที่จับของปลายอิสระของโพลีเมอร์ที่อยู่บนอนุภาคอื่นๆ การกวนที่รุนแรงหรือนานเกินไปทำให้ฟล็อกที่เกิดขึ้นแล้วกลับแตกออกเป็นส่วนๆ และอาจทำให้ปลายอิสระของโพลีเมอร์เกาะจับอนุภาคคอลลอยด์เดิมอนุภาคจึงคืนเสถียรภาพอีกครั้ง

ขั้นตอนที่ 2 ต้องทำให้อนุภาคคอลลอยด์ต่างๆ เคลื่อนที่มากระทบหรือสัมผัสกันให้มากที่สุดเมื่ออนุภาคถูกทำลายเสถียรภาพแล้ว การสร้างโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคย่อมเกิดขึ้นได้ง่ายกว่าเดิม สิ่งที่สำคัญอีกอย่างหนึ่งคือ เมื่ออนุภาคต่างๆ สัมผัสกันแล้วควรเกาะติดกันแน่นและหลุดออกจากกันน้อยที่สุด

การควบคุมกระบวนการ โคแอกกูเลชันให้ได้ผลดีต้องควบคุมสภาวะต่างๆ ให้เหมาะสม โดยปัจจัยที่ต้องควบคุมได้แก่ ปริมาณและชนิดของสารสร้างตะกอนระดับพีเอชของน้ำ ความเร็วแรงแเดียนท์ และระยะเวลาในการกวนน้ำ

2) สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน

สารเคมีหลักที่ใช้ในกระบวนการ โคแอกกูเลชัน เรียกว่า สารสร้างตะกอน หรือ โคแอกกูแลนต์ (coagulant) ซึ่งสารสร้างตะกอนที่นิยมใช้กันมากที่สุดในปัจจุบันคือ สารส้ม PACl และสารประกอบเหล็กบางตัว ในการวิจัยครั้งนี้ได้เลือก PACl มาเป็นสารสร้างตะกอนหลัก เนื่องจาก PACl ถูกนำมาใช้เป็นสารตะกอนในกระบวนการผลิตน้ำประปาของ

มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และจากศึกษาของคณะผู้วิจัย เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและ DOM ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้สารส้ม และ PACI พบว่า การใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนมีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและ DOM ได้ดีกว่าการใช้สารส้ม เพราะ PACI ทำให้เกิดการรวมตัวกับอนุภาคคอลลอยด์เป็นกลุ่มตะกอนได้เร็วและมีความแข็งแรงจึงทำให้สามารถจับกลุ่ม DOM ได้มากกว่าการใช้สารส้ม (ทัศนากื้อเส็ง และคณะ, 2552) และจากการศึกษาของ Ivancev-Tumbas และคณะ (2002); Rizzo และคณะ (2005) ที่รายงานว่า การใช้ PACI สามารถลด THMFP ดีกว่าการใช้สารส้มเป็นสารสร้างตะกอน เพราะ PACI ให้ผลลัพธ์การกำจัด DOM ออกจากน้ำดิบประปาได้ดีกว่าสารส้ม และ Dempsey และคณะ (1985); Hundt และ Melia (1988) อ้างอิงในพรศักดิ์ สมรไกรกิจ (2552) รายงานว่า ที่ความเข้มข้นของสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ต่ำๆ ถึงปานกลาง พบว่า PACI เป็นสารสร้างตะกอนที่ดีกว่าสารส้ม (โดยเฉพาะในน้ำที่มีค่าพีเอชน้อยกว่า 5 หรือมากกว่า 7)

ส่วนสารเคมีที่ช่วยทำให้สารสร้างตะกอนมีประสิทธิภาพดียิ่งขึ้น เรียกว่า สารช่วยตกตะกอน หรือโคแอกกูแลนต์เอ็ด (coagulant aid) ซึ่งสารเคมีที่ได้รับความนิยมได้แก่ สารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงๆ หรือเรียกว่า โพลีอิเล็กโตรไลต์ (polyelectrolyte) หรือ โพลีเมอร์ (polymer)

2.1 กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI

PACI เป็นสารสร้างตะกอนที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในต่างประเทศโดยเฉพาะประเทศญี่ปุ่นและประเทศจีนและประเทศอินเดียตั้งแต่ปี ค.ศ. 1970 เป็นต้นมา เนื่องจากประเทศเหล่านี้สามารถผลิต PACI ได้เอง สำหรับประเทศไทยได้เริ่มมีการผลิตและนำเข้ามาจำหน่ายแต่ยังไม่นิยมแพร่หลายเท่ากับสารส้ม เพราะ PACI มีราคาสูงกว่าสารส้มประมาณ 3 เท่า แต่ PACI มีคุณสมบัติในการช่วยตกตะกอนได้ดีกว่าการใช้สารส้มในหลายด้าน (พรศักดิ์ สมรไกรสรกิจ, 2552)

PACI ถูกเตรียมขึ้นโดยอลูมิเนียม (aluminium) ที่เป็น Al_2O_3 ซึ่งทำปฏิกิริยากับ HCl ที่อุณหภูมิสูงเพื่อให้รวมตัวเป็น $AlCl_3$ หลังจากนั้นจึงทำปฏิกิริยากับเบสที่อุณหภูมิและความดันสูง เพื่อให้รวมตัวเป็นอลูมิเนียมโพลีเมอร์ เมื่อเติมสารส้มลงไป สารละลายนี้ สารส้มจะไปลดความเข้มข้นของ Al_2O_3 ให้เหลือ 10-11 เปอร์เซ็นต์ และเติมซัลเฟตลงไปเพื่อให้ทำหน้าที่เป็นสะพานเชื่อมระหว่างอลูมิเนียม 2 อะตอม PACI เป็นเกลืออลูมิเนียมที่มีสูตรทางเคมีทั่วไปคือ $Al_n(OH)_m Cl_{3n-m}$ โดยลักษณะทั่วไปของ PACI อาจอยู่ในรูปสารละลายใสหรือขุ่นเล็กน้อย

และอาจอยู่ในรูปของผงสีขาวและสีเหลือง (การประปานครหลวง, 2552) และมีคุณลักษณะทางเคมี ดังแสดงในตารางที่ 1-10

ตารางที่ 1-10 คุณลักษณะทางเคมีของ PACl ตามมาตรฐานของ มอก. 2150-2546

| คุณลักษณะ | เกณฑ์ที่กำหนด |
|---------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| อลูมิเนียมออกไซด์ (Al ₂ O ₃) ร้อยละโดยน้ำหนัก | 10.0 ถึง 11.0 |
| ความเป็นด่าง ร้อยละโดยน้ำหนัก | 4.5 ถึง 65 |
| ความเป็นกรด-ด่าง เมื่อทำเป็นสารละลายที่มีความเข้มข้น 10 กรัมต่อลูกบาศก์เดซิเมตร | 3.5 ถึง 5.0 |
| ซัลเฟตไอออน (SO ₄ ²⁻) ร้อยละโดยน้ำหนัก | 3.5 |

ที่มา: การประปานครหลวง (2552)

เมื่อ PACl ละลายน้ำสามารถไฮโดรไลซ์ซิส (hydrolysis) ทันที เป็นอลูมิเนียมเชิงซ้อนมากมาย โดยตัวที่มีประสิทธิภาพมากที่สุดคือ [Al₁₃O₄(OH)₂₄]⁺⁷ หรือ Al⁺¹³ (Wu *et al.*, 2007; Yan *et al.*, 2007) การรวมตัวเป็นอลูมิเนียมขึ้นอยู่กับระดับการรวมตัวของด่างกับ สารละลายอลูมิเนียม ชนิด ความเข้มข้นของด่าง ความเข้มข้นของสารละลายอลูมิเนียมคลอไรด์ และอุณหภูมิ โดยปัจจัยสำคัญที่สุดที่ทำให้เกิดการรวมตัวเป็นอลูมิเนียมคือ ปริมาณของด่างที่เติมลงไปและระดับของความเป็นกลาง

สำหรับการศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl เพื่อกำจัดความขุ่นและสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาในระยะที่ผ่านมาผู้ศึกษาส่วนใหญ่ พบว่า PACl มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นและสารอินทรีย์ได้ดี และเมื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACl กับสารสร้างตะกอน อื่นๆ เช่น เฟอร์ริกคลอไรด์ (FeCl₃) และสารส้ม พบว่า PACl มีประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น สารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ได้มากกว่าการใช้ FeCl₃ และสารส้ม ดังแสดงในตารางที่ 1-11

ตารางที่ 1-11 การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช่ PACI เพื่อกำจัดความขุ่น สารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ในน้ำดิบประปา

| แหล่งน้ำดิบประปา | ผลการศึกษา |
|----------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| น้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปา บางเขน กรุงเทพฯ (สมศักดิ์ ปีสนานนท์, 2548) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช่ สารส้ม $FeCl_3$ และ PACI เพื่อกำจัด NOM ในรูปของ UV-254 และ TOC ในน้ำดิบที่มีความขุ่นต่ำ และน้ำดิบที่มีความขุ่นสูง เมื่อเปรียบเทียบชนิดและปริมาณสารสร้างตะกอน พบว่า PACI เป็นสารสร้างตะกอนที่มีความเหมาะสมมากที่สุด ทั้งในน้ำดิบที่มีความขุ่นต่ำและน้ำดิบที่มีความขุ่นสูง เนื่องจาก PACI เป็นสารสร้างตะกอนที่ใช้ในปริมาณน้อยที่สุดและสามารถกำจัดค่า UV-254 และ TOC สูงสุด เท่ากับ 74 และ 53 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |
| อ่างเก็บน้ำ Salerno Southern Italy (Rizzo <i>et al.</i> , 2005) | ศึกษาการกำจัดความขุ่น และ NOM ในน้ำดิบประปาที่มีค่าความเป็นด่างสูง ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้สารส้ม PACI และ $FeCl_3$ พบว่า PACI สามารถกำจัดความขุ่นและ NOM ดีกว่า $FeCl_3$ และสารส้ม (PACI > $FeCl_3$ > สารส้ม) โดย PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 6 สามารถกำจัดค่าความขุ่น DOC และ THMFP มีค่าเท่ากับ 84 50 และ 65 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |
| อ่างเก็บน้ำ Bakio Northern Spain (Velasco <i>et al.</i> , 2007) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช่ สารส้ม และ PACI ในน้ำดิบที่มีค่า DOC ค่อนข้างต่ำ (2.1-2.4 มิลลิกรัมต่อลิตร) พบว่า PACI สามารถกำจัด DOC UV-254 และลดการเกิด THMFP ได้ดีกว่าสารส้ม โดยการใช่ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 6 สามารถกำจัด DOC, UV-254 และ THMFP เท่ากับ 31 60 และ 64 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |
| แม่น้ำในเมือง Kitami Japan (Nagare, <i>et al.</i> , 2008) | ศึกษาการกำจัดสารชีวโมลด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช่ PACI พบว่า PACI 30 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถกำจัดความขุ่นและสารชีวโมลในน้ำดิบ เท่ากับ 94 และ 65 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |
| แม่น้ำ Pearl Southern China (Yan, <i>et al.</i> , 2008) | การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการควบคุมระดับพีเอชและความเป็นด่าง ด้วยการใช่ PACI 0.05 0.10 0.15 0.20 0.45 และ 0.50 mM Al ที่พีเอช 5.5-7 พบว่า PACI ความเข้มข้น 0.50 mM Al ที่พีเอช 7 สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ในน้ำดิบได้สูงสุด |
| คลองอู่ตะเภา สงขลา (กมลนาวิน อินทนูจิตร, 2552) | ศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า การใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด UV-254 และ DOC เท่ากับ 50 และ 54 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และกำจัด DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 49 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลด THMFP ของสาร อินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 40 และ 58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |

2.2 กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้โพลีเมอร์

โพลีเมอร์สามารถแบ่งออกเป็น 2 ชนิดใหญ่ๆ ได้แก่โพลีเมอร์ที่ได้จากธรรมชาติ เช่น เซลลูโลส (cellulose) เจลาติน (gelatin) และแป้ง (starch) และโพลีเมอร์ที่ได้จากการสังเคราะห์ขึ้น ซึ่งเป็นโพลีเมอร์ที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในปี ค.ศ. 1979 ซึ่งโพลีเมอร์ที่ได้จากการสังเคราะห์มีรูปร่างเป็นลูกโซ่ของสาร โมโนเมอร์ (monomers) หลายๆ ตัวเรียงกันอย่างมีระเบียบ โพลีเมอร์อาจมีขนาดใหญ่หรือเล็กก็ได้ เช่น อาจมีน้ำหนักโมเลกุลตั้งแต่ร้อยจนถึงระดับที่สูงกว่า 10 ล้าน เป็นต้น และสามารถจำแนกประเภทโพลีเมอร์ตามประจุ ได้แก่ cationic polymer (โพลีเมอร์บวก) anionic polymer (โพลีเมอร์ลบ) และ non-ionic polymer (โพลีเมอร์ไม่มีประจุ) อันที่จริงแล้วสามารถนำโพลีเมอร์มาใช้เป็นสารสร้างตะกอนได้

โดยตรง เพราะโพลีเมอร์สามารถทำลายเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์และสารอินทรีย์ได้ แต่เนื่องจากโพลีเมอร์มีราคาแพงกว่าสารโคแอกกูแลนต์อื่นๆ ในทางปฏิบัติจึงใช้โพลีเมอร์เป็นตัวช่วยเหลือหรือสนับสนุนสารอื่นในการสร้างโคแอกกูเลชัน หรือเรียกว่า โคแอกกูเลชันเอ็ด (coagulation aid) ถึงแม้ว่าโพลีเมอร์สามารถทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ได้ แต่การใช้โพลีเมอร์ไม่เหมาะสำหรับใช้ตามลำพังกับน้ำที่มีความขุ่นต่ำ เนื่องจากโพลีเมอร์ไม่สามารถสร้างเป่าสัมผัสเพิ่มขึ้น น้ำที่มีความขุ่นต่ำจึงมีโอกาสสัมผัสกันระหว่างอนุภาคน้อยและไม่อาจสร้างฟล็อกให้มีขนาดใหญ่ได้ โดยโพลีเมอร์ที่ใช้เป็นสารสร้างตะกอนต้องสามารถเกาะติดผิวของอนุภาคความขุ่น ดังนั้นจึงมีความสัมพันธ์โดยตรงระหว่างความเข้มข้นของความขุ่นกับปริมาณโพลีเมอร์ที่ใช้ในการสร้างโคแอกกูเลชัน เช่น หากน้ำมีความขุ่นสูงย่อมต้องการโพลีเมอร์มาก แต่ น้ำที่มีความขุ่นต่ำย่อมต้องการโพลีเมอร์น้อย โพลีเมอร์สามารถสร้างโคแอกกูเลชันให้กับน้ำขุ่นได้ 2 วิธี โดยการอาศัยคุณสมบัติในการเกาะจับกับอนุภาคคอลลอยด์และสารอินทรีย์ ดังนี้

1. การทำลายประจุลบของอนุภาคคอลลอยด์ด้วยโพลีเมอร์ที่มีประจุบวก ทำให้เสถียรภาพของคอลลอยด์และสารอินทรีย์หมดสิ้นไป กรณีนี้อาจใช้โพลีเมอร์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำได้ เนื่องจากน้ำหนักโมเลกุลไม่ได้เป็นปัจจัยที่สำคัญในการสร้างโคแอกกูเลชัน

2. การสร้างโคแอกกูเลชัน โดยมีโพลีเมอร์เป็นสะพานเชื่อมต่อระหว่างอนุภาคคอลลอยด์และสารอินทรีย์หลายๆ ตัว ประจุโพลีเมอร์ในกรณีนี้ไม่ใช่เรื่องสำคัญ เพราะไม่จำเป็นต้องทำให้คอลลอยด์เป็นกลาง แต่โพลีเมอร์ต้องมีขนาดใหญ่เพื่อให้สามารถใช้เป็นสะพานเชื่อมต่อระหว่างอนุภาคความขุ่นต่างๆ ได้อย่างกว้างขวาง โดยสะพานดังกล่าวต้องมีความแข็งแรงและสามารถต้านทานแรงผลักระหว่างอนุภาคและความปั่นป่วนที่เกิดขึ้นจากการกวนน้ำ ดังนั้น โคแอกกูเลชันที่เกิดจากวิธีการสร้างสะพานจึงต้องการ โพลีเมอร์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงๆ ซึ่งมักเป็นชนิดประจุลบหรือไม่มีประจุ

การนำโพลีเมอร์มาเป็นสารช่วยตกตะกอน หรือโคแอกกูเลชัน-เอ็ด สามารถช่วยให้เกิดโคแอกกูเลชันได้ดียิ่งขึ้น โดยเฉพาะกับน้ำที่มีความขุ่นน้อยซึ่งเป็นน้ำที่สร้างโคแอกกูเลชันได้ยากที่สุด การใช้สารสร้างตะกอนอย่างใดอย่างหนึ่งเพียงอย่างเดียวจะไม่ให้ผลดี เนื่องจากน้ำมีเป่าสัมผัสน้อยเกินไป การเติมโพลีเมอร์จึงเป็นวิธีการหนึ่งที่สามารถเชื่อมต่อก่อนภาคคอลลอยด์ให้ฟล็อกมีขนาดใหญ่มากขึ้นและตกตะกอนได้ง่าย แต่การนำโพลีเมอร์มาเป็นสารช่วยตกตะกอนต้องไม่เติมพร้อมๆ กับสารสร้างตะกอน เพราะโพลีเมอร์อาจไปทำลายเสถียรภาพของฟล็อกที่เกิดจากสารสร้างตะกอน ดังนั้นจึงควรเติมโพลีเมอร์หลังจากการเติมสารสร้างตะกอน (มันติน ตัณฑุลเวศม์, 2538; พรศักดิ์ สมรไกรสรกิจ, 2552; Buleva and Petkanchin, 1999)

แต่สารช่วยตกตะกอนไม่ใช่สิ่งจำเป็นในการทำโคแอกกูเลชันของระบบผลิตน้ำประปาทั่วไป เพราะไม่ได้มุ่งเน้นไปที่การลดสารอินทรีย์ แต่เน้นเพียงการกำจัดความขุ่นและสารแขวนลอย เพื่อให้ได้น้ำใสสะอาดและปราศจากเชื้อโรคตามมาตรฐานกำหนดการใช้สารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียวจึงสามารถสร้างโคแอกกูเลชันให้กับน้ำดิบได้ไม่ยาก แต่เมื่อพิจารณาในด้านประสิทธิภาพการกำจัด DOM การใช้สารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียวสามารถช่วยกำจัดสารอินทรีย์ได้ในระดับหนึ่ง แต่ DOM ที่หลงเหลืออยู่สามารถไปทำปฏิกิริยากับคลอรีนในขั้นตอนการฆ่าเชื้อโรคเกิดเป็นสารก่อมะเร็งในน้ำประปา การใช้สารโพลีเมอร์จึงเป็นทางเลือกหนึ่งที่จะเป็นตัวช่วยในกระบวนการโคแอกกูเลชันเพื่อลดสารอินทรีย์ให้เหลือน้อยที่สุด

จากรายงานการศึกษาในระยะที่ผ่านมา มีผู้ทำการศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยการใช้โพลีเมอร์เป็นสารสร้างตะกอน โดยตรงนั้นมีค่อนข้างน้อยอาจเป็นเพราะโพลีเมอร์สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ในระดับหนึ่ง และโพลีเมอร์มีราคาแพงกว่าสารโคแอกกูแลนต์อื่นๆ ทำให้ผู้วิจัยส่วนใหญ่มักนำโพลีเมอร์มาเป็นสารช่วยตกตะกอน ซึ่งพบว่า ให้ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น สารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ได้ดีกว่าการใช้สารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว ดังแสดงในตารางที่ 1-12

ตารางที่ 1-12 การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้โพลีเมอร์เพื่อ
กำจัดสารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ในน้ำดิบประปา

| แหล่งน้ำดิบประปา | ผลการศึกษา |
|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| อ่างเก็บน้ำ Bell Bay South Australia (Bolto <i>et al.</i> , 2001) | ศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยการใช้ cationic polyacrylamide (CPEM) พบว่า CPEM 3.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 4 และ 7 สามารถกำจัด UV-254 เท่ากับ 44 และ 54 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |
| อ่างเก็บน้ำ Bell Bay South Australia (Bolto <i>et al.</i> , 2002) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ CPEM และสารส้ม พบว่า สารส้มมีประสิทธิภาพในการกำจัด UV-254 มากกว่า CPEM โดยสารส้มสามารถกำจัด UV-254 ประมาณ 70 เปอร์เซ็นต์ และ CPEM สามารถกำจัด UV-254 ประมาณ 45 เปอร์เซ็นต์ |
| แม่น้ำ Wanneroo Western Australia (Bolto <i>et al.</i> , 2002) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ CPEM และสารส้ม พบว่า สารส้มสามารถกำจัด UV-254 มากกว่า CPEM โดยสารส้มสามารถกำจัด UV-254 ประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์ และ CPEM สามารถกำจัด UV-254 ประมาณ 15 เปอร์เซ็นต์ |
| น้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปา กรุงเทพฯ (บุญขฤทธิ์ ปัญญาภิญ โยผล และ คณะ, 2548) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้สารส้มร่วมกับ polydiallyl dimethyl ammonium chloride (DADMC) และ epichlorohydrin dimethyl amine (EpiDMA) พบว่า การใช้ (1) สารส้ม 45 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ DADMC 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 5.5 (2) สารส้ม 45 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ EpiDMA 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 5.5 และ (3) สารส้มเพียงอย่างเดียว ที่พีเอช 5.5 สามารถลดการเกิด THMFP เท่ากับ 47 45 และ 29 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |
| น้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปา กรุงเทพฯ (Kanokkantapong <i>et al.</i> , 2008) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ (1) สารส้มเพียงอย่างเดียว (2) สารส้ม ร่วมกับ cationic polymer (CatPAM) (3) สารส้มร่วมกับ EpiDMA และ (4) สารส้มร่วมกับ DADMC พบว่า ทุกการทดลอง สามารถลดการเกิด THMFP ได้ดีที่พีเอช 5.5 สภาวะที่ทำให้ประสิทธิภาพการลด THMFP สูงสุด (เรียงจากสูงไปต่ำ) คือ สารส้มร่วมกับ DADMC (39 เปอร์เซ็นต์) สารส้มร่วมกับ EpiDMA (32 เปอร์เซ็นต์) สารส้มร่วมกับ CatPAM (21 เปอร์เซ็นต์) และ สารส้ม (18 เปอร์เซ็นต์) |
| คลองอู่ตะเภา สงขลา (กมลนาวิน อินทนุจิตร, 2552) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ (1) polymer (dry cationic) เพียงอย่างเดียว และ (2) PACl ร่วมกับ polymer พบว่า polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด UV-254 และ DOC เท่ากับ 28 และ 9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนการใช้ PACl 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด UV-254 และ DOC เท่ากับ 54 และ 56 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |

1.2.6.2 การกำจัด DOM โดยการดูดติดผิวด้วยถ่านกัมมันต์

การดูดติด (adsorption) เป็นความสามารถของสารบางชนิดในการดึงดูดโมเลกุลหรือคอลลอยด์ที่อยู่ในของเหลวและก๊าซให้มาเกาะจับและติดบนผิวของสาร ซึ่งการดูดติดของโมเลกุลบนผิวของสารอาจเกิดขึ้นด้วยแรงกายภาพ (physical adsorption) หรือด้วยแรงเคมี (chemical adsorption) หรือเกิดจากแรงทั้ง 2 ร่วมกัน การเกาะติดผิวในระบบประปาเป็นกระบวนการทางกายภาพ เนื่องจากโมเลกุลถูกดูดติดให้เกาะบนผิวของแข็งโดยแรงกายภาพและมีปฏิกิริยาเกิดขึ้นน้อย โดยทั่วไปความสามารถในการละลายมีผลต่อการดูดติด เพราะถ้าหากสารใดไม่ละลายในของเหลวหรือก๊าซจะถูกดูดติดได้ดี สารที่ถูกดูดติดเรียกว่า adsorbate หรือ solute ส่วนตัวทำละลาย เรียกว่า solvent และสารที่มีผิวจับเกาะ เรียกว่า absorbent (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2538)

2.3.1 กลไกการเกิดกระบวนการดูดติดผิว

1. การเคลื่อนที่ของ โมเลกุลของตัวถูกละลายเข้าหาคาร์บอนหรือสารดูดติดผิว
2. การแพร่ภายนอก (external diffusion or film diffusion) เมื่อโมเลกุลของตัวถูกละลายเข้ามาถึงสารดูดติดผิวซึ่งโดยปกติมีฟิล์มของเหลวหุ้มไว้โดยรอบผิวของสารดูดติดผิว
3. การแพร่ภายใน (internal diffusion or pore diffusion) เนื่องจากสารดูดติดผิวมีพื้นที่ผิวใหญ่อยู่ที่โพรงหรือช่องว่างภายใน โมเลกุลของตัวถูกละลาย ทำให้ต้องแทรกเข้าไปถึงช่องว่างภายในของสารดูดติดผิวจึงจะมีการดูดติดผิวเกิดขึ้น
4. ปฏิกิริยาพื้นผิว (surface reaction) ปฏิกิริยาพื้นผิวเป็นกลไกซึ่งโมเลกุลของตัวถูกละลายดูดติดผิว เป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วมากเมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการแพร่

2.3.2 ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการดูดติดผิว

1. ความปั่นป่วน อัตราเร็วในการดูดติดผิวอาจขึ้นอยู่กับ film diffusion หรือ pore diffusion ซึ่งแล้วแต่ความปั่นป่วนของระบบ ถ้าน้ำมีความปั่นป่วนต่ำฟิล์มน้ำที่รอบล้อมสารดูดติดผิวมีความหนามากเนื่องจากไม่ถูกรบกวน ทำให้เป็นอุปสรรคต่อการเคลื่อนที่ของโมเลกุลเข้าไปหาสารดูดติดผิว film diffusion จึงเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของการดูดติดผิว แต่หากน้ำมีความปั่นป่วนสูงน้ำไม่สามารถสะสมตัวจนเป็นฟิล์มหนา ทำให้โมเลกุลเคลื่อนที่ผ่านฟิล์ม

ได้สามารถเข้าไปหาสารดูดติดผิวได้รวดเร็วกว่าการเคลื่อนที่ไปในโพรง pore diffusion จึงเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของการดูดติดผิว

2. ขนาดและพื้นที่ผิวของสารดูดติดผิว อัตราการดูดติดผิวเป็นส่วนผกผันกับขนาดของสารดูดติดผิว และพื้นที่ผิวมีความสัมพันธ์โดยตรงกับขีดความสามารถของการดูดติดผิว

3. ความสามารถในการละลายน้ำของสารที่ถูกดูดติดผิว โดยส่วนใหญ่แล้วสารที่ไม่ละลายน้ำหรือละลายน้ำได้น้อย มักสามารถเกาะติดบนผิวของสารดูดติดผิวได้ดี แต่บางครั้งสารที่ละลายน้ำได้น้อยหลายชนิดเกาะติดผิวคาร์บอนได้ยาก แต่สารที่ละลายน้ำได้ดีกลับดูดติดผิวได้ง่าย

4. ขนาดของโมเลกุลที่ถูกดูดติดบนผิวคาร์บอนมีความสำคัญมากต่อการดูดติดผิว โดยส่วนใหญ่เกิดขึ้นในโพรงของสารดูดติดผิว จากการวิจัยพบว่า การดูดติดผิวเกิดขึ้นได้ดีที่สุดเมื่อสารมีขนาดเล็กกว่าโพรงเล็กน้อย

5. พีเอช การแตกตัวเป็นไอออนและการละลายน้ำต่างๆขึ้นอยู่กับค่าพีเอช

6. อุณหภูมิ อัตราเร็วในการดูดติดผิวเพิ่มขึ้นตามการเพิ่มของอุณหภูมิและลดลงตามการลดของอุณหภูมิเช่นเดียวกัน ส่วนขีดความสามารถลดลงเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น และมีขีดความสามารถเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิต่ำ เนื่องจากการดูดติดเป็นปฏิกิริยาแบบคายความร้อน

7. ระยะเวลาในการดูดติดผิว ต้องมีเวลาสัมผัสอย่างเพียงพอที่จะทำให้เกิดการดูดติดและเข้าสู่ภาวะสมดุล

2.3.3 ถ่านกัมมันต์ (activated carbon)

ถ่านกัมมันต์เป็นถ่านที่สังเคราะห์ขึ้นพิเศษเพื่อให้มีพื้นที่ผิวมากที่สุด โดยการทำให้มีรูพรุนหรือโพรงภายในในเนื้อคาร์บอนมากเท่าที่จะทำได้ ซึ่งผลิตจากวัตถุดิบพวกสารอินทรีย์ที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ เช่น ไม้ ถ่านหิน พีโตรเลียมและกะลามะพร้าว ด้วยการนำวัตถุดิบมาเผาในเตาอับอากาศจนเป็นถ่านหลังจากนั้นนำมาเผาเร่งที่อุณหภูมิสูงจนเกิดรูพรุน (porosity) สูง ความพรุนจะแทรกอยู่ในอนุของก้อนถ่านและวัดออกมาเป็นค่าพื้นที่ผิวสัมผัสต่อมวล ซึ่งมีค่าระหว่าง 500-1500 ตารางเมตรต่อ 1 กรัม ถ่านกัมมันต์มีขนาดรูพรุนแตกต่างกัน คือ macropores รูพรุนมีค่ามากกว่า 25 มิลลิเมตร mesopores รูพรุนมีค่าอยู่ระหว่าง 1 นาโนเมตร และ 25 นาโนเมตร micropores มีรูพรุนน้อยกว่า 1 นาโนเมตร (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2538)

2.3.3.1 ประเภทของถ่านกัมมันต์

1. Granular activated carbon (GAC) เป็นถ่านคาร์บอนแบบเกร็ดโดยปกติมีขนาดอยู่ในช่วง 0.2-5 มิลลิเมตร ซึ่งส่วนใหญ่ใช้ได้กับของเหลวและก๊าซ
2. Powder activated carbon (PAC) เป็นถ่านคาร์บอนแบบผง มีขนาดเล็กกว่า 0.18 มิลลิเมตร ซึ่งส่วนใหญ่ใช้ได้กับของเหลว การเติม PAC อาจเติมพร้อมกับสารสร้างตะกอน ซึ่ง PAC ที่ใช้แล้วจะรวมอยู่กับตะกอนแขวนลอยในน้ำกลายเป็นฟล็อก และสามารถแยกออกจากน้ำได้โดยการตกตะกอนหรือการกรอง สำหรับน้ำที่มีความขุ่นต่ำควรเติม PAC ประมาณ 5-20 มิลลิกรัมต่อลิตร (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2538)

2.3.3.2 ข้อดีของการใช้ PAC

1. PAC มีราคาถูกกว่า GAC ประมาณ 2-3 เท่า
2. การเพิ่มหรือลดปริมาณ PAC สามารถทำได้ทันทีและสะดวก เพื่อให้สอดคล้องกับความแปรปรวนของคุณภาพน้ำดิบ
3. ไม่ต้องมีการลงทุนเบื้องต้นเป็นเงินมากมาย เพราะการใช้ PAC มีวิธีการใช้เหมือนกับการสารเคมีอื่นๆ ในกระบวนการผลิตน้ำประปา
4. การดูดติดผิวเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว เนื่องจากโมเลกุลหรือคลอลอยด์สามารถสัมผัสผิวของ PAC ได้ง่าย

2.3.3.3 ข้อเสียของการใช้ PAC

1. การฟื้นฟูสภาพ (regeneration) PAC ที่ใช้จนหมดประสิทธิภาพแล้วมีการลงทุนค่อนข้างสูงและไม่คุ้มค่า ดังนั้นการใช้ PAC จึงมักใช้แล้วทิ้ง
2. ถึงแม้ว่า PAC สามารถกำจัดสิ่งปนเปื้อนต่างๆ ในน้ำให้เหลือน้อย แต่ถ้าต้องการกำจัดสิ่งปนเปื้อนต่างๆ ให้หมด จะต้องใช้ PAC ในปริมาณมาก (ไม่ควรใช้ PAC เกินกว่า 25-50 มิลลิกรัมต่อลิตร) เพราะไม่คุ้มค่ากับการลงทุน

การนำ PAC มาใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำผู้วิจัยส่วนใหญ่พบว่า PAC มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลขนาดเล็ก (non-humic) ได้ดีกว่าสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลขนาดใหญ่ (humic) และการใช้ PAC ทำให้การเกิด THMFPA ลดน้อยลง ดังแสดงในตารางที่ 1-13

ตารางที่ 1-13 การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PAC เพื่อกำจัดความขุ่น สารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ในน้ำดิบประปา

| แหล่งน้ำดิบประปา | ผลการศึกษา |
|------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| อ่างเก็บน้ำ Myponga Australia (Ho and Newcombe, 2005) | เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น และ NOM ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้สารส้ม และ PAC พบว่า การใช้ PAC เพียงอย่างเดียวมีประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น และ NOM ได้ดีกว่าสารส้ม โดย PAC สามารถกำจัดความขุ่น และ NOM เท่ากับ 79 และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และจากการศึกษา พบว่า PAC สามารถดูดซับ NOM ที่มีโมเลกุลขนาดเล็กได้ดีกว่า NOM ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ |
| แม่น้ำ Terkos Lake Istanbul (Uyak <i>et al.</i> , 2007) | ศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ $FeCl_3$ ร่วมกับ PAC พบว่า $FeCl_3$ 80 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 40 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถกำจัด DOC UV-254 และ SUVA สูงสุดเท่ากับ 70 76 และ 36 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |
| น้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปา Tampa Bay USA. (Huang <i>et al.</i> , 2008) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า การใช้ PAC 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด DOM ออกจากน้ำดิบได้สูงสุด และสามารถกำจัด DOM ที่มีมวลโมเลกุลขนาดเล็ก (non-humic) ได้ดีกว่า DOM ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ (humic) |
| น้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปา Guangzhou PR China (Zhao, <i>et al.</i> , 2009) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า การใช้ PAC สามารถดูดซับสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดเล็กได้ดี โดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่ม humic ที่มีขนาดโมเลกุลอยู่ในช่วง < 300 และ > 17,000 Da และมีประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 มากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ |
| คลองอู่ตะเภา สงขลา (กมลนาวัน อินทนูจิตร, 2552) | การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 80 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 สามารถกำจัด UV-254 DOC และ THMFP เท่ากับ 72 87 และ 64 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |

1.2.6.3 การกำจัด DOM โดยกระบวนการโอโซนเนชัน (ozonation)

โอโซน (ozone, O_3) คือ รูปแบบหนึ่งของออกซิเจนที่สามารถทำปฏิกิริยาออกซิเดชัน (oxidation) กับสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ได้เกือบทุกชนิดทั้งในน้ำและในอากาศ โอโซนเป็นก๊าซที่ไม่เสถียร สามารถเปลี่ยนไปเป็นออกซิเจนได้ง่ายเมื่อโดนความร้อน ทำให้ไม่สามารถผลิตก๊าซโอโซนให้มีความหนาแน่นสูง และเก็บไว้ได้นานๆ ดังนั้นจึงต้องผลิตโอโซน ณ แหล่งที่ใช้งาน โอโซนสามารถผลิตได้โดยผ่านอากาศหรือออกซิเจนในสนามไฟฟ้าแรงสูง (dielectric barrier discharge) ทำให้โมเลกุลออกซิเจนบางส่วนถูกแยกเป็นอะตอมของออกซิเจน

โดยการวิ่งชนของประจุลบ (อิเล็กตรอน) จากนั้นอะตอมของออกซิเจนจะไปรวมตัวกับโมเลกุลออกซิเจนเป็นโอโซน (Majumdar and Sproul, 1974 อ้างอิงใน นวพรรษ ลักขณานุรักษ์, 2545) โอโซนเป็นก๊าซพิษที่อาจก่อให้เกิดการระคายเคืองอย่างรุนแรง ถ้าได้รับโดยตรงและในปริมาณที่มีความเข้มข้นสูง เป็นอันตรายโดยตรงต่อปอดและตา ทำให้เยื่อหุ้มเซลล์อักเสบ ผู้ที่อยู่ในบรรยากาศของโอโซนที่เข้มข้นอาจถึงความตายได้ (วิระพงศ์ เลิศรัตนเทวี, 2548)

1) ประสิทธิภาพในการละลายน้ำของโอโซน

1.1 อุณหภูมิ

เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นจะทำให้ปริมาณ โอโซนละลายลดลง เนื่องจากโอโซนสลายตัวได้เร็วขึ้น (Lin and Yeh, 1993; Spotte, 1979) ความคงตัวของโอโซนรวมทั้งความเข้มข้นเริ่มต้นของโอโซนขึ้นอยู่กับอัตราการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ (Rosenthal, 1980)

1.2 ค่าพีเอช

พีเอชมีความสำคัญในการทำปฏิกิริยาของโอโซนต่อสารอินทรีย์ต่างๆ ในสถานะที่พีเอชน้อยกว่า 7 โอโซนสามารถทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ต่างๆ ได้ช้า แต่เมื่อพีเอชมากกว่า 8 ปฏิกิริยาสามารถเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว เนื่องจากโอโซนสลายตัวให้ไฮดรอกซิล-แรดิคัล (hydroxyl radical, OH°) ที่เป็นตัวออกซิไดซ์ที่รุนแรง (Lin and Yeh, 1993)

1.3 คุณสมบัติของสารละลาย

ปริมาณของสารประกอบอนุภาคแขวนลอยต่างๆ ในน้ำมีความสัมพันธ์โดยตรงกับความสามารถในการละลายของก๊าซโอโซน กล่าวคือ ถ้ามีสารประกอบและอนุภาคต่างๆ ในปริมาณมากทำให้โอโซนละลายน้ำได้ลดลง (Lin and Yeh, 1993)

1.4 ขนาดของฟองก๊าซโอโซน

จำนวนและขนาดของฟองที่กระจายตัวในน้ำมีผลต่อขนาดของฟองก๊าซโอโซน ฟองก๊าซขนาดใหญ่ทำให้การผสมผสานระหว่างก๊าซโอโซนกับน้ำไม่สมบูรณ์ ปริมาณ โอโซนละลายจึงมีค่าน้อยเมื่อเทียบกับปริมาณ โอโซนละลายที่ได้จากฟองก๊าซขนาดเล็ก และความดันอากาศในการผลิตก๊าซโอโซนมีผลต่อขนาดฟองก๊าซ เนื่องจากที่ความดันสูงทำให้ฟองก๊าซมีขนาดใหญ่ส่งผลให้โอโซนละลายน้ำได้น้อย (สุทธิรักษ์ กาบแก้ว, 2546)

1.4 วิธีการที่โอโซนสัมผัสกับสารละลาย

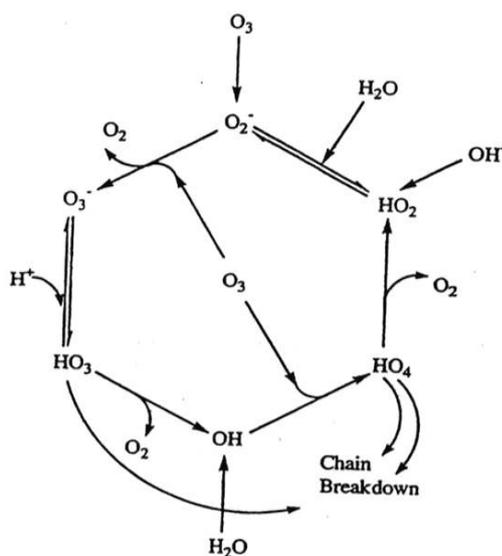
การเป่าฟองก๊าซโอโซนและน้ำไปพร้อมๆ กัน ทำให้เกิดการแยกชั้นระหว่างก๊าซและของเหลวอย่างชัดเจน ปริมาณ โอโซนละลายที่ได้จึงมีค่าน้อย แต่การฟอง โอโซน

ลงไปใต้น้ำที่อยู่ในคอลัมน์ทำให้โอโซนผสมกับของเหลวได้ดีกว่า ปริมาณโอโซนที่ได้จึงเพิ่มขึ้น (สุทธิรักษ์ กาบแก้ว, 2546)

2) ปฏิกิริยาการสลายตัวของโอโซนในน้ำ

โอโซนเป็นก๊าซที่ไม่เสถียร โอโซนสลายตัวเป็นออกซิเจน โดยแตกตัวให้เรดิคัลต่างๆ ได้แก่ OH° , HO_3 , HO_4 และ super oxide (O_2^-) (ภาพที่ 1-4) เรดิคัลต่างๆ ที่เกิดขึ้นมีความว่องไวมากในการทำปฏิกิริยากับสารต่างๆ (strong oxidant)

ในน้ำธรรมชาติกลไกการสลายตัวของโอโซนซับซ้อนกว่าในน้ำบริสุทธิ์ เพราะในน้ำธรรมชาติมีสารประกอบต่างๆ ซึ่งอาจเป็นตัวก่อ (initiator) เช่น ฟอर्मेट HO_2^- , Fe^{2+} และ OH° หรือตัวกระตุ้น (promotor) เช่น ฟอर्मेट และ primary alcohol หรือ อาจมีสารยับยั้ง (inhibitor) เช่น คาร์บอเนต ไบคาร์บอเนต และ tertiary alcohol ของการสลายตัวของโอโซนอนุมูล hydroxide ion เป็น promotor ของการสลายตัวโอโซน ดังนั้นครึ่งชีวิต (half life) ของโอโซนจึงค่อนข้างสั้นในสภาพที่เป็นด่าง โดยที่ pH 10 ครึ่งชีวิตของโอโซนในน้ำบริสุทธิ์มีค่าประมาณ 30 นาที สารประกอบอินทรีย์ในธรรมชาติเป็นทั้ง inhibitor และตัว promotor ของปฏิกิริยาการสลายตัวของโอโซน (Gottschalk *et al.*, 2000; นวพรรษ ลักษณ์านุกรณ์, 2545)



ภาพที่ 1-4 ปฏิกิริยาการแตกตัวของโอโซนในน้ำ (Langlais *et al.*, 1991)

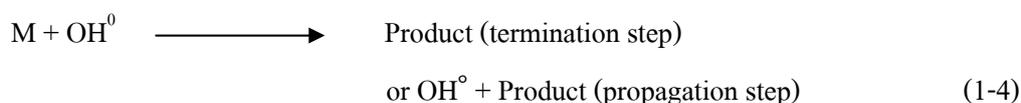
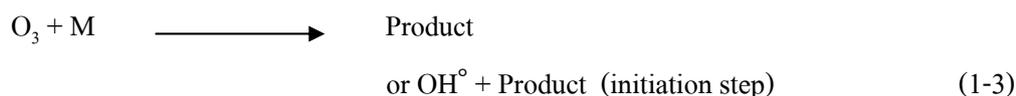
3) ปฏิกิริยาออกซิเดชันระหว่างสารอินทรีย์กับโอโซน

โอโซนจะเข้าไปจับกับโมเลกุลของสารอินทรีย์และทำการย่อยสลายโดยการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของสาร และหลังจากการทำปฏิกิริยาโอโซนจะแปรสภาพกลับไปเป็นก๊าซออกซิเจน ซึ่งการทำปฏิกิริยาออกซิเดชันของโอโซน มีกลไกการเกิดปฏิกิริยา 2 ขั้นตอน คือ

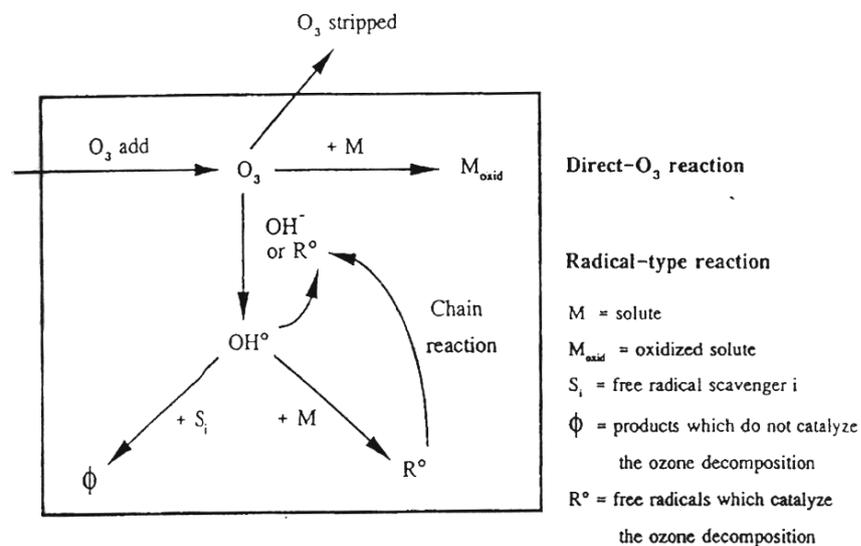
กลไกแรกคือ ปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยตรง (direct oxidation) สารอินทรีย์ถูกทำปฏิกิริยากับโมเลกุลของโอโซนโดยตรง โดยโอโซนเข้าทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์บริเวณพันธะคู่ (C=C C=C-O-R C=C-X) หรืออะตอมที่มีประจุลบ (N P O S และ nucleophilic C) สาร aromatics ที่มีหมู่ OH CH₃ หรือ OCH₃ อยู่ตรงตำแหน่ง ortho สามารถทำปฏิกิริยาได้ดี (high reactivity) แต่ถ้ามีหมู่ NO₂ COOH หรือ CHO ปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นได้ช้า

กลไกแบบที่สอง คือ ปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยอ้อม (indirect oxidation) สารอินทรีย์ถูกทำปฏิกิริยากับ free radical ที่เกิดจากปฏิกิริยาขั้นแรก ได้แก่ OH[•] และ OH₂[•] ซึ่งประจุที่แตกออกเหล่านี้สามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ประเภท acid aldehydes ketone และพวก less high activated aromatic ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Gottschalk *et al.*, 2000; สุเมธ วิชาเวช, 2541)

การเกิดปฏิกิริยาทั้ง 2 ขั้นตอน แสดงดังในสมการที่ 1-3 และ 1-4 และ ภาพที่ 1-5



เมื่อ M คือ สารอินทรีย์



ภาพที่ 1-5 กลไกการเกิดปฏิกิริยาของโอโซนในของเหลว (วราภรณ์ กัลยาเลิศ, 2540)

การกำจัด DOM ด้วยกระบวนการโอโซนเนชัน ถือเป็นทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจ เนื่องจากโอโซนสามารถสลายพันธะเคมีของสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างที่ซับซ้อนให้เป็นสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างที่ง่ายขึ้น (Reckhow and Singer, 1984; Farvardin and Collins, 1989; Colin *et al.*, 1986; Singer *et al.*, 2003; Bose and Reckhow, 2007) โอโซนมีประสิทธิภาพในการออกซิไดซ์ด้วยการเข้าทำปฏิกิริยากับน้ำและแตกตัวออกเป็นอนุมูลอิสระ (free radicals) ได้แก่ OH° , HO_3 , HO_4 และ super oxide (O_2^-) ซึ่งอนุมูลอิสระที่แตกตัวเหล่านี้สามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ต่างๆ ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ถึงแม้ว่ากระบวนการโอโซนเนชันมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินระบบและการบำรุงรักษาค่อนข้างสูง แต่ปัจจุบันมีการพัฒนาเทคโนโลยีเกี่ยวกับการผลิตโอโซนไปอย่างมาก ดังนั้นจึงมีผู้วิจัยนำกระบวนการโอโซนเนชันมาใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ และลดการเกิด THMFP ดังแสดงในตารางที่ 1-14

ตารางที่ 1-14 การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโอโซนเนชัน เพื่อกำจัดสารอินทรีย์และ THMFP ในน้ำดิบประปา

| แหล่งน้ำดิบประปา | ผลการศึกษา |
|--------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| แม่น้ำ Ruhr Germany (Kleiser and Frimmel, 2000) | ศึกษากระบวนการโอโซนเนชันโดยการใช้โอโซน 1.5 mg/mg DOC พบว่าสามารถลดการเกิด THMFP เท่ากับ 68 เปอร์เซ็นต์ |
| อ่างเก็บน้ำ Minaga Japan (Galapate <i>et al.</i> , 2001) | ศึกษาการกำจัด DOM ด้วยกระบวนการโอโซนเนชัน พบว่า โอโซน 3 mg O ₃ mg DOC ⁻¹ สามารถกำจัด UV-254 DOC และลดการเกิด THMFP เท่ากับ 72 16 และ 43 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |
| อ่างเก็บน้ำ Omerli Turkey (Bekbolet <i>et al.</i> , 2005) | เปรียบเทียบกระบวนการโคแอกกูเลชันและโอโซนเนชัน พบว่า การใช้โอโซน 10.5 mg (L min) ⁻¹ ระยะเวลาสัมผัส 5 นาที สามารถกำจัด UV-254 (ประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์) และลดการเกิด THMFP (ประมาณ 60 เปอร์เซ็นต์) ได้ดีกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารส้ม |
| น้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปา Neuilly Sur Marne France (Meunier <i>et al.</i> , 2006) | ศึกษากระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้โอโซน 2.5 mgL ⁻¹ O ₃ พบว่าสามารถลดการเกิด THMFP เท่ากับ 70 เปอร์เซ็นต์ |
| คลองอุตะเถา สงขลา (กมลนาวิน อินทนุจิตร, 2552) | ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับโอโซนเนชัน โดยใช้ PACl 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที สามารถกำจัด UV-254 DOC และลดการเกิด THMFP เท่ากับ 67 61 และ 75 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ |

การกำจัด DOM โดยวิธีต่างๆ มีข้อดีและข้อเสียแตกต่างกัน โดย Marsono (1996) อ้างอิงใน สมศักดิ์ ปัสนานนท์ (2548) ได้สรุปข้อดีและข้อเสียของการกำจัด DOM ด้วยกระบวนการต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 1-15 และ Jacangelo (1995) เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด DOM ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ และ nanofiltration membrane (NF) ดังแสดงในตารางที่ 1-16

ตารางที่ 1-15 ข้อดีและข้อเสียของการกำจัด DOM ด้วยกระบวนการต่างๆ

| กระบวนการ | ข้อดี | ข้อเสีย |
|---------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| โคแอกกูเลชัน | (1) เป็นทางเลือกที่ประหยัดมากที่สุด (2) ทำได้โดยการปรับปรุงกระบวนการโคแอกกูเลชันที่มีอยู่แล้ว (3) มีข้อมูลเกี่ยวกับกระบวนการโคแอกกูเลชันมาก (4) กระบวนการโคแอกกูเลชันทำให้อนุภาคมีขนาดใหญ่ขึ้น ซึ่งเป็นผลดีต่อการเติมถ่านกัมมันต์ในขั้นตอนต่อไป | (1) หากน้ำมีความขุ่นต่ำและมีค่าของสีสูงต้องใช้สารสร้างตะกอนในปริมาณมาก (2) มีประสิทธิภาพในการลด DOM และ THMs อยู่ในเกณฑ์พอใช้ โดยสามารถลด DOC ได้น้อยกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ และลดการเกิด THMFp ได้น้อยกว่า 60 เปอร์เซ็นต์ |
| การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ | (1) สามารถกำจัดสี กลิ่น และรสออกจากน้ำได้ดี (2) ต้องการระยะเวลาในการสัมผัสสั้นๆ ประมาณ 10-15 นาที (3) สามารถกำจัดสารปนเปื้อนอื่นๆ เช่น ยาฆ่าแมลง | (1) มีประสิทธิภาพในการลด DOC น้อยกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ และลด THMFp เท่ากับ 29-56 เปอร์เซ็นต์ (2) ข้อมูลในการศึกษาต้องศึกษาเฉพาะแต่ละแห่ง (3) สามารถกำจัดโบรมีนได้น้อย |
| โอโซนเนชัน | (1) สามารถกำจัดสี กลิ่น และรสออกจากน้ำได้ดี (2) สามารถใช้เป็นสารฆ่าเชื้อโรคได้ (3) สามารถออกซิไดซ์สารประกอบอินทรีย์ได้ เช่น ฟีนอล (4) ไม่ทำให้เกิดของแข็งละลาย และพีเอชของน้ำไม่มีผลต่อระบบ | (1) สามารถทำปฏิกิริยากับ DOM เกิดสาร ozonation by products (2) สามารถทำปฏิกิริยากับ DOM และ โบรมีนทำให้เกิดเป็นสาร brominated by products |

ที่มา: Marsono (1996) อ้างอิงใน สมศักดิ์ ปีสนานนท์ (2548)

ตารางที่ 1-16 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด DOM ด้วยกระบวนการต่างๆ

| กระบวนการ | ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ | ความซับซ้อนของกระบวนการ | ค่าใช้จ่ายของกระบวนการ |
|---------------------------|----------------------------------|-------------------------|------------------------|
| กระบวนการโคแอกกูเลชัน | พอใช้-ดี | ปานกลาง | ต่ำ-ปานกลาง |
| การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ | ดีมาก | ปานกลาง-สูง | ปานกลาง |
| Nanofiltration membrane | ยอดเยี่ยม | ปานกลาง | ปานกลาง-สูง |

ที่มา: Jacangelo (1995)

1.3 วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำ ตลอดจนประเมินโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง
2. เพื่อศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน และแยกประเภทของสารอินทรีย์ละลายน้ำออกเป็นกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ
3. เพื่อตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง และประเมินโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทนที่เกิดจากสารอินทรีย์ทั้งสองกลุ่ม

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.4.1 ทราบข้อมูลระดับการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่จะก่อให้เกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปาและวิธีการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง
- 1.4.2 ทราบแนวทางเพื่อใช้ในการปรับปรุงระบบผลิตน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ซึ่งใช้น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังที่มีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ละลายน้ำ เพื่อลดการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปาอันจะเป็นการลดความเสี่ยงที่อาจเกิดขึ้นและส่งผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของประชาชนที่อยู่ในเขตพื้นที่มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
- 1.4.3 ทราบแนวทางเพื่อนำไปประยุกต์ใช้ในการปรับปรุงระบบผลิตน้ำประปาที่ใช้น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำอื่นๆ ที่มีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ละลายน้ำ เพื่อลดการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปาอันจะเป็นการลดความเสี่ยงที่อาจเกิดขึ้นและส่งผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของประชาชนที่อยู่ในเขตพื้นที่ศึกษา

บทที่ 2

วิธีการวิจัย

2.1 แหล่งน้ำดิบที่ใช้ในการทดลอง

น้ำดิบประปาที่ใช้ในการทดลองเก็บมาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ซึ่งตั้งอยู่ในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยอ่างเก็บน้ำศรีตรัง เป็นอ่างที่รองรับน้ำฝนและน้ำท่าที่ไหลมาจากเขาคอหงส์ มีความจุประมาณ 520,000 ลูกบาศก์เมตร และสามารถกักเก็บน้ำดิบได้เต็มที่ประมาณ 470,000 ลูกบาศก์เมตร (ภาพที่ 2-1) ปริมาณน้ำดิบในอ่างเก็บน้ำขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำฝนและน้ำท่าจากเขาคอหงส์ น้ำดิบดังกล่าวถูกนำมาใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปาของระบบประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ เพื่อการอุปโภคและบริโภคภายในหอพักนักศึกษา สำนักงานและหน่วยงานต่างๆ ที่ตั้งอยู่ในมหาวิทยาลัยได้ประมาณ 7-8 เดือน (ศุทธยา ศรีโยม และพาเกียรติ ขันยิ่ง, 2546 และ ปวีตร ชัยวิสิทธิ์, 2548) ระบบผลิตน้ำประปาดังกล่าวเป็นระบบประปาที่ใช้ถังตกตะกอนแบบ pulsator clarifier ซึ่งเป็นการประยุกต์รวมกระบวนการ โคแอกกูเลชัน ฟล็อกกูเลชัน และการตกตะกอนไว้ในถังเดียวกัน โดยมีการเติมสารเคมีประกอบด้วย คลอรีนเพื่อกำจัดเหล็กและแมงกานีส PACl เพื่อสร้างตะกอน เติมนูนขาวเพื่อปรับพีเอช และการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน



ภาพที่ 2-1 อ่างเก็บน้ำศรีตรังและจุดเก็บน้ำดิบประปาภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

2.2 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

- เครื่องก๊าซโครมาโตกราฟ (gas chromatograph, GC-ECD) ผลิตภัณท์ Hewlette Packard รุ่น HP 6890
- เครื่องสเปกโทรโฟโตมิเตอร์ (UV-visible spectrophotometer) ผลิตภัณท์ Shimadzu รุ่น UV 1601
- เครื่องสเปกโทรฟลูออโรมิเตอร์ (spectrofluorometer) ผลิตภัณท์ Jasco รุ่น FP-750
- เครื่องทำน้ำปราศจากไอออน (deionizer) ผลิตภัณท์ Millipore รุ่น Milli-Q 185 plus
- เตาเผา (programmable ash muffle furnace) ผลิตภัณท์ Fisher scientific รุ่น 10750126
- เครื่องวัดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน (TOC analyzer) รุ่น TOC-V_{CSH}
- เครื่องปั๊มสุญญากาศ (vacuum pump) ผลิตภัณท์ Gast รุ่น 0823-101
- เครื่องชั่งความละเอียด 3 ตำแหน่ง ผลิตภัณท์ Mettler Toledo รุ่น PB 303-S
- เครื่องชั่งความละเอียด 4 ตำแหน่ง ผลิตภัณท์ Mettler Toledo รุ่น AB 204
- เครื่องกวนของเหลว (Jartester) ผลิตภัณท์ Phipps & Bird รุ่น PB 700TM
- เครื่องวัดการนำไฟฟ้า (conductivity meter) ผลิตภัณท์ WTW รุ่น LF 323
- เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ผลิตภัณท์ Russel รุ่น 150
- เครื่องวัดความขุ่น (turbidimeter) ผลิตภัณท์ HACH รุ่น 2100N
- เครื่องกวน (stirrer) ผลิตภัณท์ Framo รุ่น M 21/1
- เครื่องมือ (Soxhlet extraction)
- ตู้ดูดควัน (hood) ผลิตภัณท์ Major supper flow fume cupboard
- ตู้ดูดความชื้น (desiccator) ผลิตภัณท์ Electronic hygrostat
- ตู้บ่ม (Incubator)
- แผ่นกรอง GF/F (Whatman) ขนาดรูเปิด 0.7 μm
- เทอร์โมมิเตอร์ (thermometer)

2.3 สารเคมีที่ใช้ในการทดลอง

- สารละลายมาตรฐาน โซเดียมโซโอซัลเฟต ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
- กรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น (Conc. HCl)
- สารละลายแมงกานีสซัลเฟต (MnSO_4)
- สารละลายอัลคาไล-ไอโอไดด์-เอไซด์ (alkali-iodide azide)

- สารละลายเมทิลออเรนจ์อินดิเคเตอร์ (methyl orange indicator)
- สารละลายควินินซัลเฟต (quinine sulfate)
- สารละลายอะซิโตน (acetone)
- สารละลายเฮกเซน (hexane)
- สารละลายเมทานอล (methanol)
- สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH)
- สารละลายมาตรฐาน โซเดียมไฮโปคลอไรต์ (NaOCl)
- สารละลายกรดซัลฟิวริก (H_2SO_4)
- กรดอะซิติกเข้มข้น (CH_3COOH)
- ผลึกโปตัสเซียมไอโอไดด์ (KI)
- น้ำแป้งอินดิเคเตอร์
- สารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ (phosphate buffer solution)
- สารละลาย N, N diethyl-p-phenylenediamine (DPD)
- สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน (แสดงรายละเอียดดังในหัวข้อที่ 2.4)
- โอโซน (แสดงรายละเอียดดังในหัวข้อที่ 2.5)

2.4 กระบวนการโคแอกกูเลชัน

สำหรับการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชันใช้สารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน ดังนี้

2.4.1 โพลีอลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminum chloride, PACl)

PACl ที่ใช้ในการทดลองเป็นแบบมาตรฐานที่ใช้ในการผลิตน้ำประปา ซึ่งได้รับความอนุเคราะห์จากสำนักงานการประปาส่วนภูมิภาค อำเภอลำปาง จังหวัดสงขลา มาใช้เป็นสารสร้างตะกอนหลักในกระบวนการโคแอกกูเลชัน (ภาพที่ 2-2) มีคุณลักษณะดังนี้

คุณลักษณะทั่วไป

1. ลักษณะเป็นผงหรือเป็นเกล็ด สีขาวหรือสีเหลือง
2. เป็นสารสร้างตะกอนชนิดอินทรีย์สาร
3. เป็นสารสร้างตะกอนที่ไม่มีพิษภัยต่อมนุษย์ สัตว์ และสิ่งแวดล้อม เมื่อนำไปใช้เป็นสารสร้างตะกอนในกระบวนการผลิตน้ำบริโภค

4. เป็นสารสร้างตะกอน ที่สามารถนำไปละลายน้ำเพื่อเตรียมเป็นสารละลาย สำหรับนำไปใช้ในระดับความเข้มข้นต่างๆ ตามที่ต้องการได้ง่ายไม่ยุ่งยาก

5. PACI ต้องมีอายุการใช้งานได้มากกว่า 1 ปีขึ้นไป

คุณลักษณะทางเคมี แสดงในตารางที่ 2-1

ตารางที่ 2-1 คุณลักษณะทางเคมีของ PACI ที่ใช้เป็นสารสร้างตะกอน

| รายการ | คุณลักษณะ | |
|--------|---------------------------------------------------|-------------------|
| 1. | อลูมิเนียมออกไซด์ (Al_2O_3) ร้อยละ โดยน้ำหนัก | ไม่น้อยกว่า 29 |
| 2. | ความเป็นด่าง ร้อยละ โดยน้ำหนัก | ตั้งแต่ 65 ถึง 85 |
| 3. | ความเป็นกรด-ด่าง | 3.5 ถึง 5.0 |
| 4. | ซัลเฟตไอออน (SO_4^{2-}) ร้อยละ โดยน้ำหนัก | ไม่เกิน 10.5 |
| 5. | เหล็ก (Fe) ร้อยละ โดยน้ำหนัก | ไม่เกิน 1.0 |
| 6. | สารหนู (As) มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม | ไม่เกิน 3.0 |
| 7. | แคดเมียม (Cd) มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม | ไม่เกิน 3.0 |
| 8. | ตะกั่ว (Pb) มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม | ไม่เกิน 15 |
| 9. | ปรอท (Hg) มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม | ไม่เกิน 0.3 |
| 10. | โครเมียม (Cr) มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม | ไม่เกิน 15 |



ภาพที่ 2.2 PACI ที่ใช้ในการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน

2.4.2 โพลีเมอร์ (polymer)

โพลีเมอร์ที่ใช้ในการทดลองมีชื่อทางการค้า คือ MR FLOC[®] R polymer R5000 dry cationic polymer ซึ่งเป็นโพลีเมอร์ผงชนิดประจุบวก และมีมวลโมเลกุลสูง สามารถนำมาใช้ในงานด้านบำบัดน้ำทิ้งและอุตสาหกรรมน้ำดื่ม (ภาพที่ 2-3) โดยมีคุณลักษณะดังแสดงในตารางที่ 2-2

ตารางที่ 2-2 คุณลักษณะทั่วไปและทางเคมีของ polymer

| รายการ | คุณลักษณะ | |
|--------|---------------------------------------|----------------|
| 1. | องค์ประกอบทางเคมี | Polyacrylamide |
| 2. | ลักษณะ | ผงแป้งสีขาว |
| 3. | ความหนาแน่น | 0.85 |
| 4. | Viscosity in cps (L VI, 30 RPM 25 °C) | |
| | - 5 G/L | 800 |
| | - 2.5 G/L | 355 |
| | - 1 G/L | 100 |
| 5. | Stability of deionised water solution | 24 ชั่วโมง |
| 6. | Stability of dry polymer (25 °C) | 2 ปี |



ภาพที่ 2-3 Polymer ที่ใช้ในการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน

2.4.3 ถ่านกัมมันต์แบบผง (powder activated carbon, PAC)

PAC ที่ใช้ในการทดลองมีชื่อทางการค้า คือ powder activated coconut shell based carbon เกรด HRO M325-60 สามารถนำมาใช้ในการกำจัดสี กลิ่น รส คลอรีน และการกำจัดสารประกอบอินทรีย์และสิ่งปนเปื้อนอื่นต่างๆ ในน้ำ (ภาพที่ 2-4) โดยได้รับการสนับสนุนจากบริษัท คาร์โบกาญจน์ (CARBOKARN) จำกัด ซึ่งมีคุณลักษณะดังแสดงในตารางที่ 2-3

ตารางที่ 2-3 คุณลักษณะทั่วไปและทางเคมีของ PAC

| รายการ | คุณลักษณะ | |
|--------|------------------------------------------------------|-----------|
| 1. | Particle size distribution: Under 325 mesh (.045 mm) | MIN. 60 % |
| 2. | Apparent density (g/cc) | MIN. 0.50 |
| 3. | Moisture (% w/w) (As packed) | MAX. 10 |
| 4. | Ash (% w/w) (As packed) | MAX. 8 |
| 5. | pH | 9 -11 |
| 6. | Surface area (m ² /g) (Calculated) | MIN. 1000 |
| 7. | Iodine number (mg/g) (AWWA B 604) | MIN. 950 |
| 8. | Carbon tetrachloride adsorption (% w/w) | MIN. 40 |



ภาพที่ 2-4 PAC ที่ใช้ในการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน

2.5 กระบวนการโอโซนเนชั่น

เครื่องกำเนิดโอโซนที่ใช้ในการทดลอง (ภาพที่ 2-5) ออกแบบและจัดทำเพื่อการศึกษาการกำจัด DOM โดยดำเนินการสร้างคอลัมน์เพื่อนำมาต่อกับเครื่องกำเนิดโอโซน จากนั้นนำน้ำตัวอย่าง 5 ลิตร ใสลงในคอลัมน์ และดำเนินการทดลองตามสภาวะที่ใช้ในการทดลอง



ภาพที่ 2-5 เครื่องกำเนิดโอโซนที่ใช้ในการทดลองกระบวนการ โอโซนเนชั่น

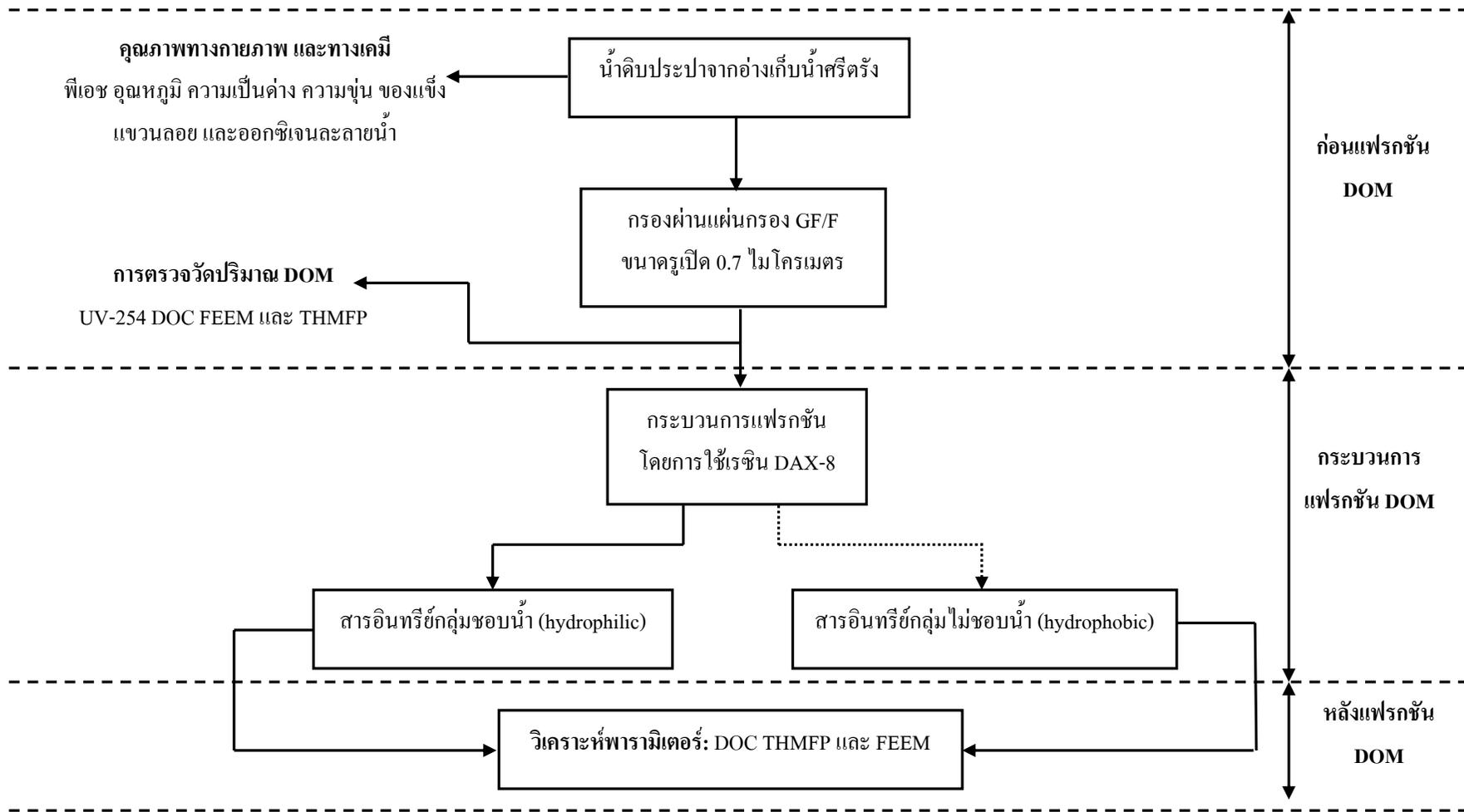
2.6 วิธีการวิจัย

เก็บน้ำดิบประปาแบบจ้วง (grab sampling) บริเวณจุดสูบน้ำเข้าสู่ระบบประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ โดยเก็บน้ำดิบในช่วง 2 ฤดูกาล คือ น้ำดิบฤดูฝนเก็บเมื่อวันที่ 17 กันยายน พ.ศ. 2551 และน้ำดิบฤดูแล้งเก็บเมื่อวันที่ 9 เมษายน พ.ศ. 2552 เก็บน้ำดิบแต่ละฤดูกาลเป็นปริมาตรเท่ากับ 130 ลิตร จากนั้นเติมโซเดียมไธโอซัลเฟต ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) และเก็บไว้ในห้องเย็นขนาดใหญ่ที่อุณหภูมิเท่ากับ 4 องศาเซลเซียส เพื่อชะลอปฏิกิริยาทางชีวภาพและรักษาสภาพน้ำดิบ (Janhom, 2004; Musikavong *et al.*, 2005) โดยมีรายละเอียดของการดำเนินการวิจัยดังนี้

2.6.1 การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM ใน น้ำดิบประปาฤดูฝนและฤดูแล้ง

ทำการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางกายภาพ และเคมีของน้ำดิบ โดยการวิเคราะห์พารามิเตอร์ พีเอช และอุณหภูมิ ณ จุดเก็บน้ำดิบ ส่วนพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ ได้แก่ ความเป็นด่าง ความขุ่น ของแข็งแขวนลอย ค่าออกซิเจนละลายน้ำ และ DOM การตรวจวัดปริมาณ DOM ทำได้โดยการกรองน้ำดิบผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร (APHA, AWWA and WEF, 2005) ซึ่งผ่านการเผาที่อุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง (Janhon *et al.*, 2009; Musikavong *et al.*, 2007) นำน้ำตัวอย่างที่ผ่านการกรองส่วนหนึ่งมาวิเคราะห์ดัชนีตัวแทน DOM ได้แก่ UV-254 DOC และ FEEM และวิเคราะห์ THMFP และอีกส่วนหนึ่งที่มีปริมาณเท่ากับ 5 ลิตร มาผ่านกระบวนการแฟรกชัน (แสดงรายละเอียดของกระบวนการแฟรกชันในหัวข้อที่ 2.6.3.2) โดยการใช้เรซินชนิด DAX-8 เพื่อแยกกลุ่มของ DOM ในน้ำตัวอย่าง ออกเป็นสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic, HPI) และสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic, HPO) (ภาพที่ 2-6) จากนั้นนำตัวอย่างดังกล่าวมาวิเคราะห์ DOC THMFP และ FEEM ซึ่งศึกษารายละเอียดของแต่ละพารามิเตอร์ ดังนี้

1. การกระจายมวลของ DOM ในรูป DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO และพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการแฟรกชัน โดยการหาค่าผลต่างระหว่างมวล DOC ก่อนแฟรกชันและผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชัน
2. THMFP และสารประกอบ THMs ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO
3. FEEM ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO



ภาพที่ 2-6 แผนผังแสดงขั้นตอนการศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM ในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

2.6.2 การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันในการกำจัดความขุ่น และ DOM ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง

ทำการทดลองเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัดความขุ่นและ DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ FEEM ด้วยวิธีจาร์เทสต์ (Jar test) ตามวิธีการของ USEPA (1999) และ Masschelein (1992) (ภาพที่ 2-7) โดยทำการเปลี่ยนแปลงช่วงพีเอช ปริมาณสารสร้างตะกอน สารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน และปริมาณของโอโซนที่ถูกควบคุมประกอบด้วย 5 ชุดการทดลอง ได้แก่ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ซึ่งในแต่ละชุดการทดลองควบคุมสภาวะการทดลอง ดังแสดงในตารางที่ 2-4 และแสดงรายละเอียดของขั้นตอนการทดลองในหัวข้อที่ 2.6.2.1

สำหรับการเลือกสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 และ DOC ได้ดีที่สุด เพราะการลดปริมาณ DOM ได้มากที่สุดคือการลดโอกาสการก่อตัวของสารก่อมะเร็งในน้ำประปา



ภาพที่ 2-7 การทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์

ตารางที่ 2-4 สภาวะการทดลองของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน

| ชุดการทดลอง | สภาวะที่ใช้ในการทดลอง |
|---------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| (1) PACl | PACl 10 20 30 40 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 |
| (2) Polymer | Polymer 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 |
| (3) PACl+Polymer * | PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร (ความเข้มข้นที่เหมาะสมจาก 1) และ polymer 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 |
| (4) PACl+Polymer+PAC * | PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร (ความเข้มข้นที่เหมาะสมจาก 3) ร่วมกับ PAC 10 15 10 และ 25 มิลลิกรัมต่อลิตร ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 *** |
| (5) PACl+Polymer+Ozone ** | PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร (ความเข้มข้นที่เหมาะสมจาก 2) ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 *** ร่วมกับ ozone อัตราคงที่เท่ากับ 72 96 และ 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที |

หมายเหตุ : * การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน

** การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน

*** สภาวะการควบคุมพีเอชที่เหมาะสมจากชุดการทดลองที่ 3

2.6.2.1 ขั้นตอนการทดลองของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน

1) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI

ทำการทดลองเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยการใช้น้ำ PACI เป็นสารสร้างตะกอน โดยทำการทดลองเปลี่ยนแปลงช่วงพีเอชที่ควบคุมที่ค่าต่างๆ คือ 5 6 และ 7 และความเข้มข้นของ PACI เท่ากับ 10 20 30 40 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งขั้นตอนการทดลองแสดงดังภาพที่ 2-8 และมีวิธีการทดลองดังนี้

1.1 เติมน้ำตัวอย่าง 1,000 มิลลิตร ลงในทุบบีกเกอร์

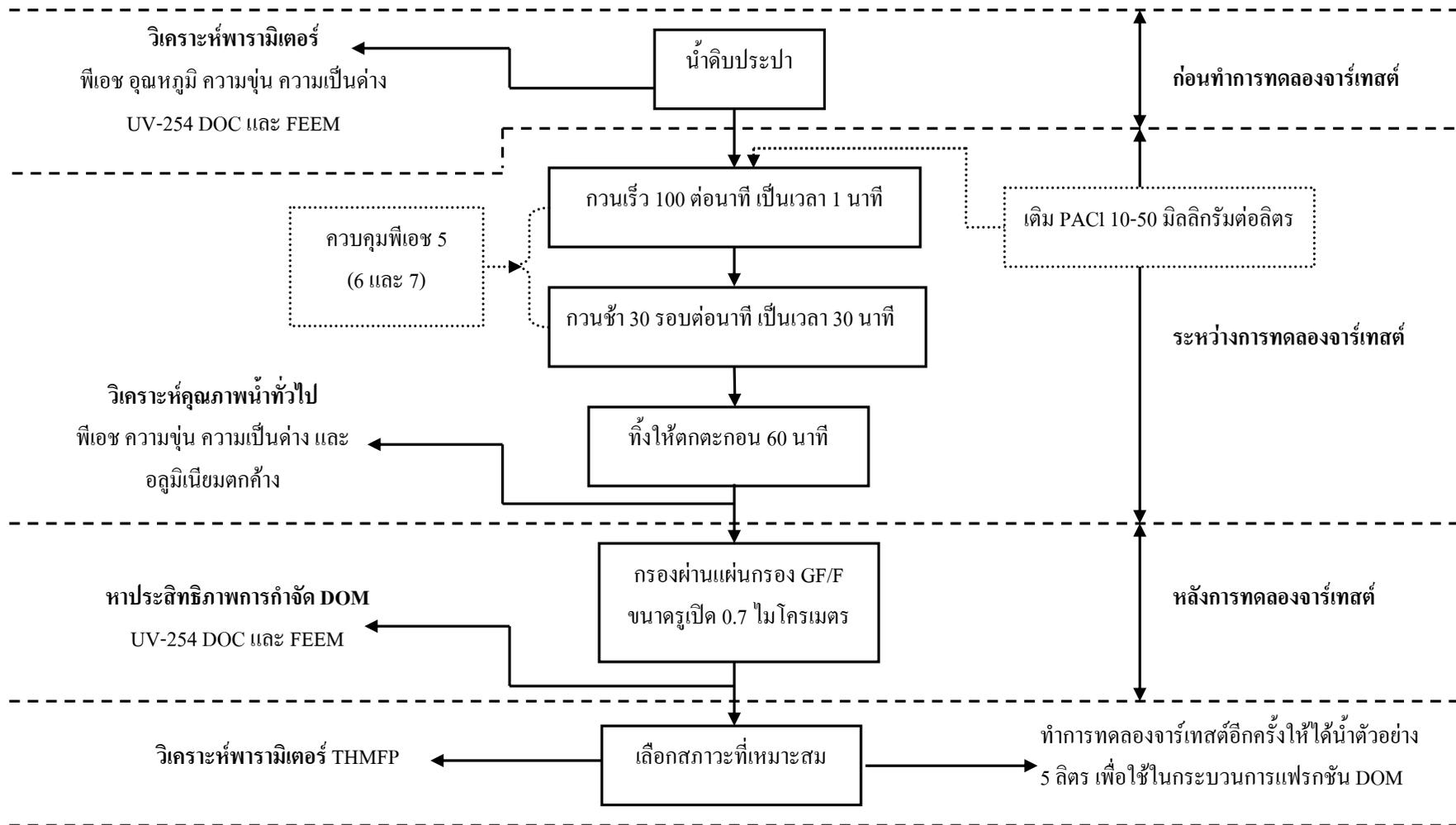
1.2 ใช้น้ำเปปต์คูลสารละลาย PACI (stock PACI solution) ที่เตรียมไว้ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ 10 20 30 40 และ 50 กรัมต่อลิตร อย่างละ 1 มิลลิตร ใส่ลงในแต่ละบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของสารละลาย PACI ในแต่ละบีกเกอร์เป็น 10 20 30 40 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

1.3 กวนเร็วด้วยอัตราเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที แล้วจึงกวนช้าด้วยอัตราเร็ว 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที และควบคุมระดับพีเอชของน้ำเท่ากับ 5 (6 และ 7) ด้วยสารละลาย H_2SO_4 และ NaOH

1.4 ทิ้งให้ตกตะกอน 60 นาที

1.5 นำน้ำใส (supernatant) ส่วนหนึ่งไปวิเคราะห์ความขุ่น ความเป็นด่าง และอลูมิเนียมตกค้าง และอีกส่วนหนึ่งนำไปกรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร เพื่อวิเคราะห์หาประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ FEEM

1.6 ทำการทดลองจนครบทุกการควบคุมพีเอช จากนั้นจึงเลือกสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันมาทดลองจาร์เทสต์อีกครั้งให้ได้น้ำตัวอย่างเท่ากับ 5 ลิตร เพื่อนำมาใช้ในกระบวนการแฟรกชันสำหรับแยกสารอินทรีย์ออกเป็น 2 กลุ่ม ต่อไป



ภาพที่ 2-8 แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์ โดยการใช้ PACI

2) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย polymer

ทำการทดลองเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยการใส่ polymer เป็นสารสร้างตะกอน โดยทำการทดลองเปลี่ยนแปลงช่วงพีเอชที่ควบคุมที่ค่าต่างๆ คือ 5 6 และ 7 และความเข้มข้นของ polymer เท่ากับ 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งขั้นตอนการทดลองแสดงดังภาพที่ 2-9 และมีวิธีการทดลองดังนี้

2.1 เติมน้ำตัวอย่าง 1,000 มิลลิลิตร ลงในทุบบีกเกอร์

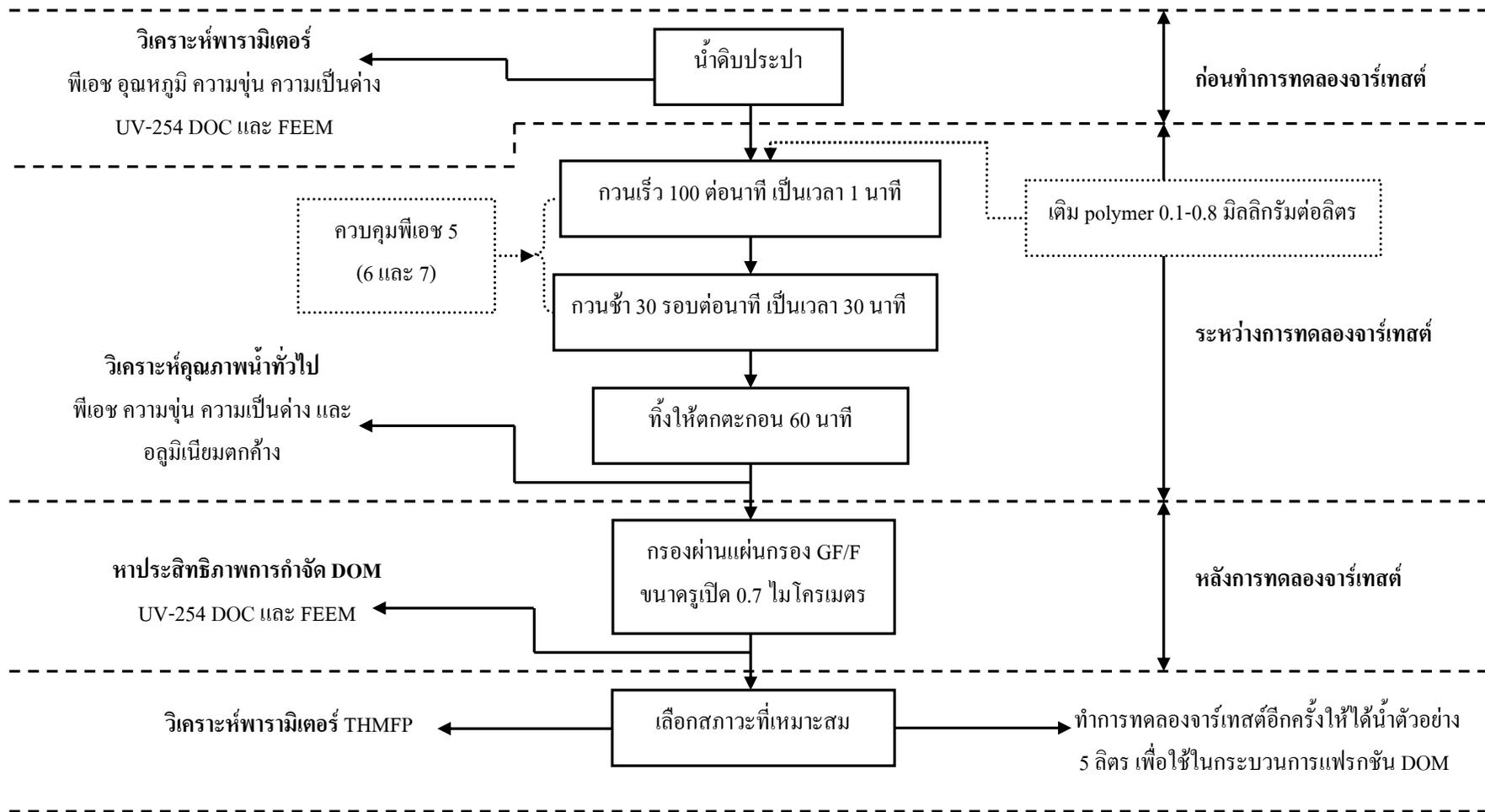
2.2 ใช้ปิเปตต์ดูดสารละลาย polymer (stock polymer solution) ที่เตรียมไว้ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 กรัมต่อลิตร อย่างละ 1 มิลลิลิตร ใส่ลงในแต่ละบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของสารละลาย polymer ในแต่ละบีกเกอร์เป็น 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

2.3 กวนเร็วด้วยอัตราเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที แล้วจึงกวนช้าด้วยอัตราเร็ว 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที และควบคุมระดับพีเอชของน้ำเท่ากับ 5 (6 และ 7) ด้วยสารละลาย H_2SO_4 และ NaOH

2.4 ทิ้งให้ตกตะกอน 60 นาที

2.5 นำน้ำส่วนใส ไปวิเคราะห์ความขุ่นและความเป็นด่าง และอีกส่วนหนึ่งนำไปกรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร เพื่อวิเคราะห์หาประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ FEEM

2.6 ทำการทดลองจนครบทุกการควบคุมพีเอช จากนั้นจึงเลือกสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันมาทดลองจาร์เทสต์อีกครั้งให้ได้น้ำตัวอย่างเท่ากับ 5 ลิตร เพื่อนำมาใช้ในกระบวนการแฟรกชันสำหรับแยกสารอินทรีย์ออกเป็น 2 กลุ่ม ต่อไป



ภาพที่ 2-9 แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการ โคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์ทดสอบ โดยการใช้ polymer

3) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer

ขั้นตอนนี้เป็นเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันให้สร้างตะกอนได้ดีขึ้นด้วยการใช้ PACI ณ ความเข้มข้นที่เหมาะสม (จากการทดลองที่ 1) และ polymer ที่ความเข้มข้น 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 โดยขั้นตอนการทดลองแสดงดังภาพที่ 2-10 และมีวิธีการทดลองดังนี้

3.1 เติมน้ำตัวอย่าง 1,000 มิลลิลิตร ลงในทุบบีกเกอร์

3.2 ใช้ปิเปตต์ดูดสารละลาย PACI (stock PACI solution) ที่เตรียมไว้ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ 20 กรัมต่อลิตร มา 1 มิลลิลิตร ใส่ลงในทุบบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของสารละลาย PACI ในทุบบีกเกอร์เป็น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร

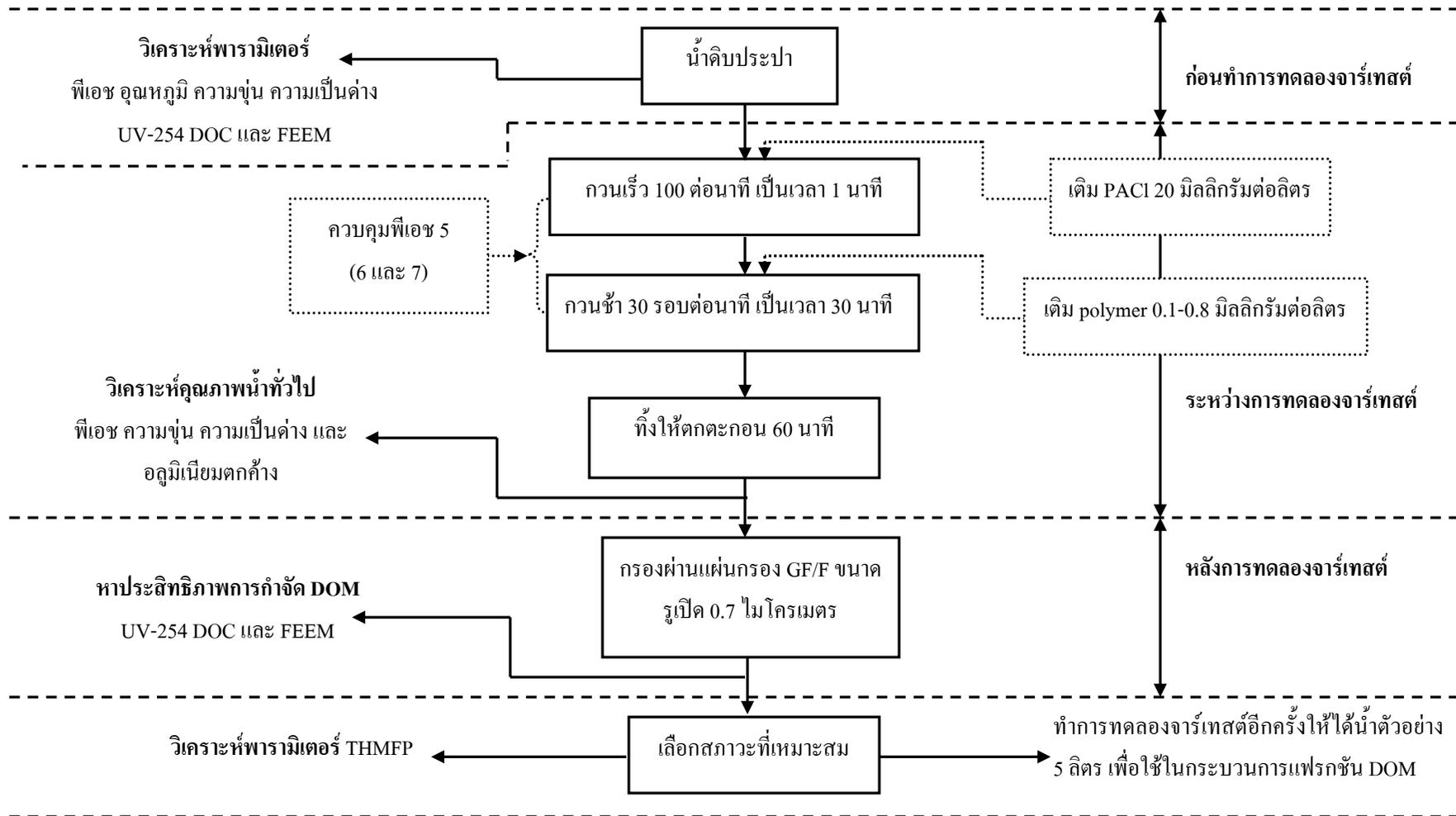
3.3 กวนเร็วด้วยอัตราเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที และควบคุมระดับพีเอชของน้ำเท่ากับ 5 (6 และ 7) ด้วยสารละลาย H_2SO_4 และ NaOH

3.4 กวนช้าด้วยอัตราเร็ว 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที พร้อมกับการเติม polymer โดยใช้ปิเปตต์ดูดสารละลาย polymer ที่เตรียมไว้ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 กรัมต่อลิตร อย่างละ 1 มิลลิลิตร ใส่ลงในแต่ละบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของสารละลาย polymer ในแต่ละบีกเกอร์เป็น 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และควบคุมระดับพีเอชของน้ำเท่ากับ 5 (6 และ 7) ด้วยสารละลาย H_2SO_4 และ NaOH

3.5 ทิ้งให้ตกตะกอน 60 นาที

3.6 นำน้ำส่วนใส ไปวิเคราะห์ความขุ่น ความเป็นด่าง และอลูมิเนียมตกค้าง และอีกส่วนหนึ่งนำไปกรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร เพื่อวิเคราะห์หาประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ FEEM

3.7 ทำการทดลองจนครบทุกการควบคุมพีเอช จากนั้นจึงเลือกสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันมาทดลองจาร์เทสต์อีกครั้งให้ได้น้ำตัวอย่างเท่ากับ 5 ลิตร เพื่อนำมาใช้ในกระบวนการแฟรกชันสำหรับแยกสารอินทรีย์ออกเป็น 2 กลุ่ม ต่อไป



ภาพที่ 2-10 แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์ โดยการใช้ PACI และ polymer

4) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ร่วมกับ PAC

ขั้นตอนนี้เป็นกรเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันให้สามารถสร้างตะกอนได้ดียิ่งขึ้น ด้วยการใ้ PACI และ polymer ณ ความเข้มข้นและพีเอชที่สภาวะเหมาะสม (จากการทดลองที่ 3) ร่วมกับ PAC ที่ความเข้มข้น 5 10 15 20 และ 25 มิลลิกรัมต่อลิตร และควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 โดยขั้นตอนการทดลองแสดงดังภาพที่ 2-11 และมีวิธีการทดลองดังนี้

4.1 เติมน้ำตัวอย่าง 1,000 มิลลิตร ลงในทุบีกเกอร์

4.2 ใช้ปิเปตต์ดูดสารละลาย PACI ที่เตรียมไว้ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ 20 กรัมต่อลิตร มา 1 มิลลิตร ใส่ลงในทุบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของสารละลาย PACI ในทุบีกเกอร์เป็น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และเติม PAC ตั้งแต่ปริมาณ 5 10 15 20 และ 25 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ลงในแต่ละบีกเกอร์ (น้ำดิบที่มีความขุ่นต่ำควรเติม PAC ประมาณ 5-20 มิลลิกรัมต่อลิตร และไม่ควรใ้ PAC เกินกว่า 25-50 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากไม่คุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์) (มันสิน ดัชนีกุลเวศม์, 2542)

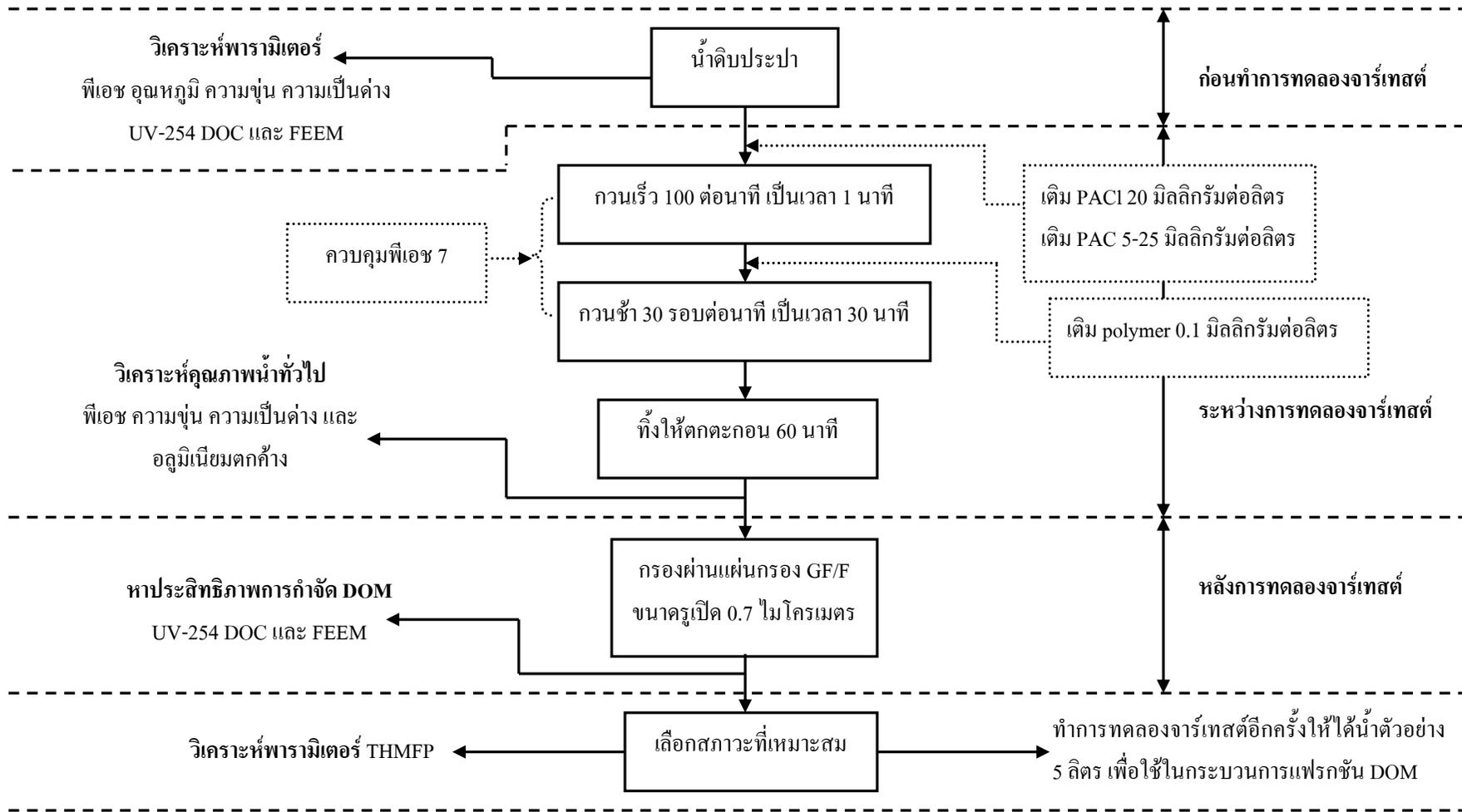
4.3 กวนเร็วด้วยอัตราเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที และควบคุมระดับพีเอชของน้ำเท่ากับ 7 ด้วยสารละลาย H_2SO_4 และ NaOH

4.4 กวนช้าด้วยอัตราเร็ว 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที พร้อมกับการเติม polymer โดยใช้ปิเปตต์ดูดสารละลาย polymer ที่เตรียมไว้ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ 0.1 กรัมต่อลิตร มา 1 มิลลิตร ใส่ลงในทุบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของสารละลาย polymer ในทุบีกเกอร์เป็น 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และควบคุมระดับพีเอชของน้ำเท่ากับ 7 ด้วยสารละลาย H_2SO_4 และ NaOH

4.5 ทิ้งให้ตกตะกอน 60 นาที

4.6 นำน้ำส่วนใส ไปวิเคราะห์ความขุ่น ความเป็นด่าง และอลูมิเนียมตกค้าง และอีกส่วนหนึ่งนำไปกรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร เพื่อวิเคราะห์หาประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ FEEM

4.7 เลือกสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันมาทดลองจาร์เทศอีกครั้งใ้ได้น้ำตัวอย่างเท่ากับ 5 ลิตร เพื่อนำมาใช้ในกระบวนการแฟรกชันสำหรับแยกสารอินทรีย์ออกเป็น 2 กลุ่ม ต่อไป



ภาพที่ 2-11 แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เจสต์ โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC

5) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ร่วมกับ ozone

ขั้นตอนนี้เป็น การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน ให้สามารถสร้างตะกอนและกำจัด DOM ได้ดียิ่งขึ้น ด้วยการ ใช้ PACI ร่วมกับ polymer ความเข้มข้นและพีเอชที่เหมาะสม (จากการทดลองที่ 3) ร่วมกับ ozone โดยขั้นตอนการทดลอง แสดงดังภาพที่ 2-12 และมีวิธีการทดลองดังนี้

5.1 เติมน้ำตัวอย่าง 1,000 มิลลิลิตร ลงในทุบบีกเกอร์

5.2 ใช้ปิเปตต์ดูดสารละลาย PACI ที่เตรียมไว้ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ 20 กรัมต่อลิตร มา 1 มิลลิลิตร ใส่ลงในทุบบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของสารละลาย PACI ในทุบบีกเกอร์เป็น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร

5.3 กวนเร็วด้วยอัตราเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที และควบคุมระดับพีเอชของน้ำเท่ากับ 7 ด้วยสารละลาย H_2SO_4 และ NaOH

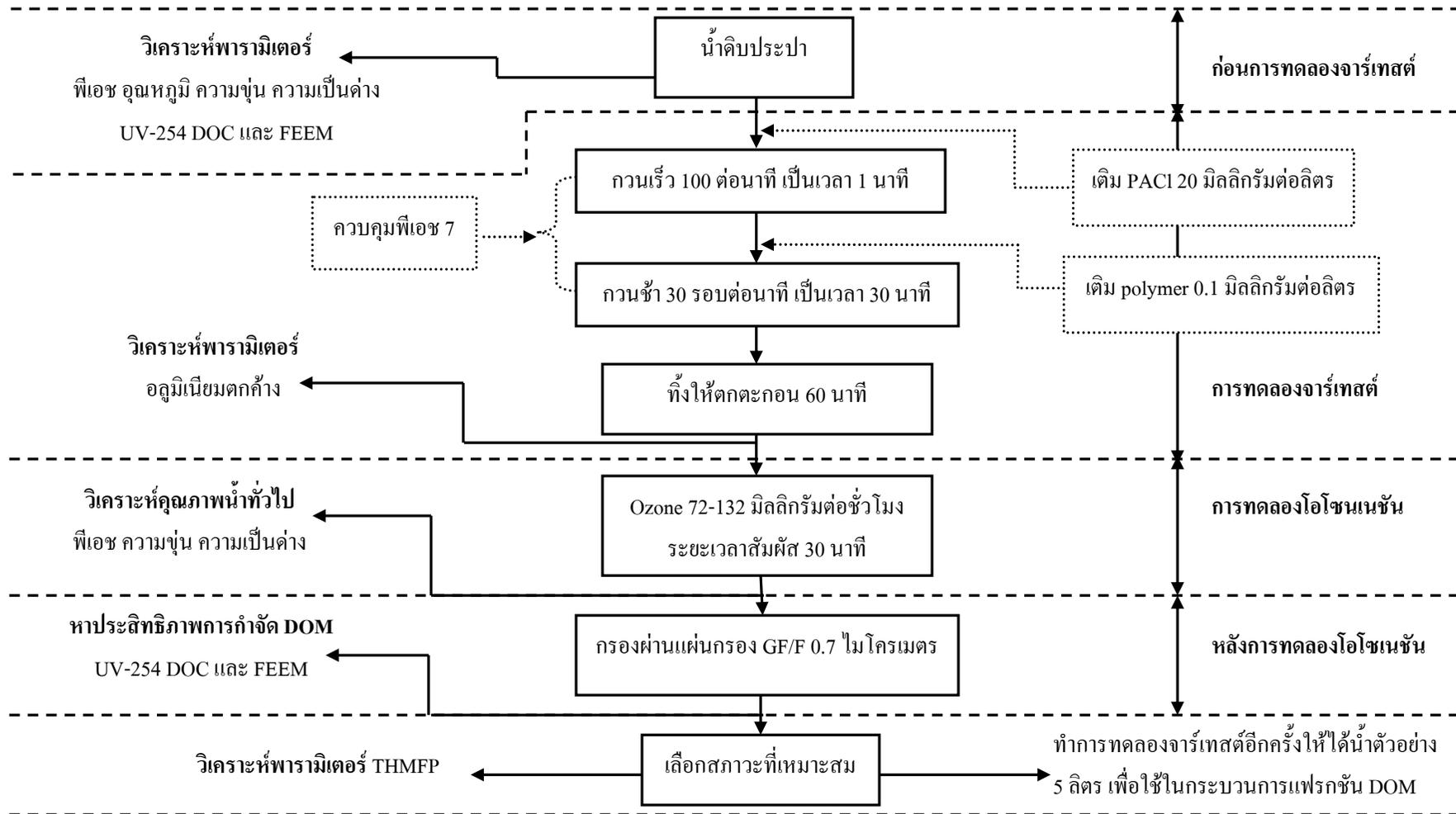
5.4 กวนช้าด้วยอัตราเร็ว 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที พร้อมกับการเติม polymer โดยใช้ปิเปตต์ดูดสารละลาย polymer ที่เตรียมไว้ซึ่งมีความเข้มข้นเท่ากับ 0.1 กรัมต่อลิตร มา 1 มิลลิลิตร ใส่ลงในทุบบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของสารละลาย polymer ในทุบบีกเกอร์เป็น 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และควบคุมระดับพีเอชของน้ำเท่ากับ 7 ด้วยสารละลาย H_2SO_4 และ NaOH

5.5 ทิ้งให้ตกตะกอน 60 นาที

5.6 นำน้ำส่วนใสไปเติม ozone ความเข้มข้น 72.96 และ 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาการสัมผัสของแต่ละความเข้มข้น 30 นาที (การทดลองแบบ batch)

5.7 นำน้ำหลังจากผ่านการเติม ozone ไปวิเคราะห์ค่าความขุ่นและความเป็นค่า และอีกส่วนหนึ่งนำไปกรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร เพื่อวิเคราะห์หาประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ FEEM

5.8 เลือกสภาวะที่เหมาะสมของ ozone และทดลองจาร์เทสต์ และนำน้ำส่วนใสไปเติม ozone อีกครั้ง ให้ได้น้ำตัวอย่างเท่ากับ 5 ลิตร สำหรับนำมาใช้ในกระบวนการแฟรกชันสำหรับแยกสารอินทรีย์ออกเป็น 2 กลุ่ม ต่อไป



ภาพที่ 2-12 แผนผังแสดงขั้นตอนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เจสต์ โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone

2.6.3 กระบวนการแฟรกชัน (fractionation) DOM

สำหรับการศึกษากระบวนการแฟรกชัน DOM เพื่อแยกสารอินทรีย์ออกเป็น 2 กลุ่ม คือ HPI และ HPO ประกอบด้วย 6 ชุดการทดลอง ดังนี้

1. การแฟรกชันสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบประปา
2. การแฟรกชันสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ที่สภาวะเหมาะสม
3. การแฟรกชันสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย polymer ที่สภาวะเหมาะสม
4. การแฟรกชันสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ที่สภาวะเหมาะสม
5. การแฟรกชันสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ร่วมกับ PAC ที่สภาวะเหมาะสม
6. การแฟรกชันสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ที่สภาวะเหมาะสม

2.6.3.1 ขั้นตอนการเตรียมเรซินสำหรับการแฟรกชัน DOM

สำหรับการเตรียมเรซินเพื่อใช้ในกระบวนการแฟรกชัน DOM (resin fractionation) ออกเป็น 2 กลุ่ม คือ HPI และ HPO การศึกษารั้งนี้ใช้เรซินชนิด DAX-8 (Leenheer, 1981; Collins *et al.*, 1986; Krasner *et al.*, 1996; Chang *et al.*, 2001; Marhaba *et al.*, 2003; Panyapinyopol *et al.*, 2005) ซึ่งเป็นเรซินที่มีค่าความพรุนเท่ากับ 0.6 (superlite™ DAX-8, supelco park, bellefonte, PA) ในขั้นตอนนี้เริ่มต้นจากการนำเรซินมาแช่ในสารละลาย NaOH เข้มข้น 0.1 N เป็นระยะเวลาเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นนำเรซินมาทำความสะอาดโดยการใช้เครื่องมือ Soxhlet extraction โดยการใช้ acetone และ hexane ทำความสะอาดเรซิน อย่างละ 24 ชั่วโมง (ภาพที่ 2-13) เรซินที่ผ่านการทำความสะอาดแล้วจะถูกนำมาแช่ใน methanol จากนั้นจึงนำเรซินไปใส่ในคอลัมน์ (ขนาด 2.5×120 เซนติเมตร) ที่มี glass wool บรรจุอยู่ (glass wool) ผ่านการทำความสะอาดด้วยเครื่องมือ Soxhlet extraction 24 ชั่วโมงก่อนนำมาบรรจุในคอลัมน์) และล้างเรซินด้วย NaOH เข้มข้น 0.1 N และ HCl 0.1 N เข้มข้น 0.1 N เป็นปริมาณเท่ากับ 2.5 เท่า bed volume ตามลำดับ ส่วนในขั้นตอนสุดท้ายจะนำเรซินมาล้างด้วยน้ำ Milli-Q จนกระทั่งมีค่าการนำไฟฟ้าต่ำกว่า 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ และมีค่า DOC ต่ำกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร (Leenheer, 1981; Marhaba, *et al.*, 2003)

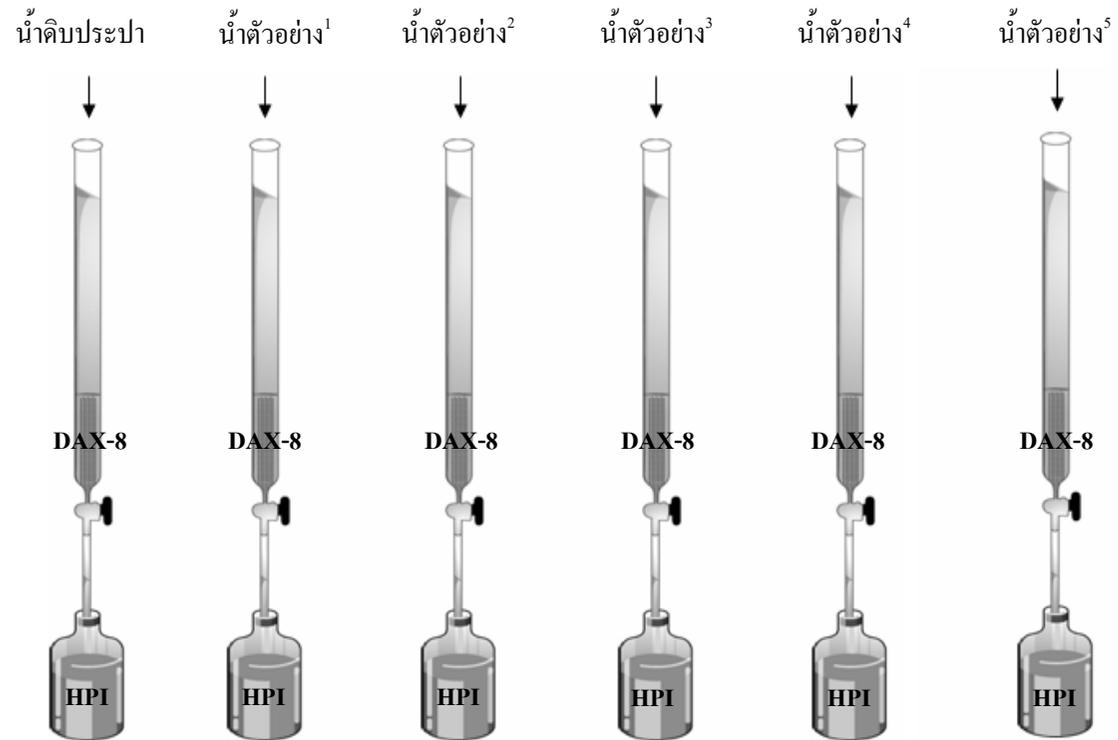


ภาพที่ 2-13 การทำความสะอาดเรซิน DAX-8 ด้วยเครื่องมือ Soxhlet extraction

2.6.3.2 ขั้นตอนการแฟรกชัน DOM

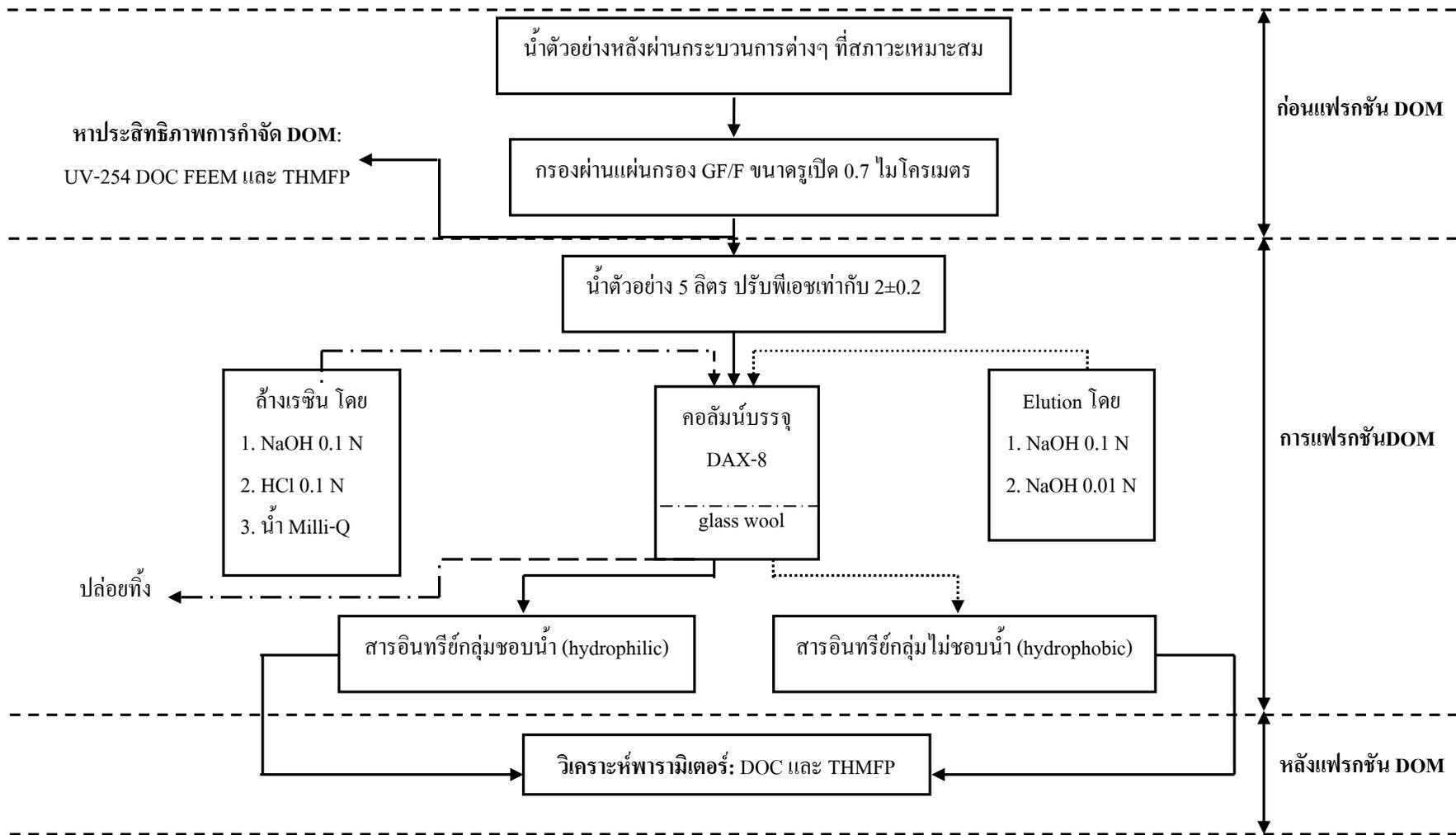
นำตัวอย่างที่ผ่านการทำโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสมของแต่ละชุดการทดลองมากรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร จากนั้นนำน้ำส่วนหนึ่งมาตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ คือ DOC UV-254 FEEM และ THMFP และอีกส่วนหนึ่งซึ่งมีปริมาตรของน้ำตัวอย่างเท่ากับ 5 ลิตร มาปรับพีเอชเป็น 2 เพื่อใช้ในกระบวนการแฟรกชันสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ด้วยเรซินชนิด DAX-8 โดยขั้นตอนนี้จะเริ่มจากการนำน้ำตัวอย่างมาผ่านเรซินที่บรรจุอยู่ในคอลัมน์ ซึ่งกำหนดให้น้ำตัวอย่างมีอัตราเร็วในการไหลผ่านเรซินต่ำกว่า 12 bed volumes/hr น้ำส่วนที่ไหลผ่านเรซินจะเป็นส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI (ภาพที่ 2-14) เมื่อน้ำไหลผ่านเรซินจนหมดจะล้างเรซินด้วยน้ำ Milli-Q เป็นปริมาณ 1 bed volumes/hr และปล่อยให้จากนั้นทำการชะล้าง (elution) เพื่อให้ได้สารอินทรีย์กลุ่ม HPO โดยการใส่สารละลาย NaOH เข้มข้น 0.1 N ซึ่งมีปริมาตรเท่ากับ 0.25 bed volumes/hr และสารละลาย NaOH เข้มข้น 0.01 N ปริมาตรเท่ากับ 1.25 bed volumes/hr ปล่อยให้ไหลผ่านเรซินด้วยความเร็วไม่เกิน 2 bed volumes/hr นำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันแล้วจะถูกนำมาปรับพีเอช ให้เท่ากับ 7 ก่อนนำไปใช้ในการวิเคราะห์ DOC และ THMFP โดยศึกษารายละเอียดของแต่ละพารามิเตอร์ ดังนี้ (ภาพที่ 2-15)

1. การหาประสิทธิภาพของกระบวนการแฟรกชันโดยการหาค่าเปอร์เซ็นต์ความต่างระหว่างมวล DOC ก่อนแฟรกชันและผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชัน
2. การกระจายมวล DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)
3. ประสิทธิภาพการกำจัด DOC กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)
4. THMFP ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)
5. การลดลงของ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)
6. การลดลงของสารประกอบ THMs ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)
7. Specific THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)
8. การศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)



หมายเหตุ: 1 2 3 4 และ 5 = น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่นที่สภาวะเหมาะสม

ภาพที่ 2-14 กระบวนการเฟรกชัน DOM ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น โดยการใช้เรซิน DAX-8



ภาพที่ 2-15 สรุปแผนผังของกระบวนการเฟรคชัน DOM โดยการใช้เรซิน DAX-8 สำหรับแยกสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ

2.6.4 แนวทางในการประยุกต์ใช้สำหรับปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปา

การหาแนวทางในการประยุกต์ใช้สำหรับการปรับปรุงระบบผลิตน้ำประปาพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัด DOM และ THMFP ซึ่งเป็นวัตถุประสงค์หลักของการศึกษาครั้งนี้ร่วมกับการพิจารณาราคาของสารสร้างตะกอน สารเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันเท่านั้น เนื่องจากเป็นกระบวนการที่ถูกใช้ในระบบผลิตน้ำประปาของประเทศไทย และไม่ต้องมีการก่อสร้างหรือต้องการงบประมาณลงทุนเพิ่มจากระบบผลิตน้ำประปาที่ใช้อยู่ในปัจจุบัน

2.7 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์

2.7.1 การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ และเคมี

การศึกษาคูณภาพน้ำทางกายภาพ และเคมี ประกอบด้วยพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ อุณหภูมิ ความขุ่น ของแข็งแขวนลอย ความเป็นด่าง ออกซิเจนละลายน้ำ และอลูมิเนียมตกค้าง ซึ่งแต่ละพารามิเตอร์จะมีวิธีการวิเคราะห์ตามวิธี Standard method for the examination of water and wastewater 20th edition (APHA, AWWA and WEF, 2005) ดังนี้

2.7.1.1 อุณหภูมิ (temperature)

อ่านค่าโดยตรงจากเทอร์โมมิเตอร์ (thermometer)

2.7.1.2 ความขุ่น (turbidity)

อ่านค่าโดยตรงจากเครื่องวัดความขุ่น (turbidimeter)

2.7.1.3 พีเอช (pH)

อ่านค่าโดยตรงจากเครื่องวัดพีเอช (pH meter) โดยก่อนทำการวัดตัวอย่างจะปรับเทียบมาตรฐาน (standardization) ด้วยสารละลายบัฟเฟอร์มาตรฐานที่มีค่าพีเอชเท่ากับ 4.0 และ 7.0

2.7.1.4 ของแข็งแขวนลอย (suspended solids: SS)

กรองน้ำตัวอย่างผ่านแผ่นกรอง GF/C จากนั้นนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 °C ตามวิธี Standard method ในส่วน 2540 D.

2.7.1.5 ความเป็นด่าง (alkalinity)

วิเคราะห์ค่าความเป็นด่างของน้ำโดยการไทเทรตตามวิธีจาก Standard method ในส่วน 2320 B. Titration method

2.7.1.6 ออกซิเจนละลายน้ำ (dissolved oxygen, DO)

วิเคราะห์ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำตามวิธีจาก Standard method ในส่วน 4500 C. Azide modification

2.7.1.6 อลูมิเนียม (aluminium, Al)

วิเคราะห์ค่าอลูมิเนียมละลายน้ำตามวิธี Standard method ในส่วน 3120 B. Inductively coupled plasma โดยวิเคราะห์ Al เฉพาะน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน ที่สภาวะเหมาะสมของแต่ละการทดลองเท่านั้น

2.7.2 การตรวจวัดปริมาณ DOM

การตรวจวัดปริมาณ DOM ศึกษาโดยใช้ดัชนีตัวแทน DOM ได้แก่ DOC UV-254 SUVA FEEM และ THMFP ซึ่งแต่ละพารามิเตอร์มีวิธีการวิเคราะห์ ดังนี้

2.7.2.1. Dissolved organic carbon (DOC)

กรองน้ำตัวอย่างผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาด 0.7 ไมโครเมตร ตามวิธีจาก Standard method ในส่วน 5310 B. Persulfate-ultraviolet oxidation method. ด้วยเครื่องวิเคราะห์ ปริมาณ TOC

2.7.2.2 UV absorbance at wavelength 254-nm (UV-254)

กรองน้ำตัวอย่างผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาด 0.7 ไมโครเมตร ตามวิธีจาก Standard method ในส่วน 5910 B Ultraviolet absorption method โดยการใช้เครื่อง UV/VIS spectrophotometer

2.7.2.3 Specific ultraviolet absorption (SUVA)

SUVA เป็นค่าดัชนีชี้วัดของสารอินทรีย์กลุ่ม humic ที่อยู่ในน้ำตัวอย่าง สามารถคำนวณได้จากค่าของ UV-254 (ในหน่วย cm^{-1}) หารด้วยค่า DOC (ในหน่วย mg/L)

2.7.2.4 Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM)

การวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FEEM นั้น โมเลกุลของสารอินทรีย์จะถูกกระตุ้นด้วยพลังงานแสง fluorescence จากหลอด xenon ทำให้โมเลกุลดังกล่าวถูกเปลี่ยนจาก ground state ไปสู่ low energy state โมเลกุลของสารอินทรีย์จะปล่อยพลังงานส่วนเกินที่รับเข้าไปออกมาเพื่อเปลี่ยนจาก low energy state ไปสู่ ground state อีกครั้งหนึ่ง ซึ่งพลังงานที่ปล่อยออกมาจะมีค่าต่ำกว่าพลังงานที่ใช้กระตุ้น และความยาวคลื่นที่วัดได้ในขณะที่โมเลกุลปล่อยพลังงานออกมาจะสูงกว่าความยาวคลื่นที่ใช้ในการกระตุ้น

ดังนั้น FEEM จึงเป็นผลรวมของ emission spectra ของน้ำตัวอย่างที่ใช้ความยาวคลื่นกระตุ้น (excitation wavelength) ต่างๆ ที่ถูกบันทึกเป็น matrix ของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (fluorescent intensity) ซึ่งได้จากการตรวจวัดด้วยการใช้เครื่อง spectrofluorometer โดยมีรายละเอียดและวิธีการต่างๆ ดังนี้

1) การเตรียมสารมาตรฐานโดยสาร Quinine sulfate

สาร quinine sulfate $[(C_{20}H_{24}N_2O_2)H_2SO_4 \cdot 2H_2O]$ เป็นสารที่นำมาใช้ในการตรวจสอบค่ามาตรฐานของเครื่อง spectrofluorometer ทำได้โดยเตรียม quinine sulfate ในสารละลายกรดซัลฟูริกเข้มข้น 0.1 M ที่ความเข้มข้น 1 5 10 15 20 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ แล้วนำไปวัดค่าเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ โดยสแกนความยาวคลื่นที่ emission wavelength (Em) เท่ากับ 450 นาโนเมตร และใช้ความยาวคลื่นกระตุ้นที่ excitation wavelength (Ex) เท่ากับ 345 nm ซึ่ง 10 quinine sulfate unit (QSU) เท่ากับความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารมาตรฐานที่ความเข้มข้น 10 ไมโครกรัมต่อลิตร (Kasuga *et al.*, 2003)

2) สภาพการทำงานของเครื่อง Spectrofluorometer

Measurement mode: emission

Excitation band width: 5 nm

Emission band width: 5 nm

Response: medium

Sensitivity: high

Excitation wavelenght: 220 nm-450 nm

Start: 220 nm

End: 600 nm

Data pitch: 1 nm

Scanning speed: 2000 nm/ min

3) ขั้นตอนการตรวจวัด FEEM

1. นำน้ำตัวอย่างที่ผ่านการกรองด้วยแผ่นกรอง GF/F ขนาด 0.7 ไมโครเมตร และปรับค่าพีเอชในน้ำให้มีค่าเป็นกลาง (pH=7)
2. เปิดเครื่องคอมพิวเตอร์และเครื่อง spectrofluorometer และปล่อยทิ้งไว้อย่างน้อย 1 ชั่วโมง เพื่อให้พลังงานแสงคงที่ (photometric stability)
3. นำสารมาตรฐาน quinine sulfate ที่ความเข้มข้น 10 ไมโครเมตร ใส่ในคิวเว็ตโปร่งแสงทั้ง 4 ด้าน เพื่อวัดค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ที่ Em เท่ากับ 450 นาโนเมตร และ ที่ Ex เท่ากับ 345 นาโนเมตร
4. วัดค่า FEEM ของน้ำ Milli-Q ที่ Ex ตั้งแต่ 220 นาโนเมตร จนกระทั่งครบ 450 นาโนเมตร (เปลี่ยนความถี่ทุกๆ 10 นาโนเมตร) โดยที่ Ex หนึ่งค่าทำการวัดค่า Em ตั้งแต่ 220 ถึง 600 นาโนเมตร
5. วัดค่า FEEM ของน้ำตัวอย่างที่ Ex ตั้งแต่ 220 นาโนเมตร จนกระทั่งครบ 450 นาโนเมตร (เปลี่ยนความถี่ทุกๆ 10 นาโนเมตร) โดยที่ Ex หนึ่งค่าทำการวัดค่า Em ตั้งแต่ 220 ถึง 600 นาโนเมตร
6. นำข้อมูลที่ได้ในรูปแบบฐานข้อมูล ASCII (*.TXT) มาประมวลผลในโปรแกรม model ที่สร้างจากโปรแกรม Excel โปรแกรมจะทำการคำนวณนำค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำตัวอย่างมาลบค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำ Milli-Q ออก และนำมาหารด้วย 3.3 ซึ่งเป็นค่าเท่ากับ 10 QSU
7. นำผลข้อมูลจากโปรแกรม Model มาสร้างกราฟในรูปแบบเส้นชั้นความสูง (contour) และสามมิติ (3D) ด้วยโปรแกรม Sigmaplot และอ่านค่า Ex และ Em จากกราฟแล้วนำมาพิจารณาเปรียบเทียบกับ putative origins (Chen *et al.*, 2003; Musikavong *et al.*, 2006) สำหรับวิเคราะห์กลุ่มของสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำ

2.7.2.5 Trihalomethane formation potential (THMFP)

การตรวจวิเคราะห์ค่า THMs โดยการหาค่าความเข้มข้นของสารประกอบ ทั้ง 4 กลุ่ม ประกอบด้วย chloroform dichlorobromoform dibromochloroform และ bromoform ตามวิธีการของ Standard method ในส่วน 5710 B. Trihalomethane formation potential และใช้สารละลายมาตรฐาน bromofluorobenzene เป็น internal standard ซึ่งมีรายละเอียด ดังนี้

1) การตรวจวัดปริมาณคลอรีนคงเหลือ (free chlorine residual)

การหาปริมาณคลอรีนคงเหลือในน้ำตัวอย่าง เริ่มต้นจากการนำน้ำตัวอย่าง (pH=7±0.2) มาเติมสารคลอรีน (chlorine) และเติมสารละลายฟอสเฟต (phosphate solution) เพื่อรักษาสภาพน้ำให้เป็นกลาง นำไปบ่มในตู้บ่มอุณหภูมิ 25±2 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 7 วัน หลังจากนั้นวัดปริมาณคลอรีนที่คงเหลือในน้ำตัวอย่างซึ่งต้องอยู่ในช่วง 3-5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามวิธีการใน Standard method ในส่วน 4500-Cl G. DPD Colorimetric method

2) การสกัด (liquid-liquid extraction)

ทำการสกัดน้ำตัวอย่างที่อุณหภูมิห้อง ตามวิธีการใน Standard method ในส่วน 6232 B. Liquid-liquid extraction gas chromatography method โดยการเติมน้ำตัวอย่างลงในขวดที่ทราบปริมาตรแน่นอนด้วยความระมัดระวัง จากนั้นเติม internal standard ที่ละลายอยู่ในตัวทำละลายลงไป (การวิจัยครั้งนี้ใช้ n-penten) เขย่าอย่างแรงด้วยมือเป็นเวลา 2 นาที รอให้เกิดการแยกชั้นเป็นเวลาอย่างน้อย 2 นาที แล้วดูเฉพาะสารละลายในชั้นของตัวทำละลายสกัด (ชั้นบน) ลงในขวดเก็บตัวอย่างสำหรับสารละลายสกัด และเก็บรักษาตัวอย่างไว้ที่อุณหภูมิต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส ขณะรอการวิเคราะห์ ตามวิธีการใน Standard Method ในส่วน 6232 B. Liquid-liquid extraction gas chromatography method

3) การวิเคราะห์ตัวอย่างและสารละลาย

ทำการวิเคราะห์ตัวอย่างและสารละลายด้วยเครื่องก๊าซโครมาโตกราฟี (gas chromatography, GC) เนื่องจากเป็นเพียงวิธีการเดียวที่ได้รับการยอมรับจาก USEPA และในการศึกษาครั้งนี้ ได้กำหนดสภาวะการทำงานของเครื่อง GC สำหรับวิเคราะห์สารประกอบในกลุ่ม THMs ดังแสดงในตารางที่ 2-5

ตารางที่ 2-5 สภาวะการทำงานของเครื่อง GC สำหรับการวิเคราะห์สารประกอบ THMs

| โปรแกรม/โหมด | สภาวะการทำงาน |
|------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Manufacture name/model | HP 6890 GC |
| Inlet conditions | Mode: split Initial temp: 225 °C Pressure: 31.14 psi Split ration: 10:1 Split flow: 96.4 mL/min Total flow: 108.7 mL/min Gas type: helium |
| Column | HP-5 5% Phenyl methyl siloxane Length: 30 m Diameter: 320 um Film thickness: 0.25 um Mode: constant flow Initial flow: 9.6 mL/min Init pressure: 31.15 psi |
| Detector | ECD Temperature: 300 °C Mode: constant make up flow Make up flow: 60.0 mL/min Make up gas type: nitrogen |
| Injection temperature | 225 °C |
| Initial temperature | 60 °C initial time 1.00 min |
| Temperature program | 10 °C/minute to 100 °C 1 minute 10 °C/minute to 130 °C 1 minute 10 °C/minute to 180 °C 1 minute |
| Final time duration | 16 minute |

ตารางที่ 2-6 สรุปพารามิเตอร์และวิธีการตรวจวัดคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM

| พารามิเตอร์ | วิธีวิเคราะห์ | มาตรฐานการตรวจวัด | เครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ |
|-------------------------|--------------------------------------------|----------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|
| พีเอช | วัดโดยตรง | - | เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ผลิตภัณท์ Russel รุ่น 150 |
| อุณหภูมิ | วัดโดยตรง | - | เทอร์โมมิเตอร์ (thermometer) |
| ความขุ่น | วัดโดยตรง | - | เครื่องวัดความขุ่น (turbidimeter) ผลิตภัณท์ HACH รุ่น 2100 N |
| ของแข็งแขวนลอย | Total suspended solids dried at 103-105 °C | Standard method 2540 D. | - |
| ความเป็นด่าง | Titration method | Standard method 2320 B. | - |
| ออกซิเจนละลายน้ำ | Azide modification | Standard method 4500 C. | - |
| อลูมิเนียมตกค้าง | Inductively coupled plasma | Standard method 3120 B. | เครื่อง ICP-OES ผลิตภัณท์ Perkin Elmer รุ่น Optima 4300 DV |
| UV-254* | Ultraviolet absorption method | Standard method 5910 B. | เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (UV-visible spectrophotometer) ผลิตภัณท์ Shimadzu รุ่น UV 1601 |
| FEEM* | วัดโดยตรง | - | เครื่องสเปกโตรฟลูออโรมิเตอร์ ผลิตภัณท์ Jasco รุ่น FP-750 |
| DOC* | Combustion method | Standard method 5310 B. | เครื่องวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ รุ่น TOC-V _{CSH} |
| THMFP* | Trihalomethane formation potential | Standard method 5710 B. | เครื่องก๊าซโครมาโตกราฟี (gas chromatograph:GC-ECD) ผลิตภัณท์ Hewlette packard รุ่น HP 6890 |
| Free chlorine residual* | DPD Colorimetric method | Standard method 4500-C1 G. | เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (UV-visible spectrophotometer) ผลิตภัณท์ Shimadzu รุ่น UV 1601 |

หมายเหตุ: กรองน้ำตัวอย่างผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร

2.8 สถานที่ทำการวิจัย

ดำเนินการวิจัยและรวบรวมข้อมูลภายในห้องปฏิบัติการคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม และคณะวิศวกรรมศาสตร์ ภาควิศวกรรมโยธา มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

2.9 การวิเคราะห์ข้อมูล และสถิติที่ใช้ในการวิจัย

วิเคราะห์ประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการหาค่าเปอร์เซ็นต์ ค่าเฉลี่ย ค่าต่ำสุด ค่าสูงสุด ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสัดส่วน และศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 และความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO โดยการหาค่า regression (R^2)

บทที่ 3

ผลการทดลองและวิจารณ์ผล

3.1 การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM ในน้ำดิบประปาฤดูฝน และฤดูแล้ง

ผลการศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมีของน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ในฤดูฝนและฤดูแล้ง แสดงดังตารางที่ 3-1 พบว่า ทั้ง 2 ฤดูกาลมีสภาพน้ำดิบค่อนข้างเป็นกลาง โดยมีค่าพีเอช เท่ากับ 7.2 และ 6.9 ตามลำดับ ส่วนใหญ่ในธรรมชาติจะมีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 5.0-9.0 (มาตรฐานคุณภาพน้ำแหล่งน้ำผิวดิน, 2535) มีค่าอุณหภูมิของน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล เท่ากับ 28.5 และ 29.5 องศาเซลเซียส ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่าความขุ่นของน้ำทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า มีค่าค่อนข้างต่ำ เท่ากับ 2.5 และ 3.7 NTU ตามลำดับ จากการศึกษาความขุ่น พบว่า สอดคล้องกับการศึกษาของ เขาวมาลัย สุดาจันทร์ และคณะ (2551); กษมล บัวแก้ว และ กอแก้ว คงแก้ว (2552) ซึ่งได้ศึกษาคุณภาพน้ำดิบของอ่างเก็บน้ำศรีตรัง พบว่า น้ำดิบมีค่าความขุ่นค่อนข้างต่ำเช่นเดียวกันอยู่ในช่วง 2.2-7.4 และ 2.7-5.4 NTU ตามลำดับ และ ปวีตร ชัยวิสิทธิ์ (2548) ที่ได้ศึกษาความขุ่นของน้ำในอ่างเก็บน้ำศรีตรังตลอดทั้งปี พบว่า มีค่าความขุ่นเฉลี่ยค่อนข้างต่ำประมาณ 6.0-31.0 NTU เท่านั้น ซึ่งค่าความขุ่นของน้ำส่วนหนึ่งมาจากตะกอนขนาดเล็กที่แขวนลอยในน้ำ สารอินทรีย์ต่างๆ แผลงตอนพืช และแผลงตอนสัตว์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ อีกส่วนหนึ่งมาจากการสะสมของสารอินทรีย์ในอ่างเก็บน้ำศรีตรังซึ่งรับน้ำมาจากเขาคอหงส์ ค่าความเป็นด่างในรูป CaCO_3 ของน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล เท่ากับ 33.5 และ 35.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าสูงกว่าผลการศึกษาของ นิวัฒน์ มุหะมิน (2551); กษมล บัวแก้ว และ กอแก้ว คงแก้ว (2552) และ อาลี๊ะ ละไบจิ (2552) ที่รายงานค่าความเป็นด่างอยู่ในช่วง 16.9-18.8 31.0-22.6 และ 13.5-19.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยทั่วไประดับความเป็นด่างในรูป CaCO_3 ที่ยอมรับได้สำหรับน้ำดิบที่ใช้ในการผลิตน้ำประปา ควรอยู่ในช่วง 30.0-500.0 มิลลิกรัมต่อลิตร (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542) น้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลมีค่าออกซิเจนละลายน้ำ เท่ากับ 7.1 และ 8.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ นอกจากนี้ยังตรวจพบปริมาณของแข็งที่แขวนลอยในน้ำทั้ง 2 ฤดูกาล เท่ากับ 3.9 และ 4.7 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

สำหรับการตรวจวัดปริมาณ DOM ในน้ำดิบโดยการวิเคราะห์ดัชนีตัวแทนในรูปของ UV-254 พบว่า น้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่า UV-254 เท่ากับ 0.068 และ 0.098 cm^{-1} ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาค่า DOC พบว่า น้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลมีค่า DOC เท่ากับ 3.2 และ 4.3 มิลลิกรัมต่อ

ลิตร ตามลำดับ ซึ่งสูงกว่าผลการศึกษาของ กษมล บัวแก้ว และ กอแก้ว คงแก้ว (2552) ที่พบว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมีค่า UV-254 อยู่ในช่วง 0.030-0.025 cm^{-1} และมีค่า DOC อยู่ในช่วง 1.3-1.1 มิลลิกรัมต่อลิตร อาจเป็นเพราะช่วงเวลาและฤดูกาลที่เก็บน้ำตัวอย่างแตกต่างกัน จึงกล่าวได้ว่า ปริมาณของ DOM ในน้ำแปรผันไปตามช่วงเวลาและฤดูกาล โดยทั่วไปในฤดูแล้งมีปริมาณ DOM ปนเปื้อนในอ่างเก็บน้ำสูงกว่าในฤดูฝน (Page *et al.*, 2003; Mash *et al.*, 2004; Wei *et al.*, 2008; Suksaroj *et al.*, 2009) เนื่องจากการที่น้ำขังนิ่งเป็นเวลานานทำให้เกิดปฏิกิริยาต่างๆ ทั้งทางด้านกายภาพ เคมี และชีวเคมีเกิดขึ้นได้ทั้งชั้นน้ำ สารอินทรีย์และตะกอนแขวนลอยต่างๆ เกิดการตกตะกอนและจมลงสู่ก้นอ่าง (มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542) ทำให้ในฤดูแล้งมักมีปริมาณธาตุอาหารในน้ำสะสมมากยิ่งขึ้น ซึ่งอาจเหมาะสมกับการเจริญเติบโตและการเนาเปื้อยของพืช และกระบวนการสลายตัวของจุลินทรีย์ต่างๆ ในแหล่งน้ำ ส่งผลให้มีปริมาณ DOM ในอ่างเก็บน้ำเพิ่มมากขึ้น

เมื่อพิจารณาค่า SUVA ซึ่งเป็นค่าอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์กลุ่ม humic (Peuravuori and Pihlaja, 1997) ต่อสารอินทรีย์ทั้งหมดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ (UV-254/DOC) ค่า SUVA จึงเป็นดัชนีชี้วัดความเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัด DOM ออกจากน้ำดิบ (James *et al.*, 2003; Liang *et al.*, 2003; Kanokkantapong *et al.*, 2006) หรืออธิบายได้ว่า หากน้ำดิบมีค่าอัตราส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม humic ต่อสารอินทรีย์ทั้งหมดมีค่ามากกว่า 2.0 L/mg-m (USEPA, 1999) สามารถใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันมากำจัดสารอินทรีย์ได้ดี ส่วนน้ำดิบที่มีค่า SUVA ต่ำ ประกอบด้วยสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic (AWWA, 1993) ไม่เหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยจากการวิเคราะห์ค่า SUVA ในน้ำดิบของฤดูฝนและฤดูแล้งพบว่า มีค่าเท่ากับ 2.1 และ 2.3 L/mg-m ตามลำดับ ด้วยเหตุนี้จึงกล่าวได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถนำมาใช้ในการกำจัด DOM ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง แต่จะเห็นได้ว่า น้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลมีค่า SUVA สูงกว่า 2.0 L/mg-m เล็กน้อย และประกอบกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังเป็นน้ำดิบที่มีค่าความขุ่นค่อนข้างต่ำ ทำให้การใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียวไม่สามารถกำจัดความขุ่นและ DOM ได้อย่างเพียงพอ ดังนั้นในการทดลองครั้งนี้จึงต้องมีการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน เพื่อช่วยให้เกิดโคแอกกูเลชันได้ดียิ่งขึ้น เพราะการลดปริมาณ DOM ได้มากที่สุดคือการลดโอกาสการก่อตัวของสารก่อมะเร็งในน้ำประปา

ตารางที่ 3-1 คุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และการตรวจวัดปริมาณ DOM ในน้ำดิบประปา

| พารามิเตอร์ | น้ำตัวอย่าง | |
|-------------------------------------------|-------------|---------------|
| | น้ำดิบฤดูฝน | น้ำดิบฤดูแล้ง |
| พีเอช | 7.2±0.01 | 7.9±0.01 |
| อุณหภูมิ (°C) | 28.5±0.04 | 29.5±0.07 |
| ความเป็นด่าง (mg/L as CaCO ₃) | 33.5±0.35 | 35.8±0.18 |
| ความขุ่น (NTU) | 2.5±0.03 | 3.7±0.03 |
| DO (mg/L) | 7.1±0.07 | 8.3±0.04 |
| SS (mg/L) | 3.9±0.14 | 4.7±0.42 |
| UV-254 (cm ⁻¹) | 0.068±0.003 | 0.098±0.004 |
| DOC (mg/L) | 3.2±0.04 | 4.3±0.03 |
| SUVA (L/mg-m) | 2.1±0.02 | 2.3±0.02 |

สำหรับการเปรียบเทียบค่าดัชนีตัวแทน DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ SUVA ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทย (Janhom, 2004; Homkin, 2005; Chaimongkol, 2008; Suksaroj *et al.*, 2009; อัครวินทร์ พุ่มไพศาลชัย, 2548) กับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ซึ่งทุกอ่างเก็บน้ำมีน้ำขังนิ่งเป็นเวลานานทำให้มี DOM สะสมอยู่ในอ่างเก็บน้ำ และเพื่อชี้ให้เห็นถึงความแตกต่างของปริมาณการปนเปื้อน DOM ในอ่างเก็บน้ำแหล่งต่างๆ ที่ถูกนำมาผลิตน้ำประปา ดังแสดงในตารางที่ 3-2 เมื่อเปรียบเทียบค่า UV-254 ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำทั้ง 6 แห่ง พบว่า อ่างเก็บน้ำที่มีค่า UV-254 มากที่สุด (เรียงจากมากไปหาน้อย) คือ อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ อ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ อ่างเก็บน้ำคลองหลา อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (ค่าเฉลี่ย UV-254 ทั้ง 2 ฤดูกาล เท่ากับ 0.083 cm⁻¹) อ่างเก็บน้ำสะเดา และอ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว เมื่อพิจารณาความหมายของค่า UV-254 กล่าวได้ว่า DOM ที่สามารถดูดกลืนแสงยูวีได้ดีนั้น เป็นสารอินทรีย์โมเลกุลขนาดใหญ่ มีโครงสร้างเป็น aromatic หรือพันธะคู่ (Edzward *et al.*, 1985; Janhom *et al.*, 2004; Raccaro *et al.*, 2009) ดังนั้นจากทฤษฎีจึงกล่าวได้ในเบื้องต้นว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างเป็น aromatic ค่อนข้างสูง รองจากอ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ อ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ และอ่างเก็บน้ำคลองหลา

จากการเปรียบเทียบค่า DOC ของอ่างเก็บน้ำศรีตรังกับอ่างเก็บน้ำทั้ง 6 แห่ง พบว่า อ่างเก็บน้ำที่มีค่า DOC มากที่สุด (เรียงจากมากไปหาน้อย) คือ น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ อ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (ค่าเฉลี่ย DOC ทั้ง 2 ฤดูกาล เท่ากับ 3.7 มิลลิกรัมต่อลิตร) อ่างเก็บน้ำคลองหลา อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว และ อ่างเก็บน้ำสะเดา เนื่องจากค่า DOC บ่งบอกถึงปริมาณของ DOM ทั้งหมดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ คือ สารอินทรีย์กลุ่ม humic และ non-humic (AWWA., 1993; Julie *et al.*, 2004) ดังนั้นจากทฤษฎีจីวิเคอเรห์ได้ว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ในรูปของ DOC ค่อนข้างสูง รองจากอ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ และอ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ ทั้งนี้อาจเป็นเพราะแหล่งที่มาของ DOM นอกเหนือจากการเจริญเติบโตการย่อยสลายตามธรรมชาติของใบไม้ ใบหญ้า และซากพืชแล้ว อาจเป็นเพราะลักษณะพื้นที่บริเวณรอบๆ ของอ่างเก็บน้ำศรีตรังส่วนมากจะเป็นที่ราบเนินสูง ทำให้อ่างเก็บน้ำศรีตรังซึ่งตั้งอยู่ในบริเวณที่ต่ำเป็นที่สะสมน้ำผิวดินจากแหล่งต่างๆ เช่น น้ำฝนที่ไหลบ่าชะล้างหน้าดินเอาสารอินทรีย์จากบริเวณรอบๆ อ่างเก็บน้ำและบริเวณลุ่มน้ำเขาคอหงส์ ลงสู่อ่างเก็บน้ำ ส่งผลให้มีการปนเปื้อนและการสะสมของ DOM ในอ่างเก็บน้ำศรีตรังเพิ่มสูงขึ้นได้เช่นเดียวกัน

เมื่อพิจารณาค่า SUVA ซึ่งเป็นดัชนีชี้วัดของ humic ที่อยู่ในน้ำ (White *et al.*, 1997; Edzwald and Tobiasson, 1999) เห็นได้ว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำทุกๆ แห่ง มีค่า SUVA มากกว่า 2.0 L/mg-m แสดงว่า มีสารอินทรีย์กลุ่ม humic ปนเปื้อนอยู่ในน้ำมากกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic จึงเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการ โคลแอกกูเลชันมากำจัด DOM ในน้ำดิบทั้ง 6 แห่ง และน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง โดยจากการเปรียบเทียบ พบว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำคลองหลามีค่า SUVA สูงที่สุด และน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมีค่า SUVA น้อยที่สุด แสดงว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีสารอินทรีย์กลุ่ม humic ปนเปื้อนอยู่ในน้ำน้อยกว่าอ่างเก็บน้ำอื่นๆ (แสดงผลการเปรียบเทียบการกระจายมวลของสารอินทรีย์ในหัวข้อถัดไป) ซึ่งสอดคล้องกับค่า UV-254 ทำให้มีความเด่นชัดมากยิ่งขึ้นว่า กระบวนการ โคลแอกกูเลชันด้วยสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียวไม่สามารถกำจัด DOM ออกจากน้ำดิบได้อย่างเพียงพอ ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่ต้องมีการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ โคลแอกกูเลชัน

ตารางที่ 3-2 เปรียบเทียบค่าดัชนีตัวแทน DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ SUVA ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทยกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

| แหล่งน้ำดิบประปา | ดัชนีตัวแทน DOM | | | อ้างอิง |
|------------------------------------------|-------------------------------|---------------|------------------|-------------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | DOC (mg/L) | SUVA (L/mg-m) | |
| อ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ (ลำปาง) | 0.139 | 5.4 | 2.6 | Janhom, 2004 |
| อ่างเก็บน้ำแม่กวง (เชียงใหม่) | 0.050 | 2.1 | 2.4 | Homkin, 2005 |
| อ่างเก็บน้ำสะเดา (สงขลา) | 0.080 | 2.2 | 2.6 | Suksaroj <i>et al.</i> , 2009 |
| อ่างเก็บน้ำคลองหลา (สงขลา) | 0.153 | 3.7 | 4.1 | Suksaroj <i>et al.</i> , 2009 |
| อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว (เชียงใหม่) | 0.071 | 3.1 | 2.3 | Chaimongkol, 2008 |
| อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ (เชียงใหม่) | 0.191 | 6.4 | 3.0 | อัศวินทร์ พุ่มไพศาลชัย, 2548 |
| อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (กันยายน 2551) | 0.068 | 3.2 | 2.1 | ผลการศึกษาคั้งนี้ |
| อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (เมษายน 2552) | 0.098 | 4.3 | 2.3 | ผลการศึกษาคั้งนี้ |

3.1.1 การกระจายมวลของ DOM ในรูป DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบประปาฤดูฝนและฤดูแล้ง

DOM สามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ส่วนหลักๆ คือ ส่วนที่เป็น humic และ non-humic substance ซึ่งสารอินทรีย์ที่เป็น humic มีคุณสมบัติเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม HPO และสารอินทรีย์ที่เป็น non-humic มีคุณสมบัติเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม HPI สารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม สามารถแยกได้ด้วยการใช้เรซินชนิด DAX-8 โดยการนำน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล ที่มีปริมาณอย่างละ 5 ลิตร มาผ่านกระบวนการแฟรกชัน และพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการแฟรกชัน โดยการหาค่าสมมูลมวล ซึ่งเป็นค่าผลต่างระหว่างมวล DOC ก่อนแฟรกชันและผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชัน มีค่าที่ยอมรับได้อยู่ระหว่าง 10-15 เปอร์เซ็นต์ (Day *et al.*, 1991; Marhaba *et al.*, 2000) หรือระหว่าง 8-12 เปอร์เซ็นต์ (Croue *et al.*, 1993) ในกรณีที่มีค่าผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชันมากกว่ามวล DOC ก่อนแฟรกชัน แสดงว่า สารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นอาจเกิดระหว่างการทดลอง เช่น ในกระบวนการล้างเรซินสารอินทรีย์ในน้ำที่นำมาล้างอาจจะถูกดูดซับในเรซิน จึงเป็นการเพิ่มสารอินทรีย์นอกจากที่มีอยู่ในน้ำตัวอย่าง และในกรณีที่มีค่าผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชัน

น้อยกว่ามวล DOC ก่อนแฟรกชัน แสดงว่า สารอินทรีย์ที่ลดลงอาจเกิดจากกระบวนการ elution โดยการ elution นั้นไม่สามารถชะสารอินทรีย์ที่อยู่ในเรซินออกมาได้ทั้งหมด

เมื่อพิจารณาค่าการกระจายมวล DOC ของน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า น้ำดิบฤดูฝนมีค่ามวล DOC ก่อนแฟรกชัน เท่ากับ 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่ามวล DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} หลังแฟรกชัน เท่ากับ 1.1 และ 1.9 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ มีค่ารวมกันเท่ากับ 3.0 มิลลิกรัมต่อลิตร เห็นได้ว่า ค่ามวล DOC ก่อนแฟรกชันมีค่ามากกว่าผลรวมมวล DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 5 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในน้ำดิบฤดูแล้ง พบว่า มีค่ามวล DOC ก่อนแฟรกชัน เท่ากับ 4.3 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่ามวล DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} หลังแฟรกชัน เท่ากับ 1.5 และ 2.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ มีค่ารวมกันเท่ากับ 4.1 มิลลิกรัมต่อลิตร เห็นได้ว่า มวล DOC ก่อนแฟรกชัน มีค่ามากกว่าผลรวมมวล DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 4 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งสาเหตุการลดลงของสารอินทรีย์ในน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล อาจเกิดจากขั้นตอนการ elution โดยใช้ด่าง (NaOH) ไม่สามารถชะสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ออกมาจากเรซินได้ทั้งหมด

จากการพิจารณาสัดส่วน พบว่า น้ำดิบฤดูฝนมีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 38 และ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนน้ำดิบฤดูแล้ง มีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 37 และ 63 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ สอดคล้องกับการศึกษาของ Bengraïne และ Marhaba (2003) พบว่า น้ำดิบจากแหล่งน้ำผิวดินมีสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ประมาณ 38 และ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และ Martin-Mousset และคณะ (1997); Mash และคณะ (2004); Velasco และคณะ (2007) พบว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO มากกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPI โดยมีสัดส่วนการกระจายมวลสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ประมาณ 50-65 เปอร์เซ็นต์ นอกจากนี้ Sharp และคณะ (2006) พบว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำมีค่าสัดส่วนการกระจายมวลสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ประมาณ 53-76 เปอร์เซ็นต์

จากผลการทดลองข้างต้น เห็นได้ว่า น้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล มีค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ใกล้เคียงกัน และมีค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ใกล้เคียงกัน อาจเป็นเพราะในฤดูฝนปริมาณน้ำในอ่างเก็บน้ำศรีตรังเพิ่มสูงขึ้นท่วมหญ้าบริเวณรอบๆ ขอบอ่างเก็บน้ำ และบริเวณต้นน้ำเขาคอหงส์ จึงทำให้เกิดการย่อยสลายและการเน่าเปื่อยของใบไม้ ใบหญ้า ได้มากขึ้น และอ่างเก็บน้ำยังมีจุดน้ำเข้าอยู่บริเวณรอบๆอ่างเก็บน้ำ ซึ่งน้ำที่ไหลลงสู่อ่างเก็บน้ำส่วนใหญ่มาจากเขาคอหงส์ และอีกส่วนหนึ่งมาจากน้ำฝนซึ่งไหลผ่านท่อระบายน้ำลงสู่อ่างเก็บน้ำ สารอินทรีย์จึงถูกพัดพามากับสายน้ำ ส่งผลให้ปริมาณการสะสมของสารอินทรีย์ในอ่างเก็บน้ำศรีตรังเพิ่มสูงขึ้น ส่วนในฤดูแล้งปริมาณน้ำจะลดลงมาก เพราะน้ำจากเขาคอหงส์ไหลลงสู่อ่างเก็บน้ำในปริมาณน้อยและจุดน้ำเข้าบางจุดจะไม่มีน้ำไหลลงสู่อ่างเก็บน้ำ จึงทำให้น้ำขังนิ่งเป็นเวลานาน

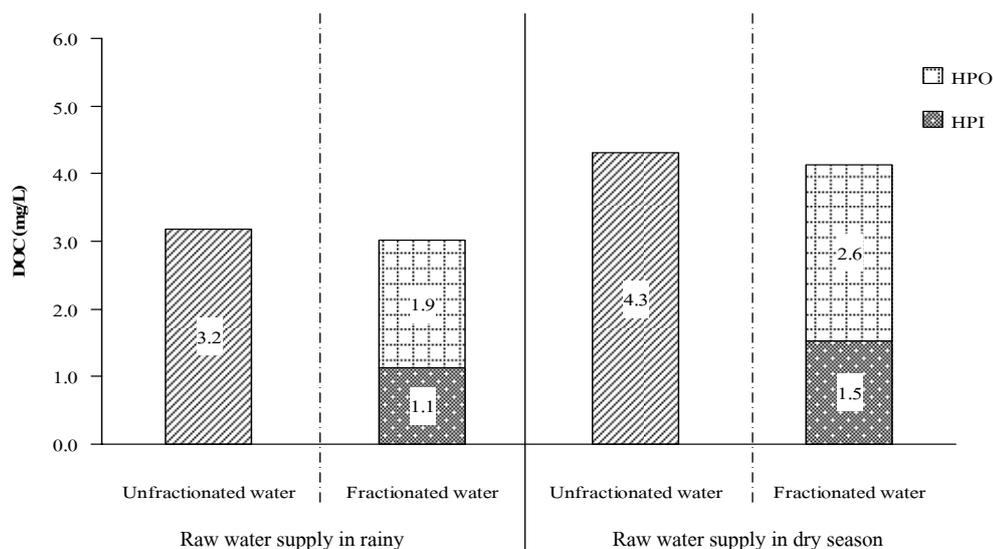
และเกิดปฏิกิริยาต่างๆ ทางกายภาพ เคมี และชีวเคมีเกิดขึ้นได้ทั้งชั้นน้ำ สารอินทรีย์และตะกอนแขวนลอยต่างๆ เกิดการตกตะกอนและจมลงสู่ก้นอ่าง ถูแสงจึงจึงมีธาตุอาหารในน้ำสะสมมากยิ่งขึ้น ซึ่งอาจเหมาะสมกับการเจริญเติบโต การเนาเปื้อยของพืช และกระบวนการสลายตัวของจุลินทรีย์ต่างๆ ในอ่างเก็บน้ำ ทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์ปนเปื้อนอยู่ในน้ำสูงขึ้น เช่นเดียวกัน

ดังนั้นจากการศึกษาการกระจายมวลของ DOM ในน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลสรุปได้ว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นส่วนประกอบหลัก หรือมีสารอินทรีย์กลุ่ม humic ปนเปื้อนอยู่ในน้ำดิบมากกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic จึงเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันมาเป็นกระบวนการหลักในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าว เพราะกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดี (Edzwald, 1993; Laor and Avnimelech, 2002; Tan *et al.*, 2005; Sharp *et al.*, 2006) แต่สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ได้น้อย การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ polymer และ PAC เป็นอีกวิธีการหนึ่งที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ออกจากน้ำได้มากขึ้นในกรณีที่น้ำดิบมีค่าความขุ่นต่ำและมีค่า SUVA สูงกว่า 2.0 L/mg-m เล็กน้อย

ตารางที่ 3-3 การกระจายมวล DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

| น้ำตัวอย่าง | พารามิเตอร์ | หลังแฟรกชัน | | | ก่อนแฟรกชัน | %Dif* |
|---------------|--------------------|-------------|-----|---------|-------------|-------|
| | | HPI | HPO | HPI+HPO | Total | |
| น้ำดิบฤดูฝน | DOC (mg/L) | 1.1 | 1.9 | 3.0 | 3.2 | 5 |
| | % DOC distribution | 38 | 62 | 100 | - | - |
| น้ำดิบฤดูแล้ง | DOC (mg/L) | 1.5 | 2.6 | 4.1 | 4.3 | 4 |
| | % DOC distribution | 37 | 63 | 100 | - | - |

หมายเหตุ: *(Total-(HPI+HPO))x100/Total



ภาพที่ 3-1 การกระจายมวล DOC ก่อนแฟรกชันและหลังแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

เมื่อเปรียบเทียบค่ามวล DOC และสัดส่วนการกระจายมวล DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPO และ HPI ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ของประเทศไทยที่ถูกนำมาผลิตน้ำประปาเช่นเดียวกัน (Homkin, 2004; Janhom *et al.*, 2004; อัครวิทย์ พุ่มไพศาลชัย, 2548) กับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ดังแสดงในตารางที่ 3-4 พบว่า น้ำจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมีค่า DOC รองจากอ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ และอ่างเก็บน้ำของการอุตสาหกรรมภาคเหนือ และเมื่อพิจารณาสัดส่วนการกระจายมวลของ DOC_{HPO} และ DOC_{HPI} พบว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีปริมาณสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ค่อนข้างสูงใกล้เคียงกับอ่างเก็บน้ำแม่กวัง จึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องมีการพิจารณาการกำจัด DOM ออกจากน้ำดิบประปา เพราะในทางปฏิบัติแล้วกระบวนการผลิตน้ำประปาทั่วไปไม่ได้มีวัตถุประสงค์มุ่งเน้นไปที่การลด DOM ในน้ำ แต่เน้นเพียงแต่การกำจัดความขุ่น เพื่อให้น้ำที่ดูใสสะอาดและปราศจากเชื้อโรคตามมาตรฐานกำหนด

การปนเปื้อนของ DOM ในน้ำดิบนอกจากทำให้เกิดปัญหาความต้องการสารสร้างตะกอนและสารฆ่าเชื้อโรคในปริมาณที่มากขึ้นแล้ว DOM ยังเป็นสาเหตุหลักในการเกิดสาร THMs (THMFP) (Krasner *et al.*, 1994; Tradiff, 1997; Singer, 1999; Graham, 1999; Villanueva, *et al.*, 2003; Kim and Yu, 2007) จากการศึกษาของ USEPA (1999); Musikavong (2002); Humbert และคณะ (2005); Chaimongkol (2008); Wei และคณะ (2008); อัครวิทย์ พุ่มไพศาลชัย (2548)

พบว่า THMFp มีความสัมพันธ์กับระดับความเข้มข้นของ DOC ทำให้สามารถทำนาย THMFp เบื้องต้นได้จากการพิจารณาค่าความเข้มข้นของ DOC หากน้ำดิบมีค่า DOC มากกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร (Singhal *et al.*, 2005; ต่อตระกูล วัฒนวรกิจกุล, 2545; ปรากฏณ์ ชาติสุนทร, 2546) มีศักยภาพในการเกิด THMFp ซึ่งจากการตรวจวัด DOC ในน้ำดิบอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 2 ฤดูกาล เห็นได้อย่างชัดเจนว่า มีค่า DOC มากกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงว่า มีความเป็นไปได้ที่จะก่อให้เกิด THMFp ดังนั้นจึงตรวจวิเคราะห์ THMFp ของน้ำดิบในหัวข้อถัดไป

ตารางที่ 3-4 เปรียบเทียบการกระจายมวลสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทยกับน้ำดิบอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

| แหล่งน้ำดิบประปา | DOC (mg/L) * | การกระจายมวล DOC (%) * | | อ้างอิง |
|---------------------------------------------|-----------------|------------------------|-----|------------------------------|
| | | HPI | HPO | |
| อ่างเก็บน้ำแม่กวง (เชียงใหม่) | 2.0 | 40 | 60 | Homkin, 2004 |
| อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว (เชียงใหม่) | 2.4 | 47 | 53 | Homkin, 2004 |
| อ่างเก็บน้ำของการอุตสาหกรรมภาคเหนือ (ลำปาง) | 5.4 | 43 | 57 | Janhom <i>et al.</i> , 2005 |
| อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ (เชียงใหม่) | 6.4 | 51 | 49 | อัครวินท์ พุ่มไพศาลชัย, 2548 |
| อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (กันยายน 2551) | 3.0 | 38 | 62 | ผลการศึกษารั้งนี้ |
| อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (เมษายน 2552) | 4.1 | 37 | 63 | ผลการศึกษารั้งนี้ |

หมายเหตุ: * หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน

3.1.2 THMFp และสารประกอบ THMs ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบประปาฤดูฝนและฤดูแล้ง

สำหรับการวิเคราะห์สารประกอบ THMs ของการศึกษาทั้งหมดจะรายงานเป็นค่า THMFp ที่เกิดจากการนำน้ำดิบไปทำปฏิกิริยากับคลอรีน 7 วัน และให้มีค่าคลอรีนคงเหลือเท่ากับ 3-5 มิลลิกรัมต่อลิตร (APHA, AWWA and WEF, 2005) เพื่อนำมาวิเคราะห์ความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ทั้ง 4 กลุ่ม ได้แก่ chloroform (TCM) bromodichloromethane (BDCM) dibromochloromethane (DBCM) และ bromoform (TBM)

USEPA (2009) กำหนดค่ามาตรฐานผลรวมของสารประกอบ THMs ทั้ง 4 กลุ่ม ให้มีค่าการปนเปื้อนสูงสุด เท่ากับ 80 ไมโครกรัมต่อลิตร และ WHO (2006) ได้กำหนดค่าอัตราส่วนความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 กลุ่ม ได้แก่ TCM BDCM DBCM และ TBM ให้คำแนะนำ (guideline values, GV) สูงสุดเท่ากับ 300 60 100 และ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และมีค่าผลรวมอัตราส่วนความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 กลุ่มที่รวมเป็น THMs กำหนดไว้ไม่เกิน 1 ดังแสดงในสมการที่ 4-1

$$\frac{C_{\text{bromoform}}}{GV_{\text{bromoform}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{GV_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{chloroform}}}{GV_{\text{chloroform}}} \leq 1 \quad (4-1)$$

เมื่อ

C = concentration; GV = guideline value

ผลการวิเคราะห์ THMFP ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า น้ำดิบฤดูฝนมีค่าผลรวมความเข้มข้นของ THMFP ทั้ง 4 กลุ่ม (TTHMFP) เท่ากับ 472.0 ไมโครกรัมต่อลิตร และตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs เพียง 2 กลุ่ม คือ TCM และ BDCM เท่ากับ 451.5 และ 20.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และเมื่อนำน้ำดิบมาผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า มีค่า THMFP_{HPI} เท่ากับ 197.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตรวจพบความเข้มข้นของสาร TCM และ BDCM เท่ากับ 182.2 และ 15.2 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และมีค่า THMFP_{HPO} เท่ากับ 270.9 ไมโครกรัมต่อลิตร ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสาร TCM และ BDCM เท่ากับ 266.5 และ 4.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (ภาพที่ 3-2)

สำหรับน้ำดิบฤดูแล้ง พบว่า มีค่าความเข้มข้นของ TTHMFP เท่ากับ 578.6 ไมโครกรัมต่อลิตร และตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs เพียง 2 กลุ่ม เช่นเดียวกัน คือ TCM และ BDCM เท่ากับ 554.4 และ 24.3 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และเมื่อผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า มีค่า THMFP_{HPI} เท่ากับ 250.1 ไมโครกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าความเข้มข้นของสาร TCM และ BDCM เท่ากับ 232.7 และ 17.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และค่า THMFP_{HPO} เท่ากับ 324.3 ไมโครกรัมต่อลิตร ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารกลุ่ม TCM และ BDCM เท่ากับ 318.1 และ 6.2 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (ภาพที่ 3-2)

จากการวิเคราะห์ค่า THMFP ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชัน ทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารกลุ่ม TCM มากกว่า BDCM และเมื่อเปรียบเทียบค่า THMFP ของน้ำดังกล่าวทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า น้ำดิบฤดูแล้งมีค่าความเข้มข้นของ

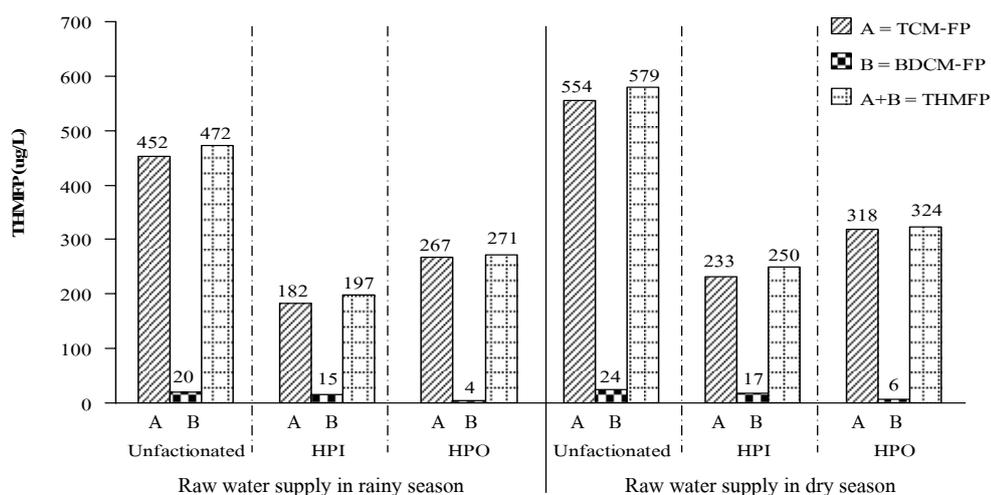
สารประกอบ THMs มากกว่าน้ำดิบฤดูฝน ทั้งนี้อาจเป็นเพราะน้ำดิบฤดูแล้งมีปริมาณการปนเปื้อนของสารอินทรีย์มากกว่าในน้ำดิบฤดูฝน และฤดูกาลที่แตกต่างกัน สอดคล้องกับการศึกษาของ Trusell และ Umphres (1978); Rodrigurz และคณะ (2004); Levesque และคณะ (2006); Wei และคณะ (2008) พบว่า อุณหภูมิและฤดูกาลมีความสัมพันธ์กับการเกิด THMs ทำให้ในฤดูร้อนมีการเกิด THMs (โดยเฉพาะ TCM) มากกว่าในฤดูฝน การควบคุมสารดังกล่าวจึงต้องพิจารณาพิเศษในช่วงฤดูร้อน

เมื่อพิจารณาสัดส่วนของสารประกอบ THMs ที่ตรวจพบในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันทั้ง 2 ฤดูกาล เห็นได้ชัดเจนว่า มีค่าสัดส่วนของสาร TCM มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด (ภาพที่ 3-3) ซึ่งสาเหตุที่ TCM เป็นสารที่มีมากที่สุดและมีค่ามากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมดนั้น อาจเป็นเพราะมีการเติมคลอรีนลงในน้ำตัวอย่าง จึงทำให้สารที่เกิดมากที่สุดเป็น TCM ที่มีสารประกอบเป็นคลอรีน (ต่อตระกูล วัฒนวรภิกกุล, 2545 และ ปรภาภรณ์ ผาติสุนทร, 2546) นอกจากนี้จะเห็นได้ว่า น้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลมีสัดส่วนของค่า THMF_{HPO} มากกว่า THMF_{HPI} ดังแสดงในตารางที่ 3-5 สอดคล้องกับการศึกษาของ Singer (1999); Graham (1999); Seredynska-Sobecka และคณะ (2006); Kim และ Yu (2007) ที่รายงานว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นสารตั้งต้นที่สำคัญของการเกิด THMs ในน้ำประปา

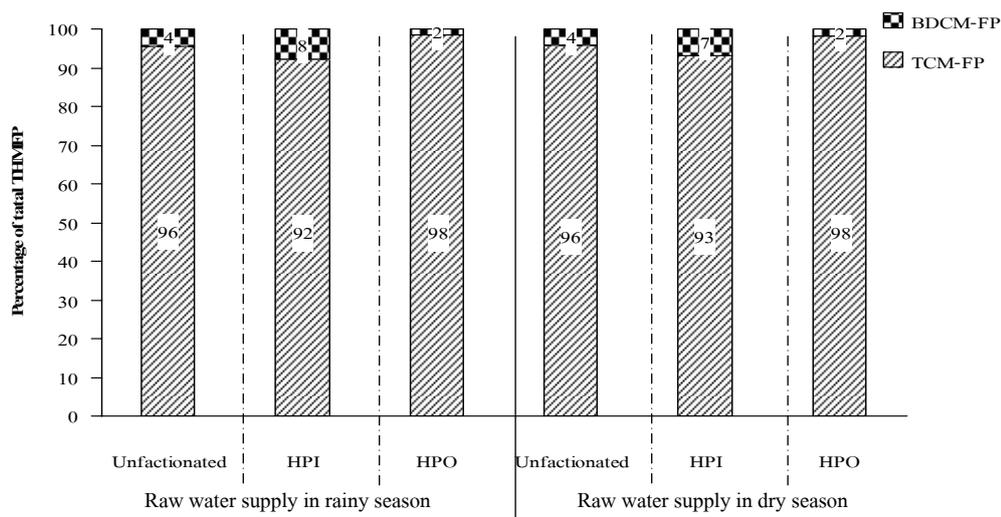
อย่างไรก็ตาม เมื่อเปรียบเทียบค่า THMF_P ของน้ำดิบจากแหล่งอื่นๆ ที่ถูกนำไปผลิตน้ำประปา (Homkin, 2004; Panyapinyopol *et al.*, 2005; Janhom, 2005) และค่า THMF_P ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง เพื่อชี้ให้เห็นถึงความเข้มข้นของสาร THMF_P และสัดส่วนของสารประกอบทั้ง 4 กลุ่ม ได้แก่ TCM BDCM DBCM และ TBM ในแหล่งน้ำต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 3-6 พบว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำของการนิคมอุตสาหกรรม มีค่าความเข้มข้น THMF_P มากที่สุด รองลงมา คือ อ่างเก็บน้ำศรีตรัง อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว อ่างเก็บน้ำเขื่อนภูมิพล และอ่างเก็บน้ำแม่กว้ง ตามลำดับ และจากการเปรียบเทียบข้างต้น เห็นได้ชัดเจนว่า ทุกแหล่งน้ำมีค่าสัดส่วนของสารกลุ่ม TCM มากที่สุด รองลงมา คือ BDCM DBCM และ TBM ตามลำดับ โดยน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว อ่างเก็บน้ำเขื่อนภูมิพล และอ่างเก็บน้ำแม่กว้ง มีค่า TCM มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด ซึ่งสอดคล้องกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังที่มีค่าสัดส่วน TCM มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมดเช่นเดียวกัน อาจเป็นเพราะการวิเคราะห์ THMF_P ของทุกแหล่งน้ำมีการเติมคลอรีน จึงทำให้สารที่เกิดมากที่สุดเป็น TCM

จากการตรวจวิเคราะห์ THMF_P ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 2 ฤดูกาล เห็นได้ว่า มีค่าความเข้มข้นของ THMF_P ค่อนข้างสูงโดยเฉพาะสารกลุ่ม TCM ซึ่งจากรายงานของ WHO (2006) พบว่า สารกลุ่ม THMs มีศักยภาพของการเกิดมะเร็งในสัตว์ทดลอง และการบริโภคน้ำที่มีการปนเปื้อนสาร THMs อาจเพิ่มความเสี่ยงของการเกิดมะเร็งในกระเพาะ

ปีศาจจะได้ นอกจากนี้สถาบันมะเร็งแห่งชาติประเทศสหรัฐอเมริกา (National Cancer Institute of the United States) รายงานว่า TCM มีส่วนในการเพิ่มการเกิดมะเร็งที่ตับและไตของสัตว์ทดลอง (Fawell, 2000) ดังนั้นเพื่อลดความเสี่ยงในการได้รับสารตกค้างเหล่านี้ จึงจำเป็นต้องมีการกำจัด DOM ซึ่งเป็นสาเหตุหลักในการเกิด THMs ออกจากน้ำดิบ



ภาพที่ 3-2 THMFP และสารประกอบ THMs ก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



ภาพที่ 3-3 สัดส่วนของสารประกอบ THMs ก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

ตารางที่ 3-5 เปรียบเทียบสัดส่วนของ THMFP และสารประกอบ THMs ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

| น้ำตัวอย่าง | สัดส่วนของสารประกอบ THMs (%) | สัดส่วนของ THMFP (%) หลังผ่านการแฟรกชัน | |
|---------------|------------------------------|-----------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| น้ำดิบฤดูฝน | ก่อนแฟรกชัน | TCM-FP (96%) > BDCM-FP (4%) | |
| | HPI | TCM-FP (92%) > BDCM-FP (8%) | THMFP _{HPO} (58%) > THMFP _{HPI} (42%) |
| | HPO | TCM-FP (98%) > BDCM-FP (2%) | |
| น้ำดิบฤดูแล้ง | ก่อนแฟรกชัน | TCM-FP (96%) > BDCM-FP (4%) | |
| | HPI | TCM-FP (93%) > BDCM-FP (7%) | THMFP _{HPO} (57%) > THMFP _{HPI} (43%) |
| | HPO | TCM-FP (98%) > BDCM-FP (2%) | |

ตารางที่ 3-6 เปรียบเทียบค่า THMF_P และ สารประกอบ THM_s ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทยกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

| แหล่งน้ำดิบประปา | เวลาเก็บน้ำ ตัวอย่าง | THMF _P (µg/L) | TCM-FP (µg/L) | BDCM-FP (µg/L) | DBCM-FP (µg/L) | TBM-FP (µg/L) |
|------------------------------------------------------------------|-------------------------|-----------------------------|------------------|-------------------|-------------------|------------------|
| อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว เชียงใหม่ (Homkin, 2004) | พ.ย. 2547 | 403 | 372 (92%) * | 20.3 (5%) | 11.1 (3%) | N.D. ** |
| อ่างเก็บน้ำแม่กวง เชียงใหม่ (Homkin, 2004) | ธ.ค. 2547 | 236 | 214 (90%) | 15.4 (7%) | 6.9 (2%) | N.D. |
| อ่างเก็บน้ำของการนิคมอุตสาหกรรมภาคเหนือ ลำปาง (Janhom, 2004) | ต.ค. 2547 | 602 | 506 (85%) | 32.6 (5%) | 48.6 (8%) | 13.3 (2%) |
| อ่างเก็บน้ำเขื่อนภูมิพล ตาก (Panyapinyopol <i>et al.</i> , 2005) | เม.ย. 2548 | 318 | 292 (92%) | 25.6 (8%) | N.D. | N.D. |
| อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (ผลการศึกษารั้งนี้) | ก.ย. 2551 | 472 | 451.5 (96%) | 20.4 (4%) | 0.0 | 0.0 |
| อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (ผลการศึกษารั้งนี้) | เม.ย. 2552 | 579 | 554.4 (96%) | 24.3 (4%) | 0.0 | 0.0 |

หมายเหตุ : * เบอร์เซนต์สัดส่วน

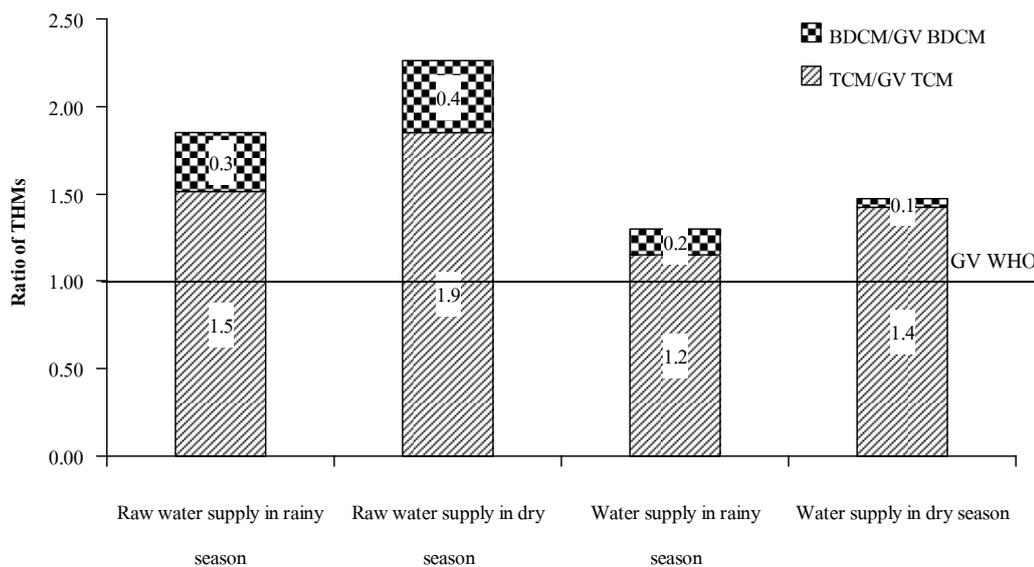
**N.D.= Not detected (ไม่มีการตรวจพบ)

ดังที่กล่าวมาแล้วข้างต้นว่า ค่าผลรวมของสารประกอบ THMs ในน้ำดิบ ฤดูฝนและฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง (ก่อนแฟรกชัน) เท่ากับ 471.9 และ 578.6 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของ USEPA ซึ่งกำหนดค่ามาตรฐานของ ผลรวมสารประกอบ THMs ที่ยอมรับได้ ต้องมีค่าไม่เกิน 80 ไมโครกรัมต่อลิตร จะเห็นได้ว่า น้ำดิบ ทั้ง 2 ฤดูกาล มีค่าผลรวมของสารประกอบ THMs สูงกว่าค่ามาตรฐานของ USEPA กำหนด

เมื่อพิจารณามาตรฐานของ WHO ซึ่งเป็นมาตรฐานที่การประปานครหลวงใช้สำหรับการควบคุมปริมาณ THMs ในระบบการจ่ายน้ำประปา โดย WHO กำหนดค่าผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 กลุ่ม และค่าแนะนำสูงสุดที่รวมเป็น THMs ต้องมีค่าไม่เกิน 1 เมื่อพิจารณาค่าผลรวมของอัตราส่วนดังกล่าวกับค่าผลรวมของสารประกอบ THMs ในน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า น้ำดิบฤดูฝนมีค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs แต่ละกลุ่มหารกับค่า GV WHO มีค่ารวมกันเท่ากับ 1.8 และน้ำดิบฤดูแล้งมีค่ารวมกัน เท่ากับ 2.3 ซึ่งเกินกว่ามาตรฐานกำหนด (ภาพที่ 3-4) แสดงว่า ปริมาณ DOM ในน้ำดิบเป็นสาเหตุหลักในการเกิด THMs ดังนั้นจึงควรมีการตรวจสอบปริมาณของ DOM ในน้ำดิบก่อนเข้าสู่กระบวนการผลิตน้ำประปา หากทราบระดับการปนเปื้อนของ DOM ในน้ำดิบย่อมสามารถใช้เป็นแนวทางในการหาวิธีการกำจัด DOM ที่เหมาะสม อันจะนำไปสู่การปรับปรุงคุณภาพน้ำให้มีคุณภาพผ่านเกณฑ์มาตรฐานกำหนด

จากข้อมูลข้างต้น ทำให้ผู้วิจัยต้องทำการศึกษาเพิ่มเติมเพื่อตรวจสอบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ในน้ำประปาของระบบประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ช่วงเวลาที่ทำการเก็บตัวอย่างของน้ำประปาในฤดูฝน (17 ก.ย. พ.ศ. 2551) และฤดูแล้ง (9 เม.ย. พ.ศ. 2552) พบว่า น้ำประปาฤดูฝน มีค่าผลรวมของสารประกอบ THMs เท่ากับ 352.7 ไมโครกรัมต่อลิตร ตรวจพบความเข้มข้นของสาร 2 กลุ่ม คือ TCM และ BDCM เท่ากับ 343.7 และ 9.1 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ส่วนน้ำประปาฤดูแล้ง มีค่าผลรวมของสารประกอบ THMs เท่ากับ 426.7 ไมโครกรัมต่อลิตร ตรวจพบความเข้มข้นของสารกลุ่ม TCM และ BDCM เท่ากับ 424.5 และ 3.1 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อนำค่า THMs ของน้ำประปาทั้ง 2 ฤดูกาลมาเปรียบเทียบกับมาตรฐาน WHO พบว่า น้ำประปาฤดูฝนมีค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs แต่ละกลุ่มหารกับค่า GV WHO มีค่ารวมกันเท่ากับ 1.3 และ น้ำดิบฤดูแล้งมีค่ารวมกัน เท่ากับ 1.5 ซึ่งมากกว่ามาตรฐานกำหนด (ภาพที่ 3-4) แต่มีค่าน้อยกว่าผลการศึกษาของ (กมลนาวิณ อินทนุจิตร (2552) ที่รายงานว่า น้ำประปาในฤดูฝนและฤดูแล้งที่ถูกผลิตจากระบบประปา ก (เก็บน้ำตัวอย่างโดยการเปิดจากก๊อกบ้านเรือน) มีค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs แต่ละกลุ่มหารกับค่า GV WHO มีค่ารวมกัน เท่ากับ 2.8 และ 3.6 ตามลำดับ

WHO (1988) รายงานว่า การนำน้ำประปามาต้มเดือด 5 นาที สามารถกำจัด TCM ได้ประมาณ 96 เปอร์เซ็นต์ และการต้มน้ำที่อุณหภูมิ 70-90 องศาเซลเซียส สามารถกำจัด TCM ได้ประมาณ 50-90 เปอร์เซ็นต์ แต่ในทางปฏิบัติแล้วไม่สามารถนำน้ำประปามาต้มทุกครั้งที่จะบริโภคหรืออุปโภค ดังนั้นการมุ่งเน้นหาวิธีการกำจัด DOM ออกจากน้ำก่อนเข้าสู่กระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน จึงเป็นวิธีการลด THMs ที่สามารถใช้ได้ผลและมีความเป็นไปได้ในทางปฏิบัติจริงมากกว่าการลด THMs ด้วยวิธีการอื่นๆ เช่น การลด THMs ในน้ำประปาหลังจากผ่านการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน และการใช้สารฆ่าเชื้อโรคที่ไม่ทำให้เกิดสาร THMs เช่น การใช้โอโซน คลอรีนไดออกไซด์ โบรมีนคลอไรด์ และอูตราไวโอเล็ต เป็นต้น จึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องมีการศึกษาเพื่อหาแนวทางที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ตั้งต้นของการเกิด THMs ในน้ำประปา

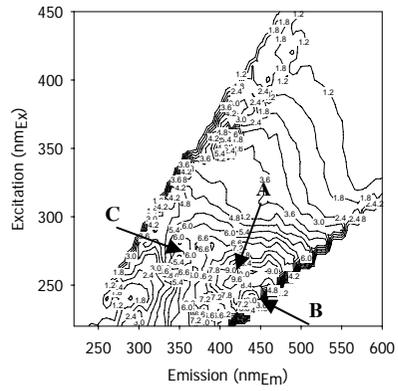


ภาพที่ 3-4 เปรียบเทียบค่าสารประกอบ THMs ในน้ำดิบและน้ำประปาฤดูฝนและฤดูแล้งกับค่ามาตรฐาน THMs ของ WHO (2006)

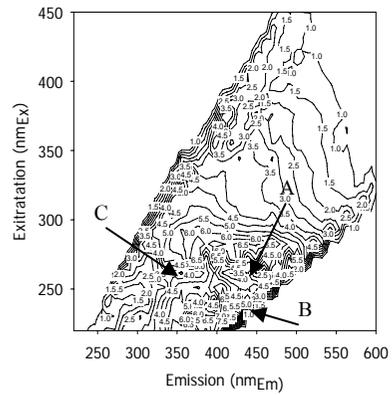
3.1.3 การตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบประปาฤดูฝนและฤดูแล้ง

FEEM เป็นดัชนีตัวแทนที่สามารถบ่งชี้ถึงลักษณะกลุ่ม DOM ที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำ และจากผลการศึกษา พบว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 2 ฤดูกาล มีค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (fluorescent peaks) ค่อนข้างสูงอยู่ในตำแหน่งเดียวกัน โดยตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่มีค่าค่อนข้างสูงปรากฏอยู่ 3 ตำแหน่ง คือ peak A: $255 \text{ nm}_{\text{Ex}}/410\text{-}430 \text{ nm}_{\text{Em}}$, peak B: $240 \text{ nm}_{\text{Ex}}/430\text{-}440 \text{ nm}_{\text{Em}}$ และ peak C: $260 \text{ nm}_{\text{Ex}}/340\text{-}350 \text{ nm}_{\text{Em}}$ และเมื่อนำน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลมาผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า ตรวจพบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่มีค่าสูงอย่างชัดเจนของ FEEM_{HPI} และ FEEM_{HPO} ณ ตำแหน่งเดียวกันกับน้ำดิบ (ภาพที่ 3-5)

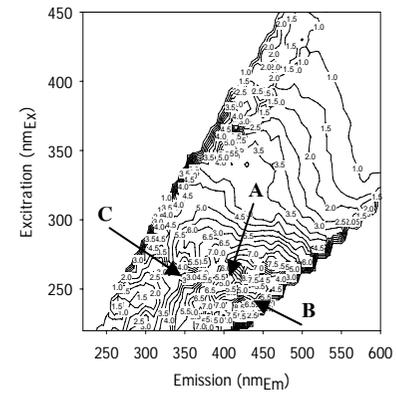
เมื่อพิจารณา FEEM ของน้ำดิบฤดูแล้ง พบว่า มีค่า intensity สูงกว่าน้ำดิบฤดูฝน ดังแสดงในตารางที่ 3-7 และ ภาพที่ 3-6 อาจเป็นเพราะน้ำดิบฤดูแล้งมีปริมาณ DOM (UV-254 และ DOC) สูงกว่าน้ำดิบฤดูฝน จึงทำให้ผลการตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM มีทิศทางที่สอดคล้องกันกับการตรวจวิเคราะห์ค่า UV-254 และ DOC



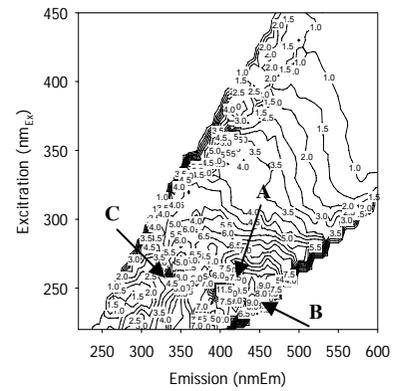
น้ำดิบฤดูฝน



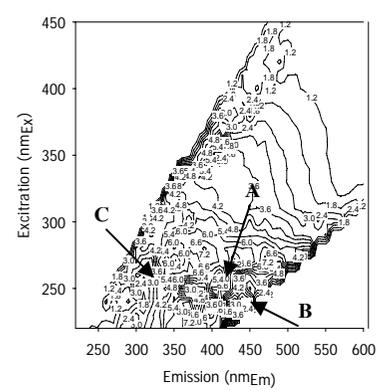
Hydrophilic น้ำดิบฤดูฝน



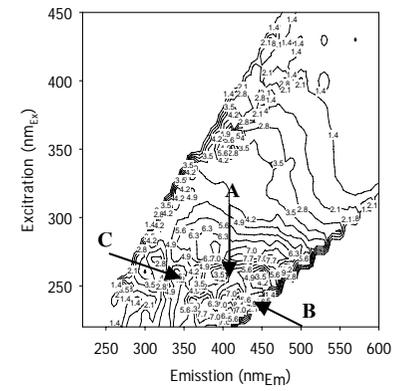
Hydrophobic น้ำดิบฤดูแล้ง



น้ำดิบฤดูแล้ง



Hydrophilic น้ำดิบฤดูฝน

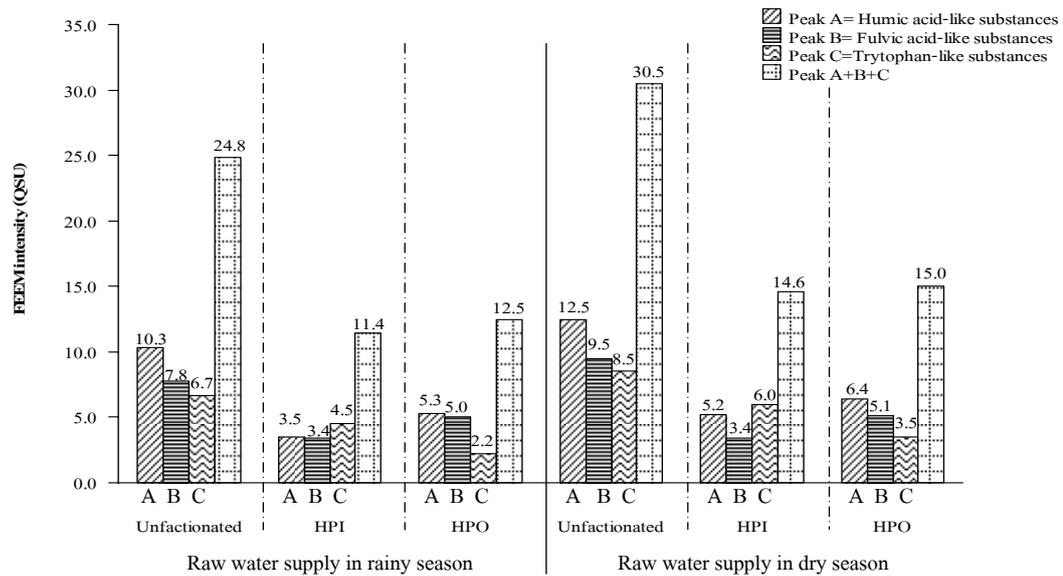


Hydrophobic น้ำดิบฤดูแล้ง

ภาพที่ 3-5 FEEM ในรูปแบบเส้นชั้นความสูงของน้ำดิบและน้ำหลังผ่านกระบวนการแปรกั้นในฤดูฝนและฤดูแล้ง (3.3 QSU)

ตารางที่ 3-7 ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ณ ตำแหน่งต่างๆ ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบประปาฤดูฝนและฤดูแล้ง

| น้ำตัวอย่าง | ประเภท | ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (3.3 QSU) | | | | | Total |
|---------------|-------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-------------------------------------------|-------|
| | | Peak: A 255nm _{Ex} /410-430nm _{Em} | Peak: B 240nm _{Ex} /430-440nm _{Em} | Peak: C 260nm _{Ex} /340-350nm _{Em} | Humic and fulvic acid- like substances (Peak A+B) | Tryptophan-like substances (Peak C) | |
| น้ำดิบฤดูฝน | ก่อนแฟรกชัน | 10.3 | 7.8 | 6.7 | 18.1 | 6.7 | 24.8 |
| | HPI | 3.5 | 3.4 | 4.5 | 6.9 | 4.5 | 11.4 |
| | HPO | 5.3 | 5.0 | 2.2 | 10.3 | 2.2 | 12.5 |
| น้ำดิบฤดูแล้ง | ก่อนแฟรกชัน | 12.5 | 9.5 | 8.5 | 22.0 | 8.5 | 30.5 |
| | HPI | 5.2 | 3.4 | 6.0 | 8.6 | 6.0 | 14.6 |
| | HPO | 6.4 | 5.1 | 3.5 | 11.5 | 3.5 | 15.0 |

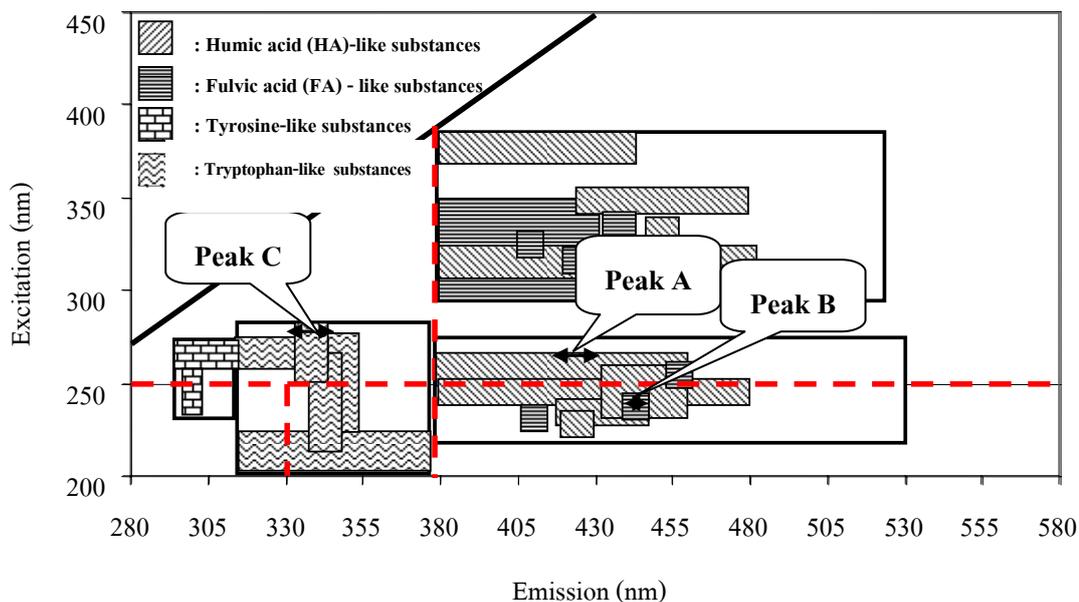


ภาพที่ 3-6 ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน ในน้ำดิบจากฝุนและถูดแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

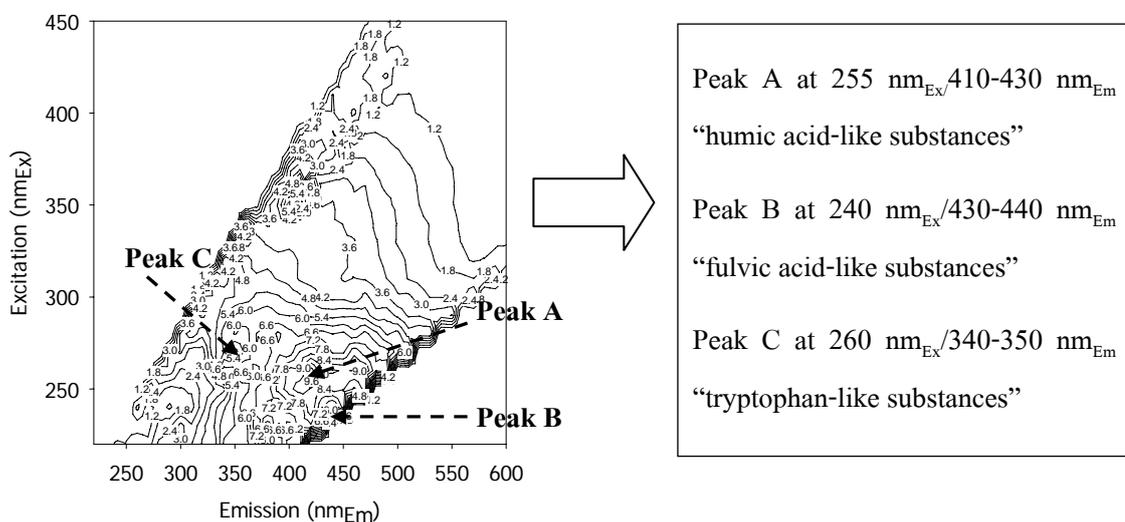
จากผลการตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM ของน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล เมื่อนำค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ณ ตำแหน่งต่างๆ ที่ตรวจพบมาเปรียบเทียบกับขอบเขตความยาวคลื่น (Chen *et al.*, 2003; Musikavong *et al.*, 2007) (ภาพที่ 3-7) พบว่า บริเวณช่วงความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ peak A: 255 nm_{Ex}/410-430 nm_{Em} peak B: 240 nm_{Ex}/430-440 nm_{Em} และ peak C: 260 nm_{Ex}/340-350 nm_{Em} มีความเป็นไปได้ที่ peak A เป็นสารกลุ่มของ humic acid-like substances, peak B เป็นสารกลุ่มของ fulvic acid-like substances และ peak C เป็นสารกลุ่มของ tryptophan-like substances (ภาพที่ 3-8) ซึ่งสอดคล้องกับผล FEEM ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังที่ศึกษาโดย นวัตกรรม มุหมีน และคณะ (2551) ตรวจพบ ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มเช่นเดียวกัน ดังแสดงในตารางที่ 3-8

เมื่อเปรียบเทียบตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ได้จากการศึกษาในครั้งนี้กับแหล่งน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ที่ถูกนำไปผลิตน้ำประปาเช่นเดียวกันกับอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ได้แก่ อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ (อัครวินทร์ พุ่มไพศาลชัย, 2548) อ่างเก็บน้ำของการนิคมอุตสาหกรรมภาคเหนือ (Janhom, 2005) อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว (พรรณธิพา ไชยมงคล และคณะ, 2551) อ่างเก็บน้ำสะเดา และอ่างเก็บน้ำคลองหลา (Suksaroj *et al.*, 2009) (ตารางที่ 3-8) พบว่า ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like substances และ fulvic

acid-like substances อยู่ในตำแหน่งที่ใกล้เคียงกันกับอ่งเก็บน้ำครีตรัง แต่เห็นได้อย่างชัดเจนว่า น้ำดิบจากอ่งเก็บน้ำทั้ง 5 แหล่ง ไม่มีการตรวจพบตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่า อ่งเก็บน้ำครีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ 2 กลุ่มหลักที่มักพบในแหล่งน้ำทั่วไปคือ humic acid-like substances และ fulvic acid-like substances โดยสารอินทรีย์ดังกล่าวอาจเกิดจากการย่อยสลายตามธรรมชาติของพืช ใบไม้ กิ่งไม้ บริเวณรอบๆ อ่งเก็บน้ำและบริเวณลุ่มน้ำเขาคอหงส์ซึ่งเป็นแหล่งต้นน้ำสายหลักของอ่งเก็บน้ำครีตรัง ส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances เป็นสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีน (Chen *et al.*, 2003; Liying *et al.*, 2009) โดยปกติไม่พบในอ่งเก็บน้ำทั่วไป แต่มีค่าใกล้เคียงกับตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์จากน้ำเสียชุมชน ($240 \text{ nm}_{\text{Ex}}/350 \text{ nm}_{\text{Ex}}$ $270 \text{ nm}_{\text{Ex}}/350 \text{ nm}_{\text{Ex}}$ และ $260\text{nm}_{\text{Ex}}/350\text{nm}_{\text{Em}}$) (Lee *et al.*, 2002; Musikavong *et al.*, 2007) แสดงให้เห็นว่า อ่งเก็บน้ำครีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีนจากน้ำทิ้งชุมชนหรือกิจกรรมอื่นๆที่เกิดจากมนุษย์ ซึ่งจากการสำรวจบริเวณรอบๆ อ่งเก็บน้ำครีตรัง พบว่า มีจุดน้ำเข้าอยู่รอบๆ อ่งเก็บน้ำ สารอินทรีย์กลุ่มโปรตีนจึงอาจถูกพัดพามากับสายน้ำและไหลลงสู่อ่งเก็บน้ำ นอกจากนี้ผู้วิจัยสังเกตเห็นว่า มีการกองขยะเพื่อรอการขนย้ายอยู่ใกล้ๆ กับท่อระบายน้ำใหญ่ เมื่อฝนตกอาจเกิดการชะสารอินทรีย์จากกองขยะลงสู่อ่งเก็บน้ำและไหลลงสู่อ่งเก็บน้ำครีตรัง และจากการสำรวจสถานการณ์ของป่าต้นน้ำเขาคอหงส์ในปัจจุบัน พบว่า มีการบุกรุกทำลายป่าต้นน้ำ ทำให้เกิดความเสื่อมโทรมของลำธารต้นน้ำสายหลัก เนื่องจากพื้นที่บริเวณริมลำธารถูกใช้เป็นที่ตั้งบ้านเรือนของประชาชนจำนวนหนึ่ง บ้านเรือนทุกหลังต่างใช้ลำธารต้นน้ำเป็นแหล่งที่ทิ้งขยะและน้ำทิ้งที่เกิดจากกิจกรรมต่างๆ (กรมรักษป่าต้นน้ำ ม.อ., 2552) ทำให้น้ำที่ไหลมาจากลำธารต้นน้ำสายหลักอาจมีสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีนปนเปื้อนและลงสู่อ่งเก็บน้ำครีตรัง ดังนั้นการทดลองในส่วนถัดไปจึงเป็นการศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัด DOM ออกจากน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล



ภาพที่ 3-7 ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบ เมื่อเปรียบเทียบกับขอบเขตความยาวคลื่น (putative origins) ที่พัฒนาโดย Chen และคณะ (2003); Musikavong และคณะ (2007)



ภาพที่ 3-8 ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์และกลุ่มสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

ตารางที่ 3-8 เปรียบเทียบตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ กับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

| แหล่งน้ำดิบประปา | เวลาเก็บน้ำตัวอย่าง | ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (nm _{Ex} /nm _{Em}) | | | อ้างอิง |
|-------------------------------------------------|--------------------------|-----------------------------------------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|-------------------------------|
| | | Humic acid-like substances | Fulvic acid-like substances | Tryptophan acid-like substances | |
| อ่างเก็บน้ำแม่เหียะ (เชียงใหม่) | พ.ย. 2547 | 260/420 330/400 | N.D.* | N.D. | อัศวินทร์ พุ่มไพศาลชัย, 2548 |
| อ่างเก็บน้ำของการนิคมอุตสาหกรรมภาคเหนือ (ลำปาง) | เม.ย. 2548 | 330/410 | 260/420 | N.D. | Janhom, 2004 |
| อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว (เชียงใหม่) | ม.ค. 2550 | 330/410-420 | 270/465-480 | N.D. | พรธนธิพา ไชยมงคล และคณะ, 2551 |
| อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว (เชียงใหม่) | พ.ย. 2551 | 290/400-415 | 270/450-470 | N.D. | Chaimongkol, 2008 |
| อ่างเก็บน้ำสะเดา (สงขลา) | ม.ค. และ พ. ค. 2551 | 330/410 | 270/440 | N.D. | Suksaroj <i>et al.</i> , 2009 |
| อ่างเก็บน้ำคลองหลา (สงขลา) | ม.ค. และ พ. ค. 2551 | 330/410 | 270/440 | N.D. | Suksaroj <i>et al.</i> , 2009 |
| อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (สงขลา) | ต.ค. 2550 | 335/410 | 290/400 | 285/460 | นิวัฒน์ มุหนิม และคณะ, 2551 |
| อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (สงขลา) | ก.ย. 2551 และ เม.ย. 2552 | 255/410-430 | 240/430-440 | 260/340-350 | ผลการศึกษารั้งนี้ |

หมายเหตุ: *N.D.= Not detected (ไม่มีการตรวจพบ)

3.2 การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน

3.2.1 การกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง

3.2.1.1 กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI

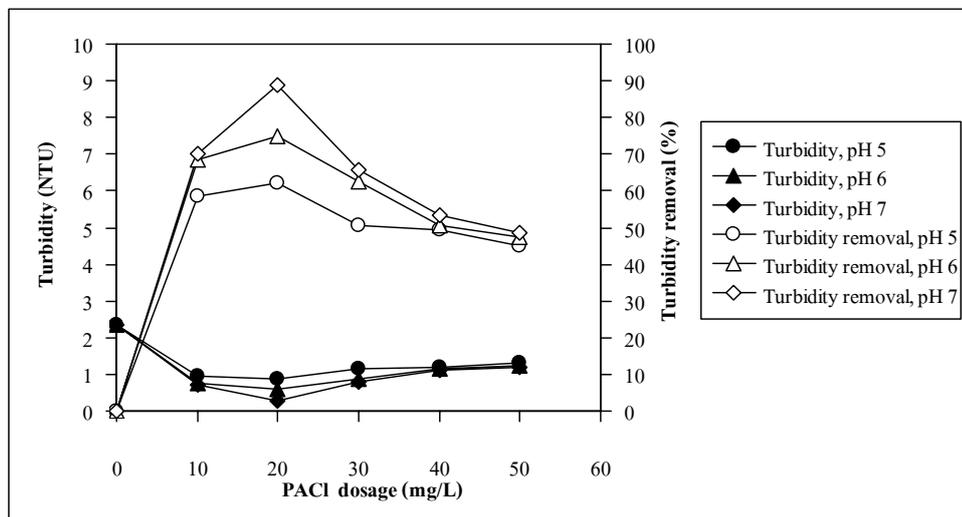
1) การกำจัดความขุ่น

ผลการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนที่ความเข้มข้น 10 20 30 40 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร และควบคุมค่าพีเอช เท่ากับ 5 6 และ 7 พบว่า ความเข้มข้น PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 ทำให้ความขุ่นของน้ำหลังจากตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอนเป็นเวลา 60 นาที สามารถกำจัดความขุ่นของน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี โดยทำให้ค่าความขุ่นของน้ำตัวอย่างฤดูฝนลดลงจากค่าความขุ่นเริ่มต้นเท่ากับ 2.4 NTU ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.89 0.58 และ 0.26 NTU ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นเท่ากับ 62 75 และ 89 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และทำให้ค่าความขุ่นของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งลดลงจากค่าความขุ่นเริ่มต้นเท่ากับ 3.6 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 1.3 0.85 และ 0.37 ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น เท่ากับ 63 77 และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-9)

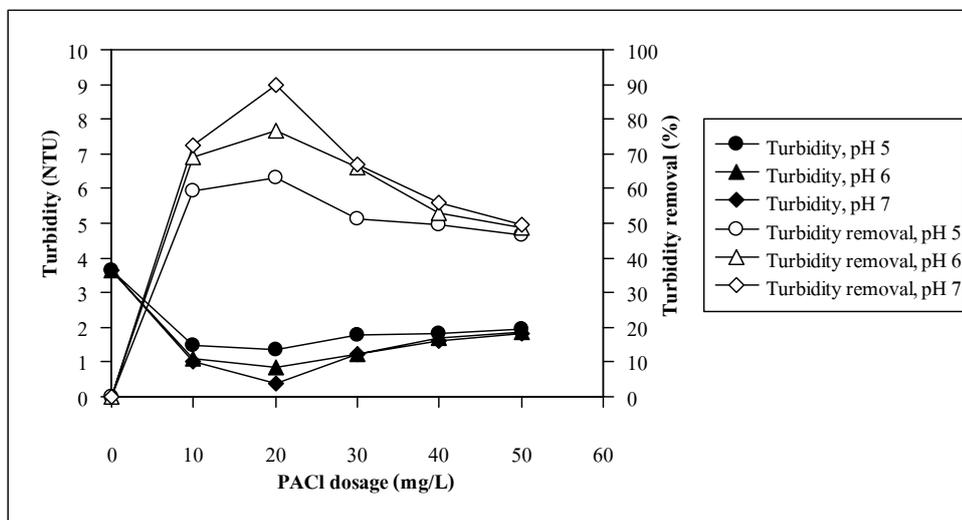
เมื่อพิจารณาผลการทดลองข้างต้น เห็นได้ว่า ความเข้มข้น PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงสุด แสดงว่า สภาวะดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมของการเกิดโคแอกกูเลชัน ส่งผลให้อนุภาคคอลลอยด์ซึ่งเป็นสาเหตุที่ทำให้น้ำมีความขุ่นเกิดการตกตะกอนและแยกตัวออกจากน้ำได้มากที่สุด สอดคล้องกับการศึกษาของ Rizzo และคณะ (2005) พบว่า การใช้ PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัดความขุ่นในน้ำดิบที่ใช้ผลิตน้ำประปาของเมือง Salerno ประเทศอิตาลี ได้มากกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ ส่วน Gregor และคณะ (1997) พบว่า PACI ให้ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นของน้ำดิบประปาในประเทศนิวซีแลนด์ได้ดี ที่พีเอชเท่ากับ 6-7 และ Yan และคณะ (2008) พบว่า PACI สามารถกำจัดความขุ่นได้สูงสุด ที่พีเอชเท่ากับ 7 เช่นเดียวกัน

จากผลการศึกษาการกำจัดความขุ่นในน้ำดิบที่มีค่าความขุ่นค่อนข้างต่ำ กล่าวได้ว่า ปริมาณ PACI ที่เหมาะสมจะแปรผกผันกับความเข้มข้นของคอลลอยด์ คือ น้ำที่มีความขุ่นต่ำต้องใช้สารสร้างตะกอนในปริมาณค่อนข้างสูงจึงจะเกิดโคแอกกูเลชันได้ดี เพราะน้ำที่มีความขุ่นต่ำมีโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคน้อย การเกิดโคแอกกูเลชันจึงเกิดขึ้นได้ไม่ดีมากนัก (มันสิน ตันกุลเวรม์, 2538) ดังนั้นการใช้ PACI ในปริมาณค่อนข้างสูงจึงเป็นการสร้างผลึกออลูมิเนียม

ไฮดรอกไซด์ให้มีจำนวนมากๆ เพื่อเป็นเป่าส้มผัสน้ำให้กับอนุภาคคอลลอยด์ให้สามารถรวมกลุ่มเป็นฟล็อกขนาดใหญ่เพียงพอกับการตกตะกอน



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

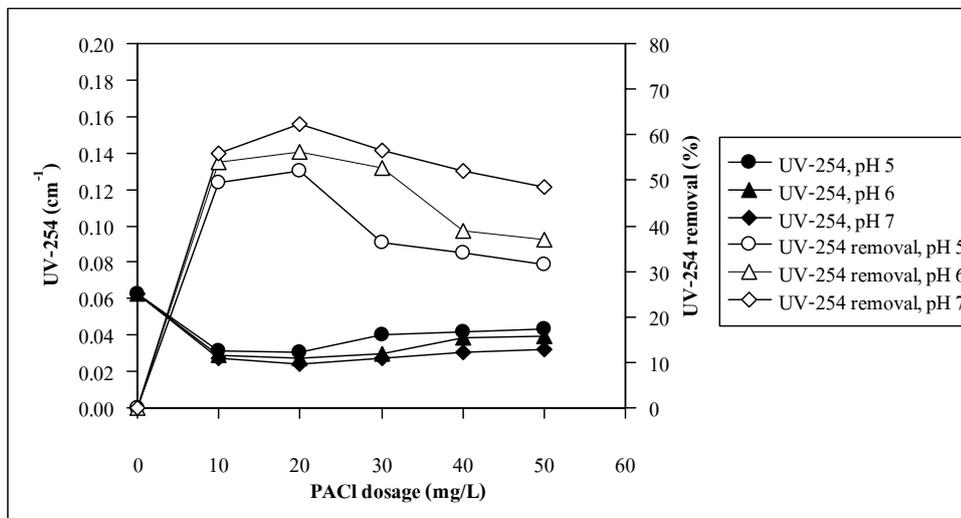
ภาพที่ 3-9 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น ด้วยกระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยการใส่ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

2) การกำจัด UV-254

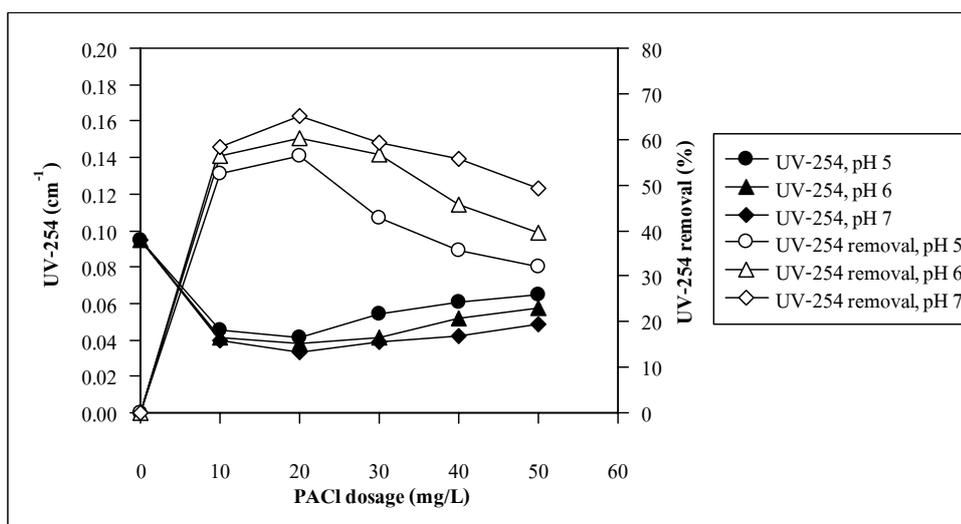
เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี โดยทำให้ค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.063 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.030 0.027 และ 0.024 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 เท่ากับ 52 56 และ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง มีค่า UV-254 เริ่มต้นเท่ากับ 0.095 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.041 0.038 และ 0.033 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 เท่ากับ 56 60 และ 65 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-10)

จากการทดลองข้างต้น แสดงให้เห็นว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI ที่ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ให้ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงสุด เนื่องจาก DOM บางส่วนถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอน จึงทำให้ที่สภาวะการควบคุมดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดค่า UV-254 สอดคล้องกับการศึกษาของ Rizzo และคณะ (2005) พบว่า PACI ที่สภาวะการควบคุมดังกล่าวสามารถกำจัดค่า UV-254 ได้มากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ และ สมศักดิ์ ปีสานานนท์ (2548) ศึกษาปริมาณสารสร้างตะกอนที่เหมาะสมในการกำจัด UV-254 ของน้ำดิบประปาจากโรงงานผลิตน้ำบางเขน การประปานครหลวง พบว่า PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถกำจัด UV-254 ได้ดีที่สุด เท่ากับ 74 เปอร์เซ็นต์ นอกจากนี้ Yan และคณะ (2008) พบว่า PACI ให้ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ในน้ำดิบประปาได้ดีที่พีเอชเท่ากับ 7 และ Shi และคณะ (2007) รายงานว่า เมื่อควบคุมพีเอชเท่ากับ 7.5 PACI สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำดิบได้เท่ากับ 66 เปอร์เซ็นต์

จากผลการทดลอง กล่าวได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสมให้ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 มีทิศทางที่สอดคล้องกับการกำจัดความขุ่น หรืออาจกล่าวได้ว่า การควบคุมสภาวะที่เหมาะสม เพื่อให้เกิดโคแอกกูเลชันได้ดี นอกจากทำให้อนุภาคคอลลอยด์เกิดการตกตะกอนและแยกตัวออกจากน้ำได้ดีแล้ว ยังมีผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำ โดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่ม humic ซึ่งมีโครงสร้างเป็น aromatic ทำให้มีความสามารถในการตกตะกอนได้ง่ายและเร็วกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic



(a) น้ำตัวอย่างขุ่น



(b) น้ำตัวอย่างใส

ภาพที่ 3-10 ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างขุ่นและ (b) น้ำตัวอย่างใส

3) การกำจัด DOC

สำหรับการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดค่า DOC พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ควบคุมพีเอชเท่ากับ 5.6 และ 7 สามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี โดยสามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 1.8 1.8 และ 1.6 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด DOC เท่ากับ 42 44 และ 48 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 2.3 2.2 และ 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัด DOC เท่ากับ 45 49 และ 52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-11)

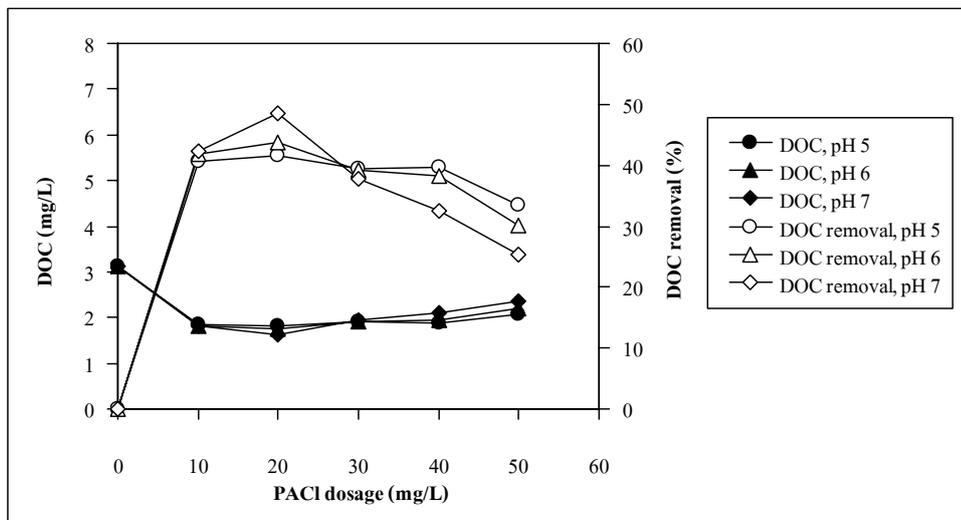
อย่างไรก็ตามจะเห็นได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 มีประสิทธิภาพในการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงสุด สอดคล้องกับการศึกษาของ Rizzo และคณะ (2005) พบว่า PACI ที่สภาวะการควบคุมดังกล่าว สามารถกำจัดค่า DOC ได้ประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์ และ กมลนาวิณ อินทนุจิตร (2552) ศึกษาการกำจัด DOC ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา จังหวัดสงขลา พบว่า การใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดค่า DOC ได้สูงสุด ประมาณ 54 เปอร์เซ็นต์

จากผลการศึกษากล่าวได้ว่า ประสิทธิภาพการกำจัด DOC มีทิศทางที่สอดคล้องกับการลดค่าต่ำสุดของค่าความขุ่น และเมื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC กับ UV-254 ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง โดยการพิจารณาค่า regression พบว่า มีค่าเท่ากับ 0.8399 และ 0.9319 ตามลำดับ (ภาคผนวก ก) ซึ่งค่า regression ทั้งสองมีค่าสูงเพียงพอที่จะยอมรับได้ว่า ปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOM ในรูปของ UV-254 และ DOC มีความสัมพันธ์กัน จึงสรุปได้ว่า PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ทำให้เกิดการลดค่าต่ำสุดของค่า DOC และ UV-254 ดังนั้นจึงเลือกสภาวะดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสร้างตะกอน

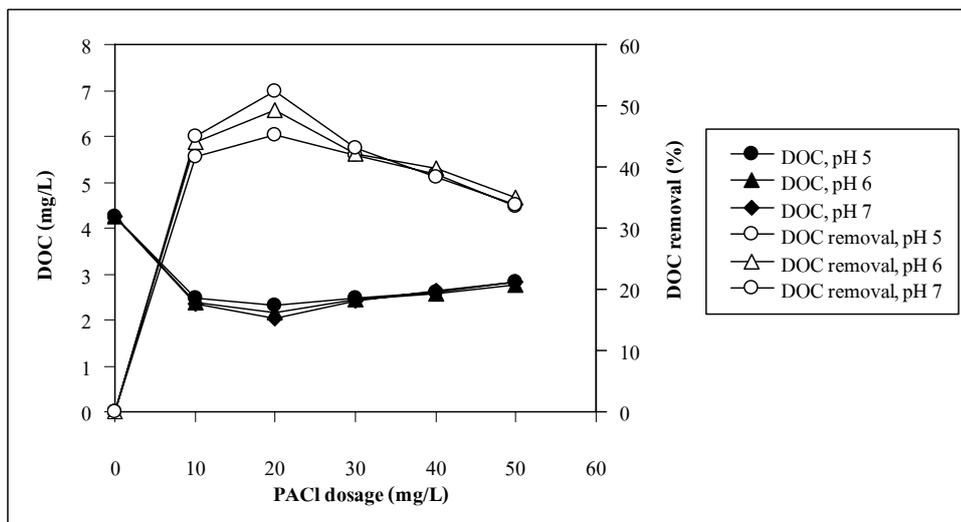
เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด DOC กับ UV-254 เห็นได้ว่า มีค่าการกำจัด DOC น้อยกว่าค่าการกำจัด UV-254 เนื่องจาก DOM ที่สามารถดูดกลืนแสง UV-254 ได้นั้นเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม humic ที่มีมวลโมเลกุลขนาดใหญ่และมีโครงสร้างเป็น aromatic จะมีความสัมพันธ์ในการดูดกลืนแสง UV-254 ได้ดี (Janhom *et al.*, 2004; Yan *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2009) และสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าวยังเป็นสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนอยู่มากในอ่างเก็บน้ำ (Kim *et al.*, 2005; Suksaroj *et al.*, 2009) ด้วยลักษณะเฉพาะของสารดังกล่าวทำให้สามารถแยกออกจากน้ำได้

ง่ายและถูกกำจัดได้ดีด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Marhaba and Pipada, 2000; Marhaba and Van, 2000; Marhaba *et al.*, 2000; Nissinen *et al.*, 2001; Kim *et al.*, 2006; Ji *et al.*, 2008) ในขณะที่ค่า DOC บ่งบอกถึงปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบซึ่งรวมถึงโมเลกุลที่มีขนาดเล็ก (non-humic) และยังมีโมเลกุลของน้ำห่อหุ้ม จึงเป็นเสมือนสิ่งขัดขวางป้องกันไม่ให้อุณหภูมิเกิดการรวมตัวกัน (AWWA, 1993; Julie *et al.*, 2004; มั่นสิน ตันฑุลเวศม์, 2542) สารอินทรีย์ดังกล่าวจึงถูกกำจัดได้ยากด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยเหตุนี้จึงทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC มีค่าน้อยกว่าประสิทธิภาพการกำจัด UV-254

ดังนั้นจึงสรุปในเบื้องต้นได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอน สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ดีกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic (แสดงรายละเอียดในส่วนของการศึกษากระบวนการแฟรกชัน DOM ต่อไป) นั้นหมายความว่า การใช้ PACI เพียงอย่างเดียวไม่สามารถกำจัดกลุ่ม DOM โดยเฉพาะกลุ่ม non-humic ออกจากน้ำได้อย่างเพียงพอ อาจเป็นเพราะน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังเป็นน้ำที่มีความขุ่นค่อนข้างต่ำ และมีค่า SUVA สูงไม่มากนัก การใช้สารสร้างตะกอนอย่างใดอย่างหนึ่งเพียงลำพังจะไม่ให้ผลดี เนื่องจากน้ำมีเป่าสัมผัสน้อยเกินไปอนุภาคต่างๆ จึงเข้าไปใกล้และจับตัวกันได้น้อย



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ 3-11 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

4) กลไกของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI

กระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI สามารถกำจัดความขุ่น และ DOM ได้โดย PACI จะละลายน้ำและไฮโดรไลซ์ (hydrolysis) เป็นอลูมิเนียมเชิงซ้อนมากมาย และสามารถรวมตัวเป็นอลูมิเนียมได้ถึง Al_13 (Yan *et al.*, 2008) และเนื่องจาก PACI มีองค์ประกอบของอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ส่งผลให้เกิดกลไกในการทำลายประจุของคอลลอยด์ให้เป็นกลางทางไฟฟ้า (charge-neutralization) และการห่อหุ้มอนุภาคคอลลอยด์ด้วยผลึก (sweep-flocculation) ทำให้คอลลอยด์ถูกทำลายเสถียรภาพ (destabilization) (Wu *et al.*, 2007) อนุภาคคอลลอยด์จึงเกิดการรวมตัวกันหลายๆ อนุภาคจนกลายเป็นฟล็อกขนาดใหญ่ (forming) สามารถตกตะกอนได้ง่าย ความขุ่นและสารอินทรีย์บางส่วนจึงถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอน ซึ่งความเข้มข้นของสารสร้างตะกอนและพีเอชของน้ำมีบทบาทสำคัญต่อการเกิดกลไกดังกล่าว ด้วยเหตุนี้จึงอธิบายได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่การควบคุมพีเอช 7 เป็นสถานะเหมาะสมต่อการเกิดโคแอกกูเลชัน เนื่องจากให้ผลลัพธ์ในการกำจัดความขุ่นและ DOM ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดีที่สุด แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PACI ไปเป็น 30 40 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ของทุกสถานะการควบคุมพีเอช ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมีแนวโน้มเริ่มลดลง (ภาพที่ 3-9 ถึง 3-11 และแสดงรายละเอียดในภาคผนวก ข) ทั้งนี้ น่าจะเกิดจากการใช้ PACI ที่มากเกินไป อาจส่งผลให้คอลลอยด์มีเสถียรภาพกลับมาใหม่ (restabilization) (Yan *et al.*, 2007; Velasco *et al.*, 2007) กระบวนการโคแอกกูเลชันจึงเกิดขึ้นได้ไม่ดี หรืออาจเกิดจากปฏิกิริยาของสารประกอบอลูมิเนียมที่มากเกินไปจนไม่สามารถตกตะกอนได้หมด จึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมีแนวโน้มลดลง

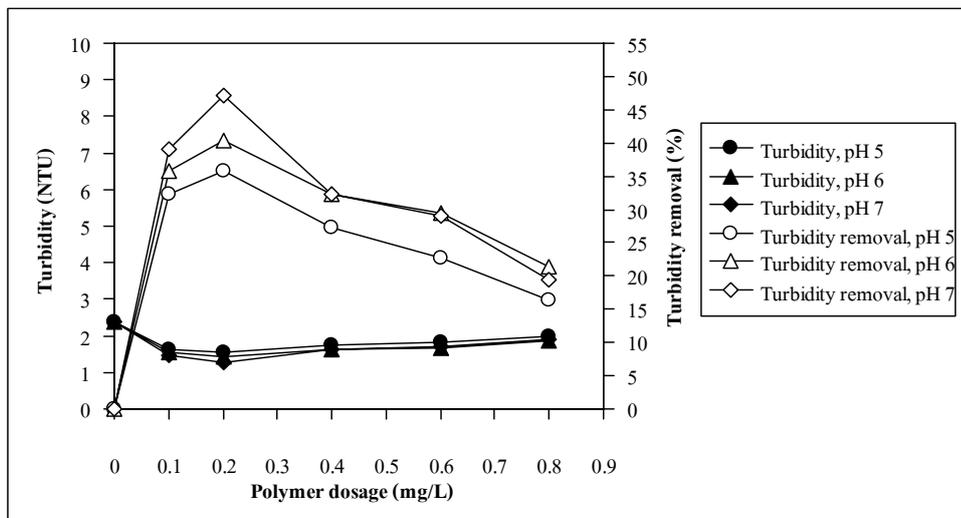
3.2.1.2 กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย polymer

1) การกำจัดความขุ่น

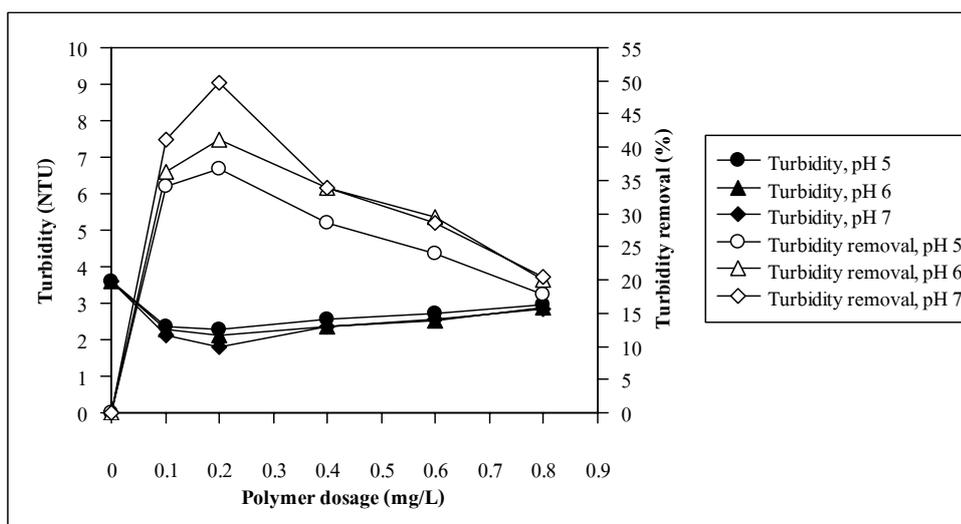
ผลการทดลองของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer เป็นสารสร้างตะกอนที่ความเข้มข้น 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่สภาวะการควบคุมเท่ากับ 5 6 และ 7 พบว่า ความเข้มข้นของ polymer 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 สามารถกำจัดความขุ่นออกจากน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงกว่าที่สภาวะอื่นๆ โดยสามารถลดค่าความขุ่นของน้ำตัวอย่างฤดูฝนจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 2.4 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 1.5 1.4 และ 1.3 NTU ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 36 40 และ 47 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลดค่าความขุ่นในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.6 NTU ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 2.3 2.1 และ 1.8 NTU ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 37 41 และ 50 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-12)

จากผลการศึกษาข้างต้น เห็นได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer ความเข้มข้น 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นในน้ำตัวอย่างของทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงกว่าที่สภาวะการควบคุมอื่นๆ แสดงว่า สภาวะดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมในการเกิดโคแอกกูเลชันสำหรับการกำจัดความขุ่นออกจากน้ำ และนอกจากนี้การใช้ polymer ที่สภาวะดังกล่าว สามารถกำจัดความขุ่นของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งได้ดีกว่าในฤดูฝน เช่นเดียวกันกับการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอน

ถึงแม้ว่า การใช้ polymer ที่สภาวะกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมของการเกิดโคแอกกูเลชัน แต่เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACI แล้ว พบว่า polymer มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นน้อยกว่าการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนมาก จากผลการศึกษาจึงทำให้ทราบว่า การนำ polymer มาใช้เป็นสารสร้างตะกอนในน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังซึ่งเป็นน้ำที่มีความขุ่นต่ำ polymer ไม่สามารถเกาะติดผิวของอนุภาคคอลลอยด์เพื่อให้เกิดการแยกตัวออกจากน้ำได้ดีนัก สอดคล้องกับมันสิน ตันทุลเวศม์ (2542) กล่าวว่า สามารถนำ polymer มาใช้เป็นสารสร้างตะกอนได้โดยตรง เพราะ polymer สามารถทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ได้ แต่ไม่เหมาะสมสำหรับใช้ตามลำพังกับน้ำที่มีค่าความขุ่นต่ำ เนื่องจาก polymer ไม่สร้างเป่าสัมผัสที่เพิ่มขึ้น น้ำที่มีความขุ่นต่ำจึงมีโอกาสสัมผัสกันระหว่างอนุภาคน้อย ฟล็อกที่เกิดขึ้นจึงมีขนาดใหญ่ไม่เพียงพอที่จะตกตะกอน



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

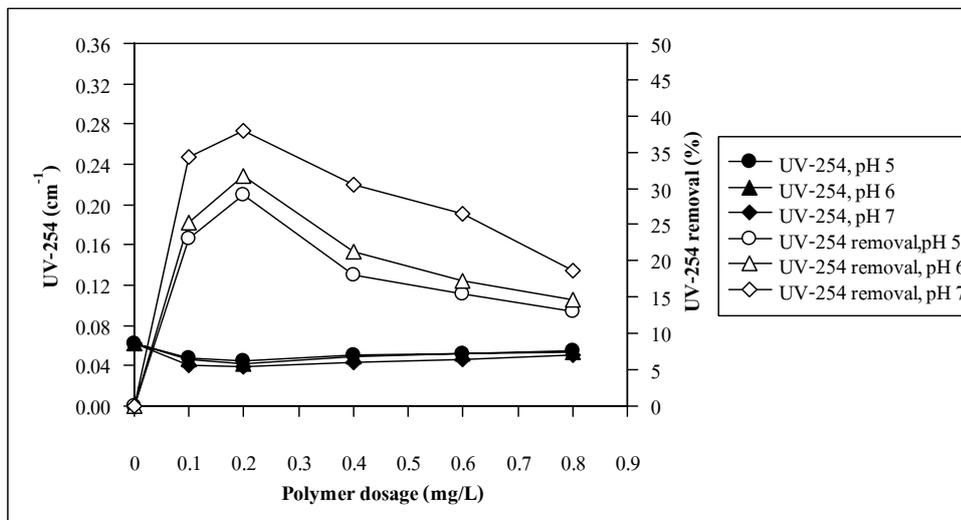
ภาพที่ 3-12 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

2) การกำจัด UV-254

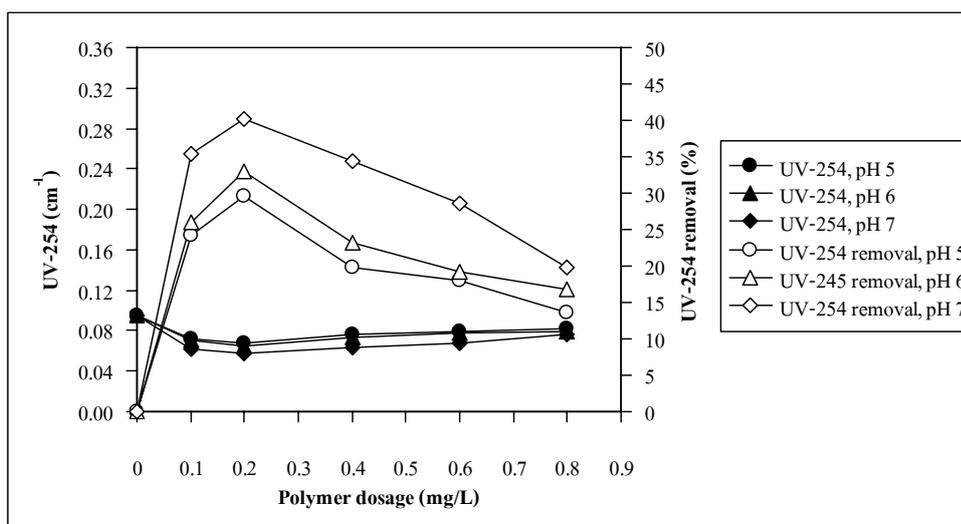
เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer ความเข้มข้น 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงกว่าที่ความเข้มข้นอื่นๆ โดยสามารถลดค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.062 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.044 0.043 และ 0.039 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพของการกำจัดเท่ากับ 29 32 และ 38 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลดค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.096 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.067 0.064 และ 0.057 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 30 33 และ 40 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-13)

จากผลการทดลองข้างต้น เห็นได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer ความเข้มข้น 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ให้ประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงกว่าที่สภาวะการควบคุมอื่นๆ เช่นเดียวกับการกำจัดความขุ่น สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิน และคณะ (2552) พบว่า การใช้ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัด UV-254 ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ได้น้อยประมาณ 28 เปอร์เซ็นต์เท่านั้น และ Bolto และคณะ (2001) ศึกษาการกำจัด UV-254 ของน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำในประเทศออสเตรเลีย พบว่า polymer 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ให้ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ได้ประมาณ 54 เปอร์เซ็นต์

ถึงแม้ว่า การใช้ polymer ที่สภาวะดังกล่าว เป็นสภาวะที่ทำให้เกิดโคแอกกูเลชันได้ดีกว่าที่สภาวะการควบคุมอื่นๆ แต่เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอน พบว่า polymer มีประสิทธิภาพในการกำจัดค่า UV-254 ได้ค่อนข้างต่ำกว่า PACI อาจเป็นเพราะ polymer ไม่สามารถสร้างฟล็อกที่มีขนาดใหญ่ได้เพียงพอต่อการตกตะกอน (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2542) จึงทำให้สารอินทรีย์ถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอนได้น้อย และเนื่องจาก polymer เป็นสารอินทรีย์สังเคราะห์ทำให้มีความเป็นไปได้ว่า เมื่อ polymer ละลายน้ำกลับเป็นการเพิ่มสารอินทรีย์ให้กับน้ำมากกว่าการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคสารอินทรีย์ การรวมตัวของอนุภาคจึงเกิดขึ้นได้ไม่สมบูรณ์ สารอินทรีย์จึงถูกกำจัดออกไปพร้อมกับการตกตะกอนได้น้อย จึงเป็นสาเหตุที่ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดมีค่าต่ำกว่าการใช้ PACI



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ 3-13 ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

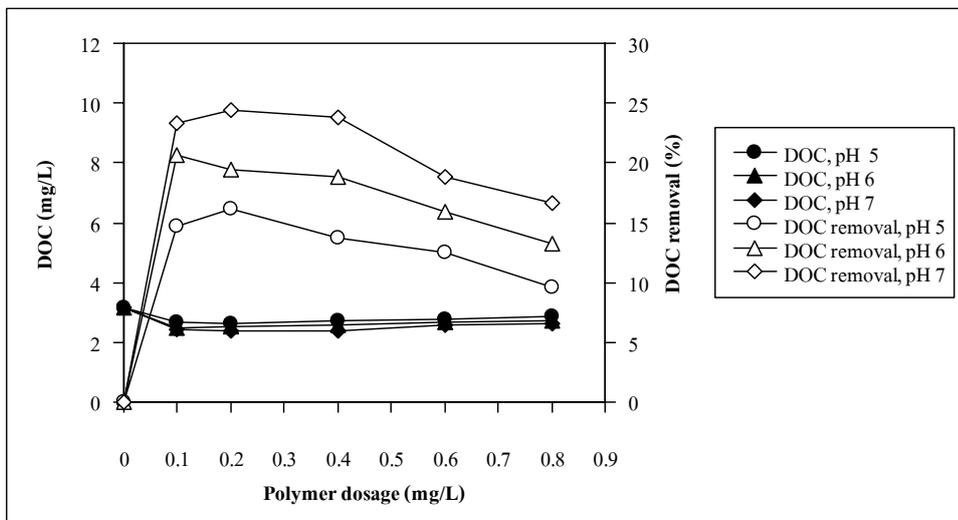
3) การกำจัด DOC

ผลการหาประสิทธิภาพการกำจัดค่า DOC พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer ความเข้มข้น 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่สภาวะการควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 สามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล ได้สูงกว่าที่ความเข้มข้นอื่นๆ โดยสามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงเหลือเท่ากับ 2.6 2.5 และ 2.4 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 16 19 และ 24 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 3.5 3.4 และ 3.2 ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 17 20 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-14)

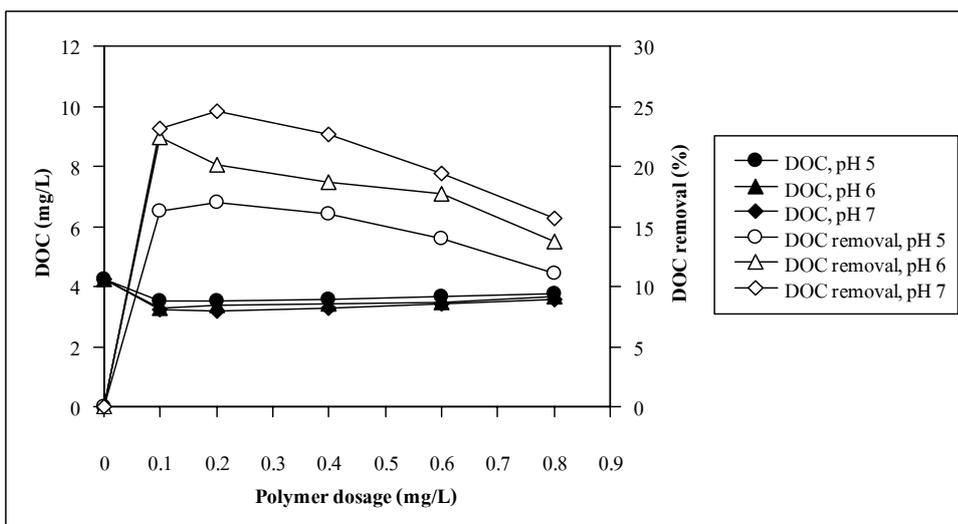
จากผลการศึกษาข้างต้น จะเห็นได้ว่า ความเข้มข้น polymer 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล ได้สูงกว่าที่สภาวะการควบคุมอื่นๆ สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิน และคณะ (2552) พบว่า การใช้ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัด DOC ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ได้น้อยมาก ประมาณ 9 เปอร์เซ็นต์เท่านั้น

จากการศึกษากล่าวได้ว่า การกำจัดค่า DOC มีทิศทางที่สอดคล้องกับการลดลงต่ำสุดของค่าความขุ่น และเมื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง โดยการพิจารณาค่า regression พบว่า มีค่าเท่ากับ 0.9140 และ 0.9209 ตามลำดับ (ภาคผนวก ค) ซึ่งค่า regression ทั้งสองมีค่าค่อนข้างสูงพอสมควร ที่จะแสดงแนวโน้มได้ว่า ปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOM ในรูปของ DOC และ UV-254 มีความสัมพันธ์กัน ท้ายที่สุดจึงสรุปได้ว่า polymer 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ทำให้เกิดการลดลงต่ำสุดของค่า DOC และ UV-254 ดังนั้นจึงเลือกสภาวะดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันเมื่อใช้ polymer เป็นสารสร้างตะกอน

อย่างไรก็ตาม เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด DOC กับ UV-254 เห็นได้ว่า polymer ให้ประสิทธิภาพในการกำจัด DOC น้อยกว่า UV-254 เช่นเดียวกับการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอน ดังนั้นจึงสรุปได้ในเบื้องต้นว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ polymer ที่สภาวะเหมาะสม สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ดีกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic (แสดงรายละเอียดในส่วนของการศึกษากระบวนการแฟรกชัน DOM ต่อไป)



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ 3-14 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

4) กลไกของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย polymer

กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย polymer สามารถการกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ได้ เนื่องจาก polymer (cationic) สร้างโคแอกกูเลชันโดยอาศัยคุณสมบัติในการเกาะจับกับอนุภาคคอลลอยด์ลอย และ DOM ด้วยการทำลายประจุลบของอนุภาคคอลลอยด์และสารอินทรีย์ในน้ำด้วยประจุบวกของ polymer ทำให้คอลลอยด์เกิดการสูญเสียเสถียรภาพ และการใช้ polymer เป็นสะพานในการเชื่อมต่อระหว่างอนุภาคคอลลอยด์หลายๆ อนุภาค (polymer bridging) จนกลายเป็นฟล็อกที่มีขนาดใหญ่ขึ้น และง่ายต่อการตกตะกอน (Bolto *et al.*, 2001; ญัฐชยาน์ พงศ์สถาปติ, 2551) ความขุ่นและสารอินทรีย์บางส่วนจึงถูกกำจัดออกไปพร้อมกับการตกตะกอน การเกิดกลไกดังกล่าวมีความสัมพันธ์กับระดับความขุ่นในน้ำและความเข้มข้นของ polymer ที่ใช้ในการสร้างตะกอน กล่าวคือ น้ำดิบที่มีความขุ่นต่ำย่อมต้องการความเข้มข้น polymer ในปริมาณน้อย (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542) ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลอง จึงอธิบายได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย polymer สามารถกำจัดความขุ่นและสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี ที่ความเข้มข้น polymer 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร และควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ polymer ไปเป็น 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ของทุกสภาวะการควบคุมพีเอช ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมีแนวโน้มเริ่มลดลง (ภาพที่ 3-12 ถึง 3-14 และภาคผนวก ข) เพราะการใช้ polymer ที่มากเกินไป อาจเป็นสาเหตุทำให้อนุภาคคอลลอยด์และสารอินทรีย์มีเสถียรภาพกลับคืนมาใหม่ การรวมตัวของกลุ่มตะกอนเกิดขึ้นได้น้อยฟล็อกจึงมีน้ำหนักไม่มากพอที่จะตกตะกอน

ถึงแม้ว่า ความเข้มข้น polymer 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่การควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัดความขุ่นและสารอินทรีย์ได้ดีกว่าที่สภาวะการควบคุมอื่นๆ แต่เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดทั้งหมด พบว่า มีค่าค่อนข้างต่ำเมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PAC1 เป็นสารสร้างตะกอน และนอกจาก polymer ไม่อาจสร้างฟล็อกที่มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักเพียงพอที่จะตกตะกอนแล้ว polymer ยังเป็นสารที่มีราคาแพงกว่า PAC1 มาก ดังนั้นจึงสรุปได้ว่า การใช้ polymer เป็นสารสร้างตะกอนเพียงลำพังอาจไม่เหมาะกับน้ำที่มีความขุ่นค่อนข้างต่ำ แต่น่าจะเหมาะกับการใช้เป็นตัวช่วยในการเกิดโคแอกกูเลชัน ซึ่งแสดงในการทดลองต่อไป

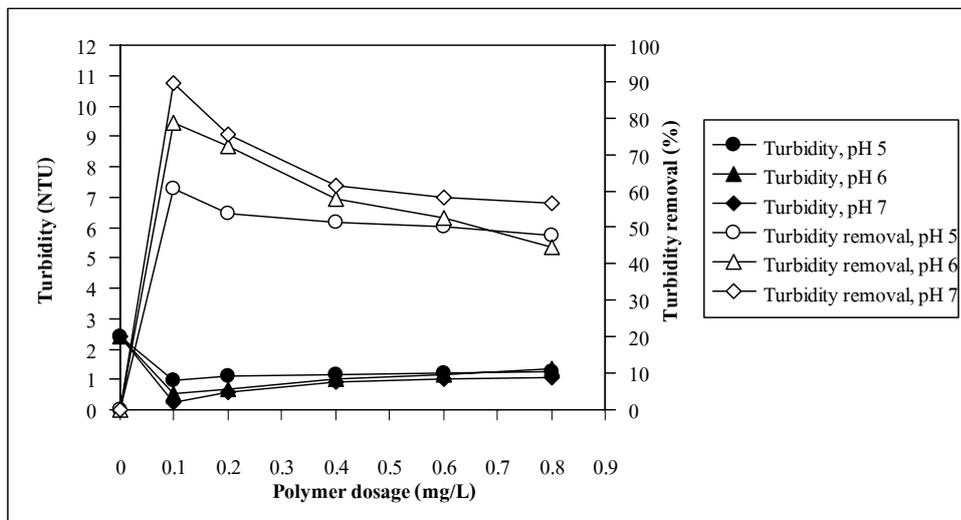
3.2.1.3 กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer

1) การกำจัดความขุ่น

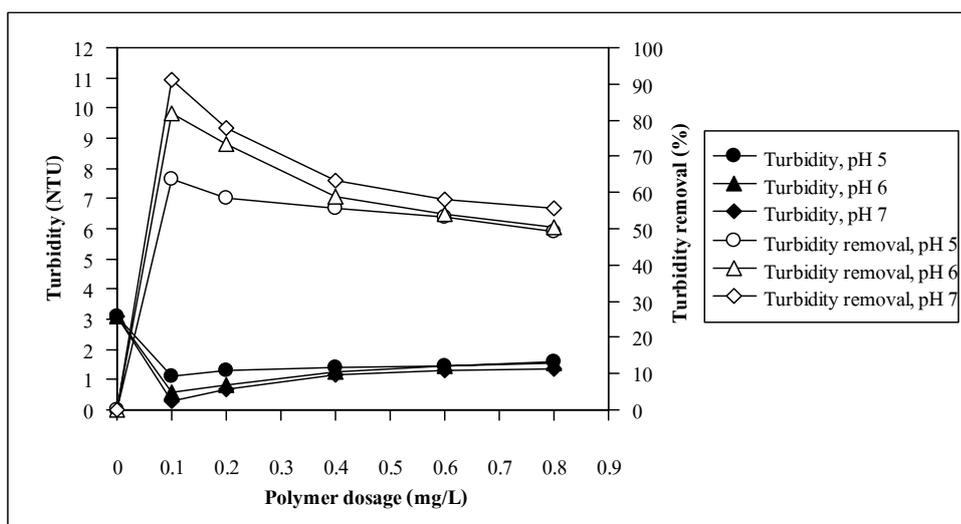
ถึงแม้ว่า กระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว สามารถกำจัดความขุ่นในน้ำได้ค่อนข้างสูง แต่ยังไม่สามารถกำจัดอนุภาคคอลลอยด์ และ DOM ได้เพียงพอ เนื่องจากน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 2 ฤดูกาล เป็นน้ำดิบที่มีความขุ่นค่อนข้างต่ำ ดังนั้นจึงมีความจำเป็นต้องใช้สารช่วยให้เกิดโคแอกกูเลชัน เพื่อให้สามารถกำจัดความขุ่น และ DOM ได้ดียิ่งขึ้น

ผลการทดลองกระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร (จากการทดลองที่ 3.2.1.1) และ polymer 0.1 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่การควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 พบว่า ความเข้มข้น PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer ที่ความเข้มข้น 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี โดยสามารถลดค่าความขุ่นของน้ำตัวอย่างฤดูฝนจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 2.4 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 0.949 0.515 และ 0.249 NTU ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพของการกำจัดเท่ากับ 61 79 และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถกำจัดความขุ่นของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.7 NTU ให้ลดลงเหลือ 1.32 0.672 และ 0.325 NTU ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพของการกำจัดเท่ากับ 64 82 และ 91 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-15)

เมื่อพิจารณาผลการศึกษาข้างต้น เห็นได้ว่า กระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นในน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงสุด และดีกว่าการใช้ PACI หรือ polymer เพียงอย่างเดียว แสดงว่า การเกิดโคแอกกูเลชันด้วย PACI เป็นกระบวนการหลักที่เกิดขึ้น ส่วน polymer เป็นเพียงตัวช่วยในการเกิดโคแอกกูเลชัน หรือเป็นตัวช่วยเพิ่มเป่าสัมผัสและเพิ่มน้ำหนักให้กับฟล็อกให้สามารถตกตะกอนได้ง่ายขึ้น



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

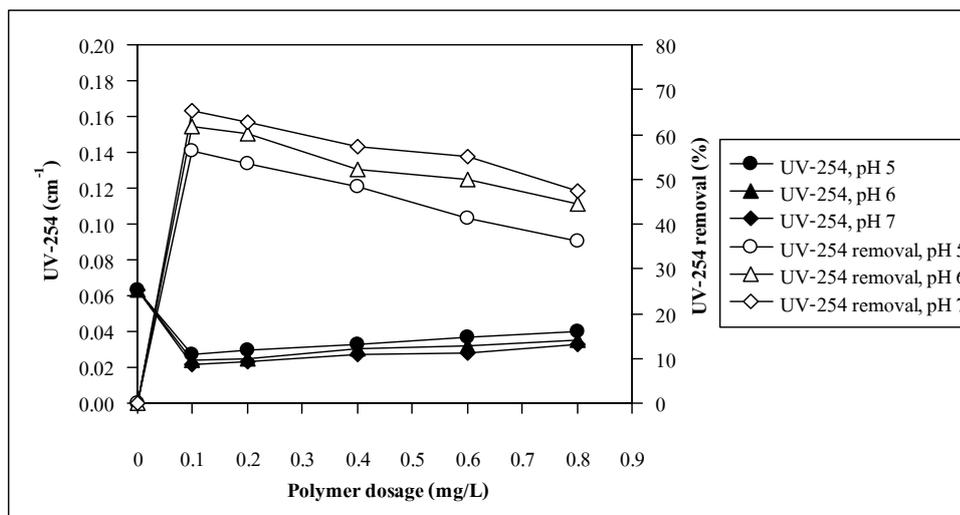
ภาพที่ 3-15 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

2) การกำจัด UV-254

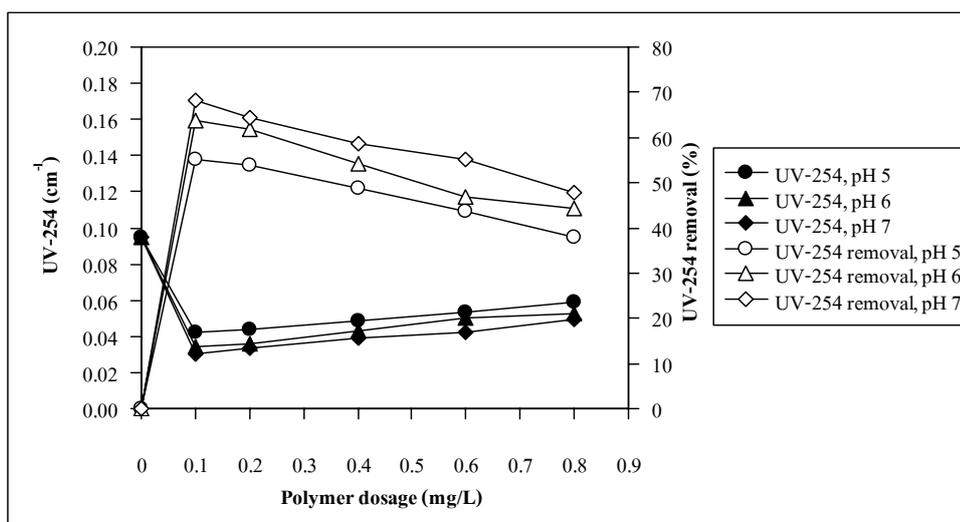
จากผลการทดลองหาประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer ความเข้มข้น 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่การควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี โดยทำให้ค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.063 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.028 0.024 และ 0.022 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 เท่ากับ 56 62 และ 65 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ สำหรับการทดลองในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะดังกล่าว สามารถลดค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างเริ่มต้นเท่ากับ 0.095 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.042 0.034 และ 0.030 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด เท่ากับ 55 64 และ 68 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-16)

จากผลการศึกษาข้างต้น กล่าวได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer ความเข้มข้น 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่การควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงสุด สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิน อินทนุจิตร และคณะ (2552) พบว่า เมื่อใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำดิบประปา เท่ากับ 54 เปอร์เซ็นต์ และ Yan และคณะ (2008) พบว่า การใช้ PACI ร่วมกับ polymer สามารถกำจัดค่า UV-254 ได้มากขึ้นเช่นเดียวกัน

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนหลัก ร่วมกับ polymer ที่สภาวะเหมาะสม จะเห็นได้ว่า สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของการทำโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ในน้ำตัวอย่างของแต่ละฤดูกาลเพิ่มขึ้น เท่ากับ 3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางสรุปที่ 3-9 เพราะว่า PACI ทำให้เกิดการรวมตัวกับอนุภาคสารอินทรีย์เกิดเป็นกลุ่มตะกอนได้เร็วและมีความแข็งแรง และเมื่อใช้ร่วมกับ polymer จึงทำให้เกิดการเชื่อมต่อระหว่างอนุภาคกลายเป็นฟล็อกที่มีขนาดใหญ่มากขึ้นและมีน้ำหนักเพิ่มขึ้น สารอินทรีย์จึงถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอนได้ดีกว่าการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ 3-16 ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1- 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

3) การกำจัด DOC

สำหรับการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดค่า DOC พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer ความเข้มข้น 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่การควบคุมพีเอชเท่ากับ 5 6 และ 7 สามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี โดยสามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 1.8 1.7 และ 1.4 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพของการกำจัด DOC เท่ากับ 43 48 และ 57 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้มีค่าลดลงเหลือเท่ากับ 2.3 2.0 และ 1.7 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัด DOC เท่ากับ 46 54 และ 60 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ภาพที่ 3-17)

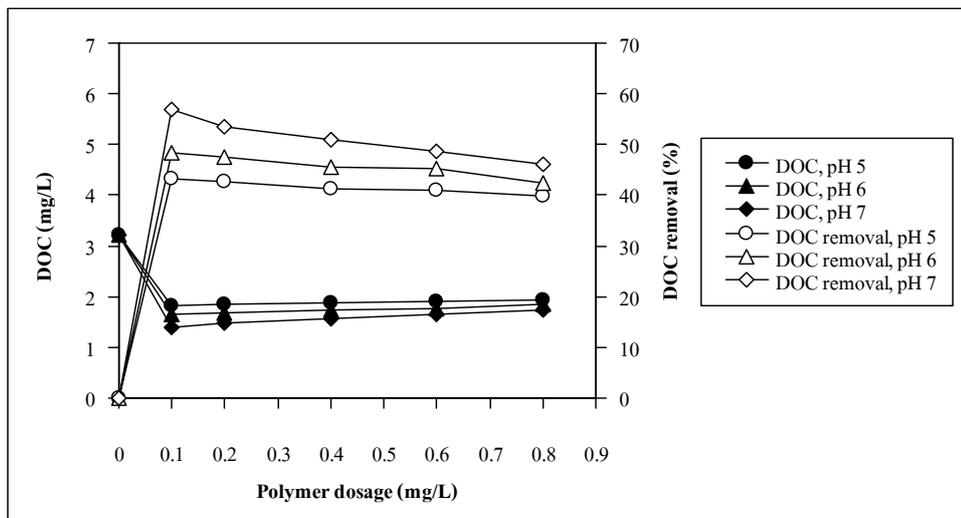
เมื่อพิจารณาผลการศึกษาข้างต้น กล่าวได้ว่า การใช้ PACI ความเข้มข้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer ความเข้มข้น 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้ประสิทธิภาพในการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดีที่สุด สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิน อินทนูจิตร และคณะ (2552) พบว่า เมื่อใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัดค่า DOC ในน้ำดิบประปา เท่ากับ 56 เปอร์เซ็นต์ และ Yan และคณะ (2008) พบว่า การใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัด DOC ได้มากขึ้นเช่นเดียวกัน

อย่างไรก็ตาม จะเห็นได้ว่า ประสิทธิภาพของการกำจัด DOC มีทิศทางที่สอดคล้องกับการลดลงต่ำสุดของค่าความขุ่น และจากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC กับ UV-254 ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง โดยการพิจารณาค่า regression พบว่า เท่ากับ 0.9600 และ 0.9769 ตามลำดับ (ภาคผนวก ก) ซึ่งมีค่าค่อนข้างสูงดีพอที่สามารถยอมรับได้ว่า ปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOM ในรูปของ DOC และ UV-254 มีความสัมพันธ์กัน ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่า การใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ทำให้เกิดการลดลงต่ำสุดของค่า DOC และ UV-254 จึงเลือกสภาวะดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชัน

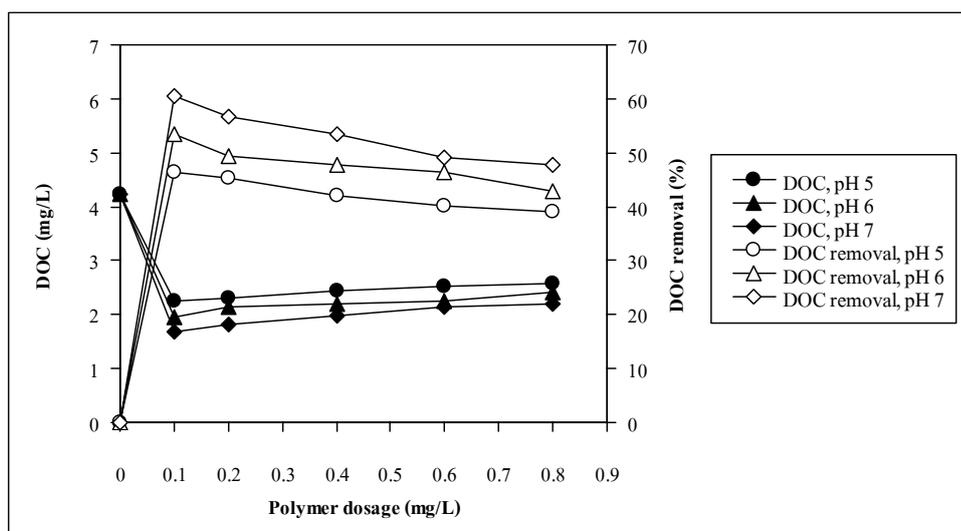
จากการพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนหลัก และ polymer ที่สภาวะเหมาะสม จะเห็นได้ว่า สามารถกำจัดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างของแต่ละฤดูกาลเพิ่มขึ้น เท่ากับ 8 เปอร์เซ็นต์ ดังแสดงตารางสรุปที่ 3-9 แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer นอกจากให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ดีขึ้นแล้ว ยังสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic ได้

เพิ่มขึ้นอีกด้วย เพราะ polymer ช่วยให้เกิดโคแอกกูเลชันได้ดียิ่งขึ้น เนื่องจาก polymer สามารถเชื่อมต่อกับอนุภาคที่มีขนาดเล็ก (สารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลต่ำ) ให้เกาะกลุ่มเป็นฟล็อกที่มีขนาดใหญ่และแน่น (dense floc) ฟล็อกที่เกิดขึ้นจึงมีน้ำเป็นองค์ประกอบน้อยยากที่จะหลุดออกจากกัน สารอินทรีย์จึงถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอนได้มากขึ้น

ดังนั้นจึงสรุปในเบื้องต้นได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl ร่วมกับ polymer สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ดีกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic (แสดงรายละเอียดในส่วนของการศึกษากระบวนการแฟรกชัน DOM ต่อไป)



(a) น้ำตัวอย่างขุ่น



(b) น้ำตัวอย่างใส

ภาพที่ 3-17 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1- 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างขุ่น และ (b) น้ำตัวอย่างใส

4) กลไกของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี เนื่องจาก PACI มีกลไกในการทำลายการทำลายเสถียรภาพทางไฟฟ้า การดูดซับและการทำลายอำนาจประจุของคอลลอยด์ และการห่อหุ้มอนุภาคด้วยผลึกไฮดรอกไซด์ (Wu *et al.*, 2007; Yan *et al.*, 2008) ส่วน polymer เป็นตัวเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ทำให้คอลลอยด์เกิดการรวมตัวกันหลายๆ อนุภาคจนกลายเป็นฟล็อกขนาดใหญ่สามารถตกตะกอนได้ง่าย (Gregor *et al.*, 1997) ความขุ่นและสารอินทรีย์บางส่วนจึงถูกกำจัดออกไปพร้อมกับการตกตะกอน

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นและ DOM ในรูปของ UV-254 และ DOC เห็นได้ว่า ทุกสภาวะของการควบคุมพีเอช 5 6 และ 7 การใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการกำจัดได้ดี แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ polymer เป็น 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า ทำให้เกิดแนวโน้มในการกำจัดลดลง (ภาพที่ 3-15 ถึง 3-17 และแสดงรายละเอียดในภาคผนวก ข) อาจเป็นเพราะการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 เป็นสภาวะเหมาะสมที่ทำให้โคแอกกูเลชันเกิดขึ้น ได้ดีที่สุด (การทดลองที่ 3.2.1.1) และเมื่อเติม polymer ที่มากเกินไปกลับเป็นการทำลายเสถียรภาพของฟล็อกที่เกิดจากการเติม PACI จึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดลดลง ดังนั้นจึงเป็นไปได้ว่า การเกิดโคแอกกูเลชันด้วย PACI เป็นกระบวนการหลักที่เกิดขึ้น ส่วน polymer เป็นเพียงตัวช่วยในการเกิดโคแอกกูเลชันคือ ช่วยเพิ่มโอกาสหรือเป่าสัมผัสระหว่างอนุภาคและเพิ่มน้ำหนักให้กับฟล็อกเท่านั้น

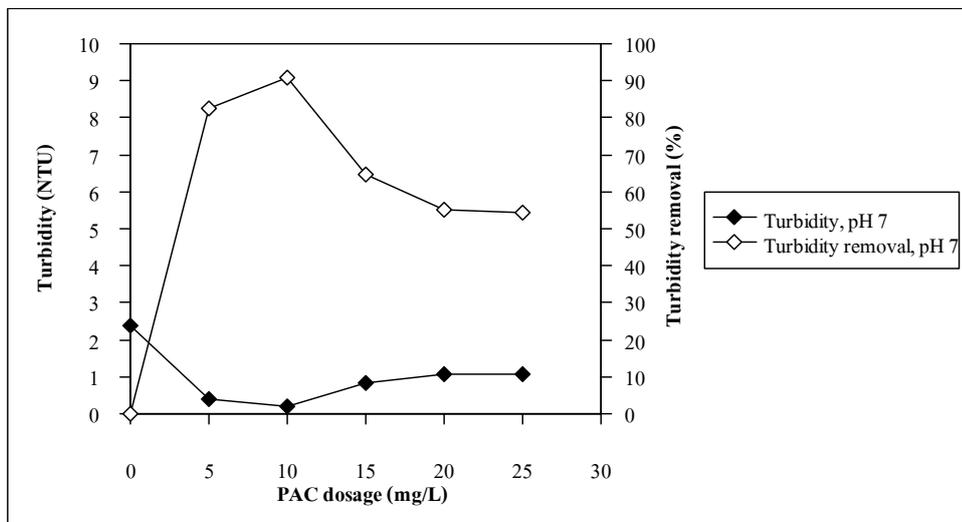
ถึงแม้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัดความขุ่นในน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี และสามารถกำจัด DOM ได้เพิ่มขึ้น เมื่อเทียบกับการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว แต่ยังไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้อย่างเพียงพอ โดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic จึงต้องมีการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันให้สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าวได้ดียิ่งขึ้น ซึ่งแสดงผลการทดลองในหัวข้อต่อไป

3.2.1.4 กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ร่วมกับ PAC

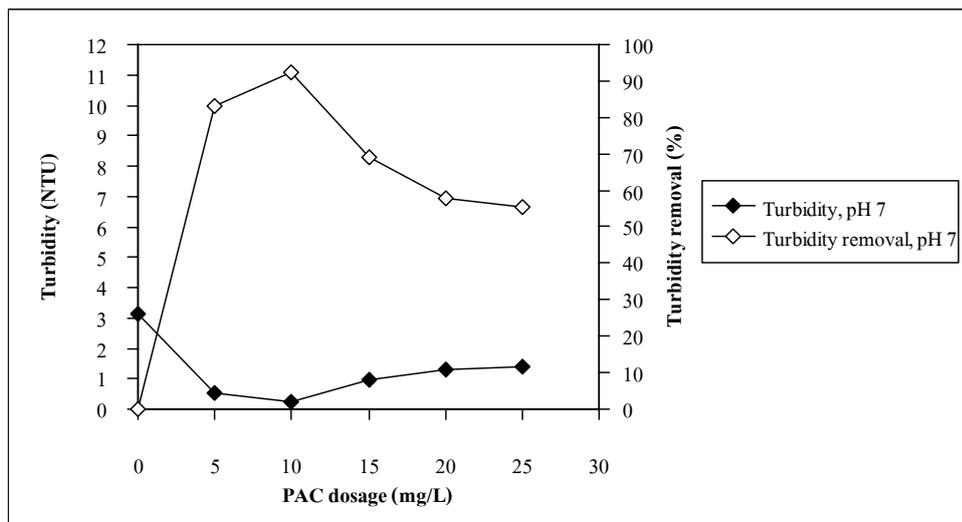
1) การกำจัดความขุ่น

จากการศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร (จากการทดลองที่ 3.2.1.3) ร่วมกับ PAC 5 10 15 20 และ 25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่สภาวะการควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 พบว่า PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัดความขุ่นหรืออนุภาคแขวนลอยในน้ำได้ดีที่สุด โดยทำให้ค่าความขุ่นของน้ำตัวอย่างถูกลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 2.4 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 0.24 NTU คิดเป็นประสิทธิภาพของการกำจัดเท่ากับ 91 เปอร์เซ็นต์ และทำให้ค่าความขุ่นน้ำตัวอย่างถูกลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.7 NTU ให้ลดลงเหลือ เท่ากับ 0.26 NTU คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 93 เปอร์เซ็นต์ (ภาพที่ 3-18)

เมื่อนำค่าประสิทธิภาพของการกำจัดความขุ่น โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC ที่สภาวะดังกล่าว มาเปรียบเทียบกับการใช้ (1) PACI (2) polymer และ (3) PACI และ polymer กล่าวได้ว่า (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นได้สูงสุด แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยการใช้ PAC สามารถลดอนุภาคคอลลอยด์ โดยเฉพาะคอลลอยด์ที่มีขนาดเล็กๆ ซึ่งยากที่จะทำให้เกิดการเกาะกลุ่มเป็นฟล็อกด้วย PACI และ polymer อนุภาคคอลลอยด์จึงถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอนได้มากขึ้น



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



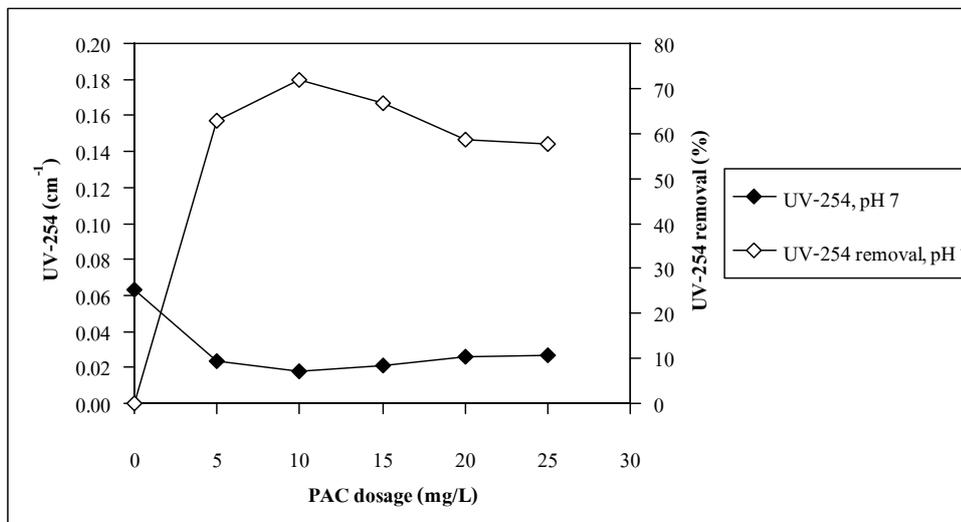
(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ 3-18 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

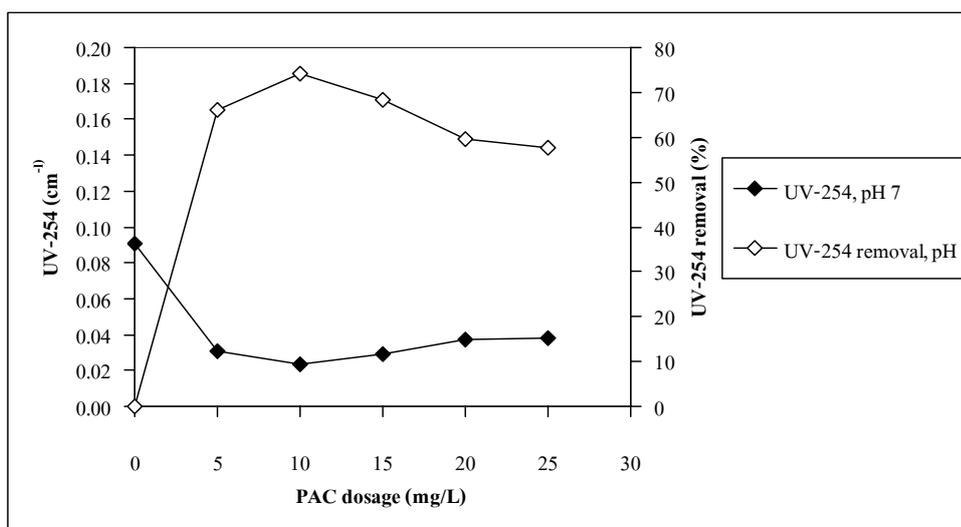
2) การกำจัด UV-254

ประสิทธิภาพของการกำจัดค่า UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงสุด โดยทำให้ค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.063 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.018 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 72 เปอร์เซ็นต์ และทำให้ค่า UV-254 ของตัวอย่างฤดูแล้งลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.091 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.023 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 74 เปอร์เซ็นต์ (ภาพที่ 3-19) สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิน อินทภูจิตร (2552) พบว่า เมื่อใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 80 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำดิบประปา เท่ากับ 72 เปอร์เซ็นต์

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนหลัก และ polymer ร่วมกับ PAC ที่สภาวะดังกล่าวข้างต้น กล่าวได้ว่า สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้เพิ่มขึ้น เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของการทำโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งมีค่าเพิ่มขึ้น เท่ากับ 10 และ 9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางสรุปที่ 3-9 เพราะ PAC สามารถดูดติดโมเลกุลของสารอินทรีย์มาเกาะติดผิวคาร์บอนได้เป็นอย่างดี (Jacangelo *et al.*, 1995) ประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 จึงมีค่ามากกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว



(a) น้ำตัวอย่างขุ่น



(b) น้ำตัวอย่างใส

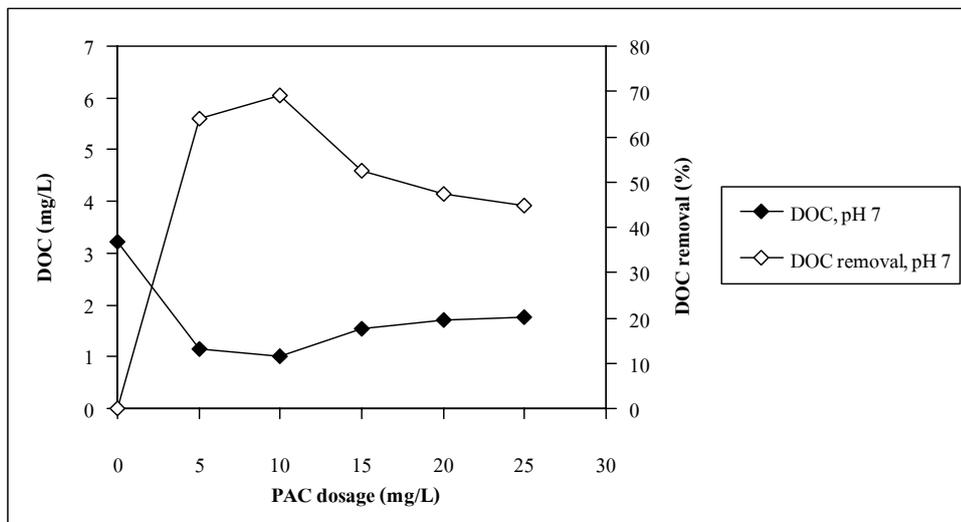
ภาพที่ 3-19 ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PAC 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (a) น้ำตัวอย่างขุ่น และ (b) น้ำตัวอย่างใส

3) การกำจัด DOC

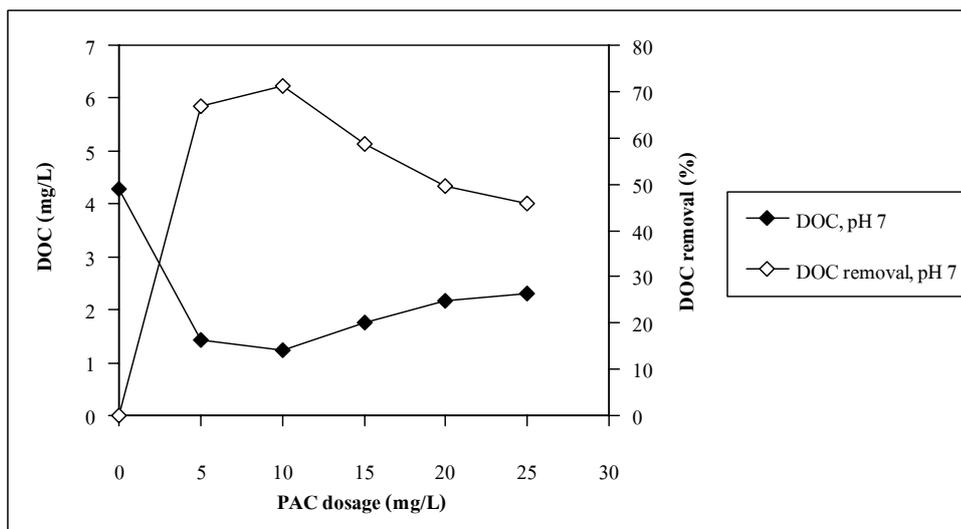
ผลการศึกษาหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 69 เปอร์เซ็นต์ และสามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงเหลือเท่ากับ 1.2 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 71 เปอร์เซ็นต์ (ภาพที่ 3-20) สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิน อินทภูจิตร (2552) พบว่า เมื่อใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 80 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถกำจัดค่า DOC ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา เท่ากับ 87 เปอร์เซ็นต์

เมื่อพิจารณาผลการศึกษาข้างต้น กล่าวได้ว่า ประสิทธิภาพการกำจัด DOC มีทิศทางที่สอดคล้องกับการลดลงต่ำสุดของค่าความขุ่น และจากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC และ UV-254 ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง โดยการพิจารณาค่า regression พบว่า เท่ากับ 0.9330 และ 0.9594 ตามลำดับ (ภาคผนวก ค) ซึ่งมีค่าสูงเพียงพอที่จะยอมรับได้ว่า ปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOM ในรูปของ DOC และ UV-254 มีความสัมพันธ์กัน แสดงว่า การใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และ PAC 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ทำให้เกิดการลดลงต่ำสุดของค่า DOC และ UV-254 ดังนั้นจึงเลือกสภาวะดังกล่าว เป็นสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชัน

จากการพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC ที่สภาวะเหมาะสม กล่าวได้ว่า สามารถกำจัดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 21 และ 19 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ดีแล้ว ยังสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic ได้ดีเพิ่มขึ้นด้วย เพราะ PAC เป็นสารดูดติดผิวสามารถดูดติดโมเลกุลหรืออนุภาคสารอินทรีย์จำนวนมากมาเกาะติดที่ผิวคาร์บอน โดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลต่ำ มักสามารถเกาะติดผิวคาร์บอนได้ดี (Uyak *et al.*, 2007; Huang *et al.*, 2008) สารอินทรีย์จึงถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอนได้มากขึ้น ดังนั้นจึงสรุปได้ว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัด DOM กลุ่ม humic และ non-humic ได้ดีกว่าการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว และ การใช้ PACI และ polymer



(a) น้ำตัวอย่างขุ่น



(b) น้ำตัวอย่างใส

ภาพที่ 3-20 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช เท่ากับ 7 (a) น้ำตัวอย่างขุ่น และ (b) น้ำตัวอย่างใส

4) กลไกของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ร่วมกับ

PAC

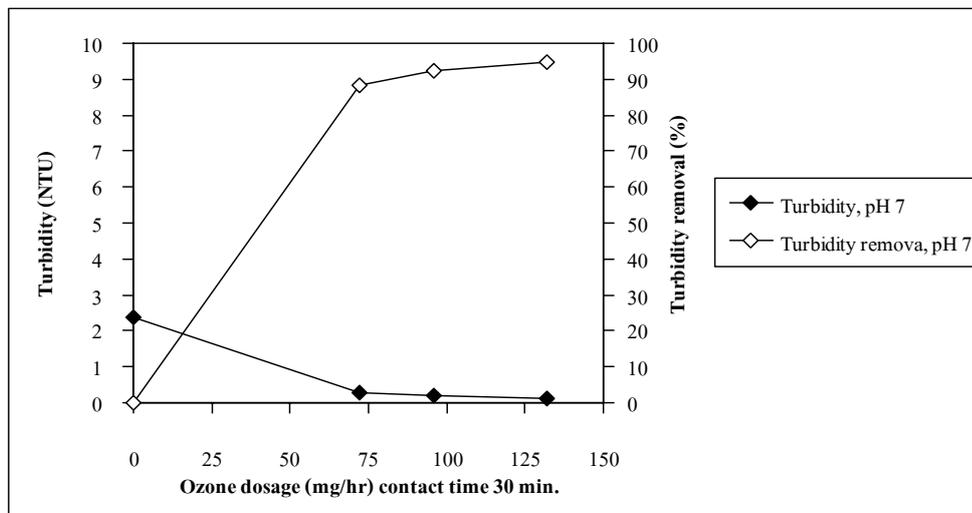
กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใส่ PACI และ polymer สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดี เนื่องจาก PACI มีกลไกในการทำลายเสถียรภาพทางไฟฟ้า การดูดซับและการทำลายอำนาจประจุของคอลลอยด์ และการห่อหุ้มอนุภาคด้วยผลึกไฮดรอกไซด์ (Wu *et al.*, 2007; Yan *et al.*, 2008) ส่วน polymer เป็นตัวเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ ทำให้คอลลอยด์และสารอินทรีย์บางส่วน โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลสูงๆ เกิดการรวมตัวกันหลายๆ อนุภาคจนกลายเป็นฟล็อกขนาดใหญ่พร้อมที่จะตกตะกอน และเมื่อเพิ่มประสิทธิภาพโดยการเติม PAC ลงไปในขณะที่ทำการกวนน้ำ จะทำให้น้ำเกิดการปั่นป่วน กลไกการดูดติดผิวจึงเกิดขึ้น โดยการเคลื่อนตัวของโมเลกุลสารอินทรีย์ละลายน้ำแทรกผ่านฟิล์มน้ำที่รอบล้อมถ่านกัมมันต์ (film diffusion) จนทำให้โมเลกุลสารอินทรีย์ละลายน้ำแทรกเข้าไปในช่องว่างภายในของถ่านกัมมันต์ (pore diffusion) ด้วยกลไกดังกล่าว จึงทำให้ PAC สามารถดูดติดโมเลกุลสารอินทรีย์ได้ดี โดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ซึ่งมีโมเลกุลขนาดเล็กจึงสามารถถูกดูดเข้าไปในช่องว่างของถ่านกัมมันต์ได้ง่ายกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ซึ่งมีโมเลกุลขนาดใหญ่ (Huang and Yeh, 1999; Cook *et al.*, 2001; Ho *et al.*, 2005; Zhao *et al.*, 2009; มั่นสิน ตันทุลเวศม์, 2542)

3.2.1.5 กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ร่วมกับ ozone

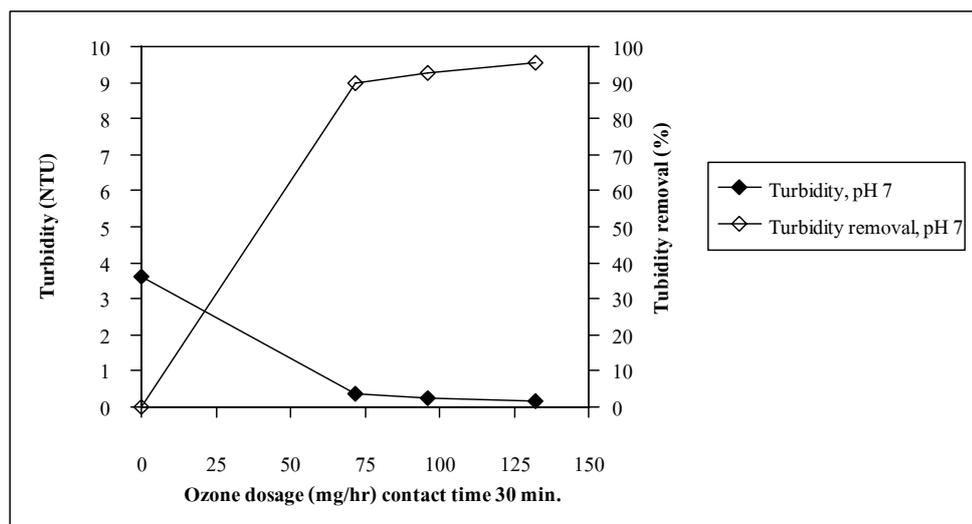
1) การกำจัดความขุ่น

ผลการศึกษาระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่การควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 (จากการทดลองที่ 3.2.1.3) ร่วมกับ ozone ความเข้มข้นเท่ากับ 72.96 และ 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง และระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที พบว่า PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที สามารถกำจัดความขุ่นหรืออนุภาคคอลลอยด์ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้ดีที่สุด โดยทำให้ค่าความขุ่นของน้ำตัวอย่างฤดูฝนลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 2.4 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 0.13 NTU คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 95 เปอร์เซ็นต์ และทำให้ค่าความขุ่นของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.6 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 0.16 NTU คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 96 เปอร์เซ็นต์ (ภาพที่ 3-21)

เมื่อนำค่าประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ที่สภาวะดังกล่าวมาเปรียบเทียบกับการใช้ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่า (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ให้ผลลัพธ์ในการกำจัดความขุ่นได้สูงสุด แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยการใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัดความขุ่นออกจากน้ำได้บางส่วนแล้ว เมื่อนำน้ำตัวอย่างมาบำบัดต่อด้วย ozone กล่าวได้ว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นได้ดียิ่งขึ้น เนื่องจาก ozone สามารถเข้าไปทำปฏิกิริยากับอนุภาคคอลลอยด์ในน้ำ ซึ่งธารกมล ถาวรพนานิช (2543) รายงานว่า กระบวนการ โอโซนเนชันสามารถกำจัดอนุภาคคอลลอยด์ต่างๆ ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำได้ โดย ozone จะเข้าไปทำปฏิกิริยากับอนุภาคคอลลอยด์ทำให้มีอนุภาคที่เล็กลงและกลายเป็นส่วนที่ละลายน้ำได้ และจากการศึกษาของ Reckhow และ Singer (1984) พบว่า ozone สามารถเข้าไปทำปฏิกิริยาและทำลายความเสถียรของคอลลอยด์ทำให้เกิดการรวมตัวกัน ซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นทำให้เกิดโมเลกุลมีขั้วหรือหมู่ chelating เพิ่มขึ้นซึ่งโมเลกุลเหล่านี้สามารถชักนำให้เกิดการตกตะกอนจากนั้น ozone จะเข้าไปออกซิไดซ์ตะกอนที่เกิดขึ้น



(a) น้ำตัวอย่างขุ่น



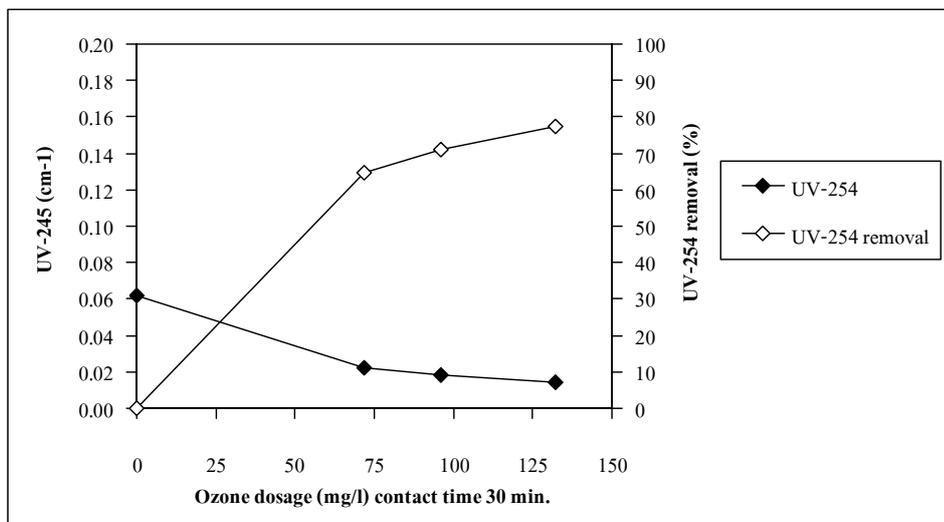
(b) น้ำตัวอย่างขุ่น

ภาพที่ 3-21 ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างขุ่น และ (b) น้ำตัวอย่างขุ่น

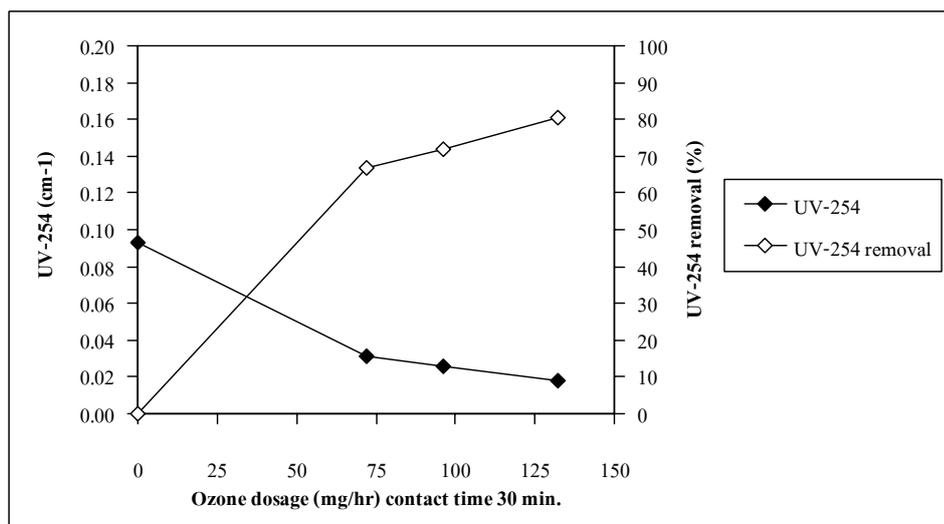
2) การกำจัด UV-254

ผลการศึกษาหาประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงสุด โดยทำให้ค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.062 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.017 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 73 เปอร์เซ็นต์ และสามารถลดค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.093 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.024 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 74 เปอร์เซ็นต์ (ภาพที่ 3-22) สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิน อินทนูจิตร์ (2552) รายงานว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภา เท่ากับ 67 เปอร์เซ็นต์

จากการพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ที่สภาวะดังกล่าว เห็นได้ว่า สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้เพิ่มขึ้น เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งมีค่าเพิ่มขึ้น เท่ากับ 10 และ 9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางสรุปที่ 3-9 สอดคล้องกับการศึกษาของ Singer และคณะ (2003) รายงานว่า กระบวนการโอโซนเนชันมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน ดังนั้นการลดลงของค่า UV-254 เกิดขึ้นเนื่องจาก ozone สามารถเข้าไปออกซิไดซ์ DOM หรือเข้าไปแตกพันธะของ DOM ส่งผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลสูงให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลต่ำ เพื่อให้ง่ายต่อการย่อยสลายมากยิ่งขึ้น (Kaastrup and Halmo, 1989; Owen *et al.*, 1995; Ji *et al.*, 2008) และ Staehelin และ Hoigne (1985) รายงานว่า การทำปฏิกิริยาของ ozone กับ DOM มีผลให้สารอินทรีย์กลุ่ม humic ลดลง เนื่องจาก humic มีโครงสร้างโมเลกุลเป็นหมู่ฟังก์ชันจำพวกกรดคาร์บอกซิลิก และกรดฟีนอลิก ซึ่งเป็นหมู่ฟังก์ชันที่ไวต่อการทำปฏิกิริยากับ ozone และทำให้เกิดปฏิกิริยาถูกโซ่ของการเกิดเรดิคัลทำให้มี hydroxyl radical (OH°) ที่สามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ได้ดี ดังนั้นจึงสรุปได้ว่า การใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันมีประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 ได้ดีกว่าการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันเพียงอย่างเดียว



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

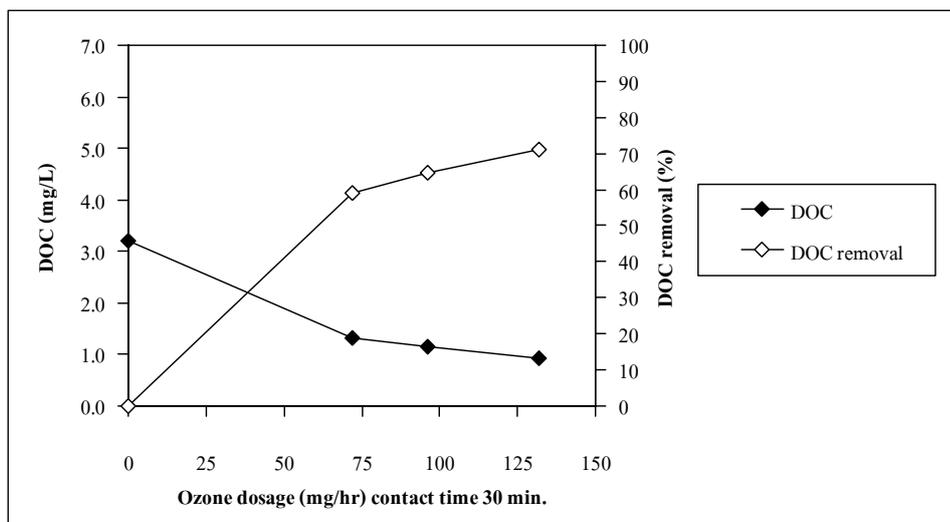
ภาพที่ 3-22 ประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการโคเอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

3) การกำจัด DOC

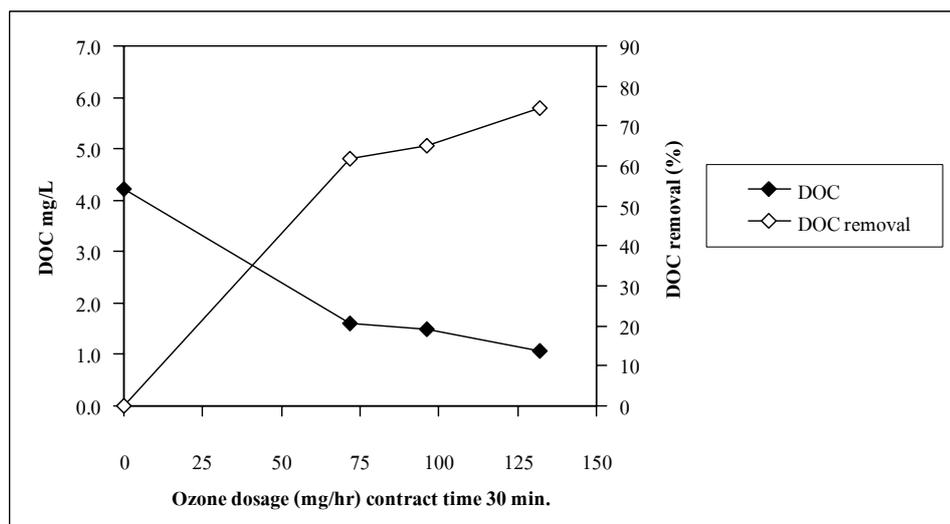
จากการศึกษาหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้สูงสุด โดยสามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.93 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 71 เปอร์เซ็นต์ และสามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงเหลือเท่ากับ 1.1 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 73 เปอร์เซ็นต์ (ภาพที่ 3-23) สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิน อินทนูจิตร์ (2552) รายงานว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที สามารถกำจัดค่า DOC ในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภา เท่ากับ 61 เปอร์เซ็นต์

เมื่อพิจารณาผลการศึกษาดังกล่าวได้ว่า ประสิทธิภาพการกำจัด DOC มีทิศทางที่สอดคล้องกับการลดลงต่ำสุดของค่าความขุ่น จากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC และ UV-254 ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง โดยการพิจารณาค่า regression พบว่า เท่ากับ 0.9991 และ 0.9983 ตามลำดับ (ภาคผนวก ค) ซึ่งมีค่าสูงมากเพียงพอที่ยอมรับได้ว่า ปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC และ UV-254 มีความสัมพันธ์กัน แสดงว่า การใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ทำให้เกิดการลดลงต่ำสุดของค่า DOC และ UV-254 จึงเลือกสภาวะดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโอโซนเนชัน

จากการพิจารณาประสิทธิภาพของการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ที่สภาวะเหมาะสม กล่าวได้ว่า สามารถกำจัดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลได้เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 23 และ 21 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางสรุปที่ 3-9 แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถกำจัด DOM กลุ่ม humic และ non-humic ได้เพิ่มขึ้น เนื่องจากกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์บางส่วนไปพร้อมกับการตกตะกอน และกระบวนการโอโซนเนชันสามารถออกซิไดซ์หรือสลายพันธะสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนให้ย่อยสลายได้ง่ายยิ่งขึ้น ดังนั้นจึงให้ผลลัพธ์ในการกำจัด DOM ทั้งสองกลุ่มได้สูงสุด



(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ 3-23 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

4) กลไกของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ร่วมกับ

ozone

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ได้ดี เนื่องจาก PACI มีกลไกในการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ โดยอาศัยกลไกต่างๆ คือ การทำลายเสถียรภาพทางไฟฟ้า การดูดซับและการทำลายอำนาจประจุของคอลลอยด์ และการห่อหุ้มอนุภาคด้วยพอลิไฮดรอกไซด์ (Wu *et al.*, 2007; Yan *et al.*, 2008) ส่วน polymer เป็นตัวเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ทำให้คอลลอยด์และสารอินทรีย์บางส่วน โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลสูงๆ เกิดการรวมตัวกันหลายๆ อนุภาคจนกลายเป็นฟล็อกขนาดใหญ่พร้อมที่จะตกตะกอน และเมื่อนำน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันมาผ่านกระบวนการโอโซนเนชัน เพื่อให้ ozone เข้าไปออกซิไดซ์ DOM โดยอาศัยกลไก 2 ขั้นตอน คือ direct oxidation DOM จะถูกทำปฏิกิริยากับโมเลกุลของ ozone โดยตรง และ indirect oxidation เมื่อ ozone ทำปฏิกิริยากับ DOM จะทำให้ ozone เกิดการแตกตัวได้เป็นเรดิคัล (radical) ต่างๆ เช่น OH° และ OH_2° ซึ่งมีความว่องไวในการออกซิไดซ์ DOM ได้เป็นอย่างดี และหาก ozone สามารถออกซิไดซ์ DOM ได้อย่างสมบูรณ์จะได้คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ แต่หาก ozone ไม่สามารถออกซิไดซ์ DOM ได้อย่างสมบูรณ์จะทำให้เกิดการแตกตัวของพันธะสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่และมีโครงสร้างซับซ้อน (humic) ให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลขนาดเล็กถึงกลาง (non-humic) (Chang and Siger, 1991; Gottschalk *et al.*, 2000; Singer *et al.*, 2003; Bose and Reckhow, 2007)

ตารางที่ 3-9 สรุปประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูป UV-254 และ DOC หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันของน้ำตัวอย่าง ถดุดุ่นและถดุดุ่น

| น้ำตัวอย่าง | สถานะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) | | ประสิทธิภาพการกำจัดที่เพิ่มขึ้น* (%) | |
|-------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|-----|--------------------------------------|-----|
| | | UV-254 | DOC | UV-254 | DOC |
| 1. น้ำดิบถดุดุ่น | | | | | |
| (1) PACl | PACl 20 mg/L pH 7 | 62 | 48 | - | - |
| (2) Polymer | Polymer 0.2 mg/L pH 7 | 38 | 24 | - | - |
| (3) PACl+Polymer | PACl 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L pH 7 | 65 | 57 | 3 | 8 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | PACl 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L ร่วมกับ PAC 10 mg/L pH 7 | 72 | 69 | 10 | 21 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | PACl 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L pH 7 ร่วมกับ ozone 132 mg/hr contact time 30 min. | 73 | 71 | 10 | 23 |
| 2. น้ำดิบถดุดุ่น | | | | | |
| (1) PACl | PACl 20 mg/L pH 7 | 65 | 52 | - | - |
| (2) Polymer | Polymer 0.2 mg/L pH 7 | 40 | 25 | - | - |
| (3) PACl+Polymer | PACl 20 mg/L ร่วมกับ polymer 0.1 mg/L pH 7 | 68 | 60 | 3 | 8 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | PACl 20 mg/L ร่วมกับ polymer 0.1 mg/L และ PAC 10 mg/L pH 7 | 74 | 71 | 9 | 19 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | PACl 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L pH 7 ร่วมกับ ozone 132 mg/hr contact time 30 min. | 74 | 73 | 9 | 21 |

หมายเหตุ : *ประสิทธิภาพการกำจัดที่เพิ่มขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACl ที่สถานะเหมาะสม

จากการหาสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันเพื่อกำจัด DOM มีการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนหลัก กระบวนการโคแอกกูเลชันจึงต้องการความเป็นด่างอย่างเพียงพอในการทำปฏิกิริยากับ PACI เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสซึ่งสามารถทำให้โคแอกกูเลชันเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ จากผลการทดลอง พบว่า ทุกการทดลองมีค่าความเป็นด่างคงเหลือหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันเพียงพอ (ดังแสดงในภาคผนวก ข) โคแอกกูเลชันจึงเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ แต่เนื่องจาก PACI เป็นสารประกอบอลูมิเนียมและเมื่อ PACI ละลายน้ำจะไฮโดรไลซ์ เป็นอลูมิเนียมเชิงซ้อนมากมาย และสามารถรวมตัวเป็นอลูมิเนียมได้ถึง Al^{+13} (Wu *et al.*, 2007) ทำให้การใช้ PACI ต้องระวังการเกิดอลูมิเนียมตกค้าง โดย WHO (2004) ได้กำหนดมาตรฐานเพื่อควบคุมชนิดและปริมาณของสารเคมีที่ใช้เป็นสารสร้างตะกอนในการผลิตน้ำประปา เช่น อลูมิเนียม ถึงแม้ว่า WHO ไม่มีการกำหนดค่าแนะนำพื้นฐานทางสุขภาพของอลูมิเนียม เนื่องจากอลูมิเนียมไม่ทำให้เกิดอันตรายต่อสุขภาพอย่างมีนัยสำคัญ เมื่อใช้ในระดับปกติของกระบวนการผลิตน้ำ แต่หากมีอลูมิเนียมมากเกินไปจะเกิดปัญหาเรื่องสี และการสะสมของตะกอนในระบบสูบน้ำ ทำให้มีการกำหนดปริมาณอลูมิเนียมคงเหลือไว้ไม่เกิน 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งกลยุทธ์ในการจัดการที่ดีที่สุดใน การป้องกันไม่ให้มีปริมาณอลูมิเนียมที่มากเกินไปหลงเหลืออยู่ในน้ำประปา คือ ต้องแน่ใจว่าการตกตะกอนนั้นมีประสิทธิภาพสูงสุด

จากการทดลองของน้ำตัวอย่างฤดูฝน พบว่า ปริมาณอลูมิเนียมตกค้างในน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสม ได้แก่ (1) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 (2) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 (3) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 และ (4) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที มีค่าอลูมิเนียมตกค้างเท่ากับ 0.02 0.04 0.02 และ 0.03 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

สำหรับการทดลองของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง พบว่า ปริมาณอลูมิเนียมตกค้างในน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสม ได้แก่ (1) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 (2) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 (3) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 และ (4) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอช 7 ร่วมกับ ozone 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที มีค่าอลูมิเนียมตกค้างเท่ากับ 0.03 0.04 0.02 และ 0.02 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

อย่างไรก็ตาม จะเห็นได้ว่า ทุกการทดลองของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการ ใช้ PACI ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล มีค่าอูมิเนียมตกค้างไม่เกินค่ามาตรฐานของ WHO กำหนด แสดงว่า การใช้ PACI ที่สภาวะดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อการเกิดโคแอกกูเลชัน จึงทำให้ การตกตะกอนมีประสิทธิภาพสูงสุด ส่งผลให้สามารถกำจัด DOM ออกจากน้ำได้มากที่สุด และมี ปริมาณอูมิเนียมหลงเหลืออยู่ในน้ำน้อยกว่ามาตรฐานกำหนด ดังนั้นเมื่อพิจารณาในด้าน ประสิทธิภาพการกำจัด DOM ซึ่งเป็นวัตถุประสงค์หลักของการศึกษา จึงเลือกสภาวะดังกล่าว ข้างต้นเป็นสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการกำจัด DOM ในน้ำดิบประปาที่มีค่าความขุ่นต่ำ และเพื่อ ยืนยันถึงประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน ที่สภาวะ เหมาะสม ดังนั้นจึงตรวจวัดการลดลงของ DOM ด้วยเทคนิค FEEM ซึ่งแสดงรายละเอียดในการ ทดลองถัดไป

3.2.2 FEEM ของน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน

ดังที่ได้กล่าวมาแล้วในส่วนของการตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM ของน้ำดิบ ทั้ง 2 ฤดูกาล ซึ่งพบว่า มีค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ค่อนข้างสูงอยู่ในตำแหน่งเดียวกัน ปรากฏ อยู่ 3 ตำแหน่ง คือ peak A: $255\text{nm}_{\text{Ex}}/410\text{-}430\text{nm}_{\text{Em}}$ peak B: $240\text{nm}_{\text{Ex}}/430\text{-}440\text{nm}_{\text{Em}}$ และ peak C: $260\text{nm}_{\text{Ex}}/340\text{-}350\text{nm}_{\text{Em}}$ โดย peak A B และ C เป็นสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like substances fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances ตามลำดับ เมื่อนำน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล มาผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม พบว่า แต่ละ การทดลองมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์แตกต่างกัน ดังนั้นการตรวจวิเคราะห์สารอินทรีย์ ด้วยเทคนิค FEEM จึงสามารถชี้ให้เห็นถึงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่เกิดจากกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน

3.2.2.1 FEEM ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน

สำหรับการตรวจวิเคราะห์ลักษณะกลุ่มของ DOM ในน้ำตัวอย่างหลังผ่าน กระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน ได้แก่ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า ทุกน้ำตัวอย่างมีค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ค่อนข้างสูง ณ ตำแหน่งเดียวกัน ซึ่ง กระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันดังกล่าวข้างต้น สามารถกำจัดสารอินทรีย์ กลุ่ม humic acid-like substances มีค่าเท่ากับ 64 19 75 81 และ 83 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ สามารถกำจัด สารอินทรีย์กลุ่ม fulvic acid-like substances ซึ่งตรวจพบในน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย

PACI เพียงอย่างเดียว และ polymer เพียงอย่างเดียวเท่านั้น โดยมีค่าเท่ากับ 67 และ 17 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances เท่ากับ 46 0 55 70 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 3-10 และภาพที่ 3-24

จากการศึกษาข้างต้น แสดงให้เห็นว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการ ใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ได้ดีแต่สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ได้น้อย หรือ กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้เพียงบางส่วนเท่านั้น แต่การใช้ polymer เพียงอย่างเดียว พบว่า สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้น้อยมาก ส่วนการใช้ PACI และ polymer พบว่า นอกจากสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ได้ดีแล้วยังสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ได้ดีขึ้น แสดงว่า สารอินทรีย์ กลุ่ม tryptophan-like substances สามารถถูกดูดซับไว้บนฟล็อกและถูกกำจัดไปพร้อมกับการ ตกตะกอนเช่นเดียวกันกับสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่า สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้ดียิ่งขึ้น ส่วนการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้สูงสุด

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์โดยการใช้ PACI เพียง อย่างเดียวกับการใช้ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า การใช้ PACI และ polymer มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 6 และ 9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 12 และ 24 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการกำจัด สารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 14 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

จากผลการตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM เมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์การ กำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นของตำแหน่ง peak A และ B โดยการใช้ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีค่าเท่ากับ 6 12 และ 14 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยตำแหน่งดังกล่าวเป็นสารที่อาจเกิดจากสารกลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ และมีโครงสร้างเป็น aromatic หรือพันธะคู่ สามารถดูดกลืนแสง UV-254 ได้ดี (Edzward *et al.*, 1995) จากลักษณะเฉพาะของสารอินทรีย์กลุ่ม ดังกล่าว จึงสามารถนำมาเปรียบเทียบกับเปอร์เซ็นต์การกำจัดค่า UV-254 ที่เพิ่มขึ้น เมื่อใช้ PACI

และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีค่าเท่ากับ 3 10 และ 10 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ตารางที่ 3-9) พบว่า มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดใกล้เคียงกัน และเมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์การกำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นของตำแหน่ง peak C ด้วยการใช้น้ำ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีค่าเท่ากับ 9 24 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยตำแหน่งดังกล่าวเป็นสารที่อาจเกิดจากสารกลุ่ม tryptophan-like substances ซึ่งเป็นสารที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก และมีโครงสร้างเป็น non-aromatic (Suksaroj *et al.*, 2009) เมื่อเปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์การกำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นของตำแหน่ง peak C กับเปอร์เซ็นต์การกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้น มีค่าเท่ากับ 8 21 และ 23 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ พบว่า มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดใกล้เคียงกันหรือกล่าวได้ว่ามีความสัมพันธ์

3.2.2.2 FEEM ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ผลการตรวจวิเคราะห์ลักษณะกลุ่มของ DOM ในน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า มีค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ค่อนข้างสูง ณ ตำแหน่งเดียวกัน และเมื่อเปรียบเทียบกับน้ำดิบฤดูแล้ง พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะดังกล่าวข้างต้น มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like substances เท่ากับ 58 18 62 70 และ 73 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม fulvic acid-like substances โดยตรวจพบในน้ำหลังกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer เท่านั้น มีค่าเท่ากับ 66 และ 16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances เท่ากับ 40 0 48 60 และ 61 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 3-10 และภาพที่ 3-25

จากการศึกษาข้างต้น พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ได้ดี แต่ยังไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ได้เพียงพอหรือกล่าวได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้เพียงบางส่วนเท่านั้น แต่การใช้ polymer เพียงอย่างเดียว พบว่า สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้น้อยมาก ส่วนการใช้ PACI และ polymer พบว่า สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ได้ดี และสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ได้เพิ่มขึ้น และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่า สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้ดียิ่งขึ้น ส่วนการ

ใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้สูงสุดเช่นเดียวกันกับน้ำตัวอย่างฤดูฝน

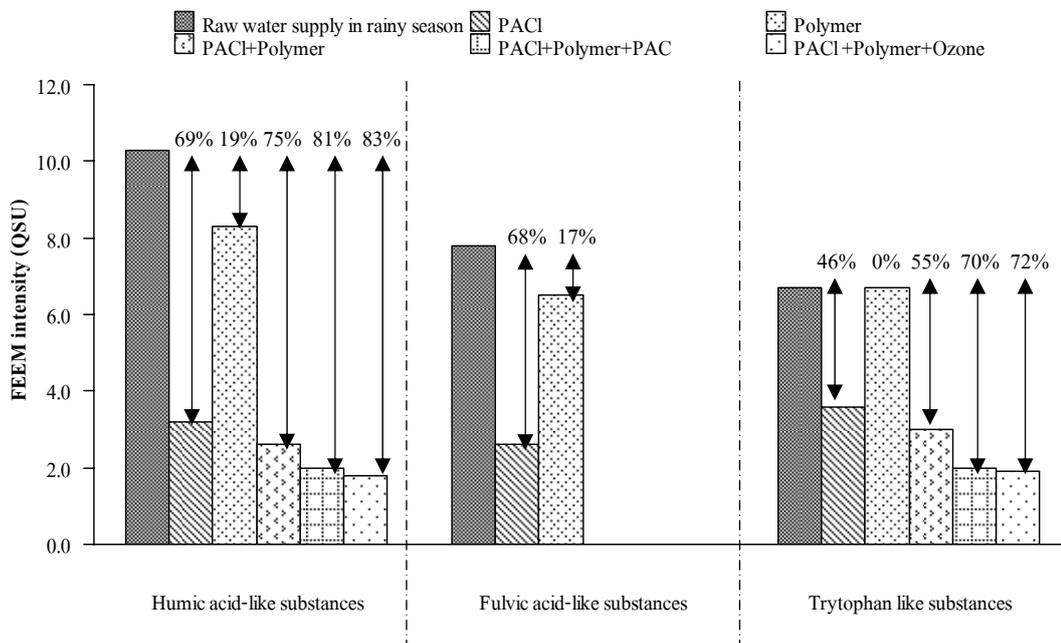
เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวกับการใช้ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า การใช้ PACI และ polymer มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 4 และ 8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 11 และ 20 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 14 และ 21 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังนั้นจึงสรุปได้ว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารดังกล่าว และการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOM ให้ดียิ่งขึ้น

จากผลการตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM เมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์การกำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นของตำแหน่ง peak A และ B โดยการใช้ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, และ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีค่าเท่ากับ 4 11 และ 14 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยตำแหน่งดังกล่าวเป็นสารที่อาจเกิดจากสารกลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ และมีโครงสร้างเป็น aromatic หรือพันธะคู่จึงสามารถดูดกลืนแสง UV-254 ได้ดี (Edzward *et al.*, 1995) จากลักษณะเฉพาะของสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าว สามารถนำมาเปรียบเทียบกับเปอร์เซ็นต์การกำจัดค่า UV-254 ที่เพิ่มขึ้น เมื่อใช้ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีค่าเท่ากับ 3 9 และ 9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ตารางที่ 3-9) พบว่า มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดใกล้เคียงกัน และเมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์การกำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นของตำแหน่ง peak C โดยการใช้ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีค่าเท่ากับ 8 20 และ 21 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งตำแหน่งดังกล่าวเป็นสารที่อาจเกิดจากสารกลุ่ม tryptophan-like substances ที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก และมีโครงสร้างเป็นพวก non-aromatic (Suksaroj *et al.*, 2009) เมื่อเปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์การกำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นของตำแหน่ง peak C กับเปอร์เซ็นต์การกำจัดค่า DOC เท่ากับ 8 19 และ 21 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ พบว่า มีค่าประสิทธิภาพของการกำจัดใกล้เคียงกันหรือกล่าวได้ว่ามีความสัมพันธ์

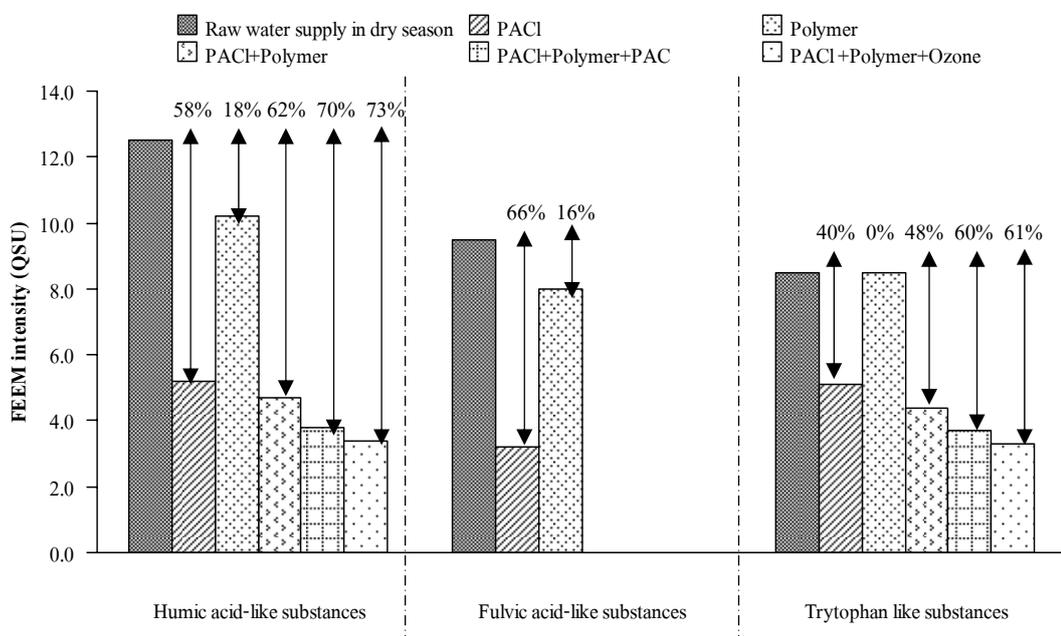
ตารางที่ 3-10 ประสิทธิภาพการกำจัด DOM ในรูปของ FEEM ของน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่นที่สภาวะเหมาะสม

| น้ำตัวอย่าง | ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (QSU) | | | ประสิทธิภาพการกำจัด DOM (%) เมื่อเปรียบเทียบกับน้ำดิบ | | | ประสิทธิภาพการกำจัด DOM เพิ่มขึ้น (%) เมื่อเปรียบเทียบกับ PACl เพียงอย่างเดียว | | |
|-------------------------|-----------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------------------------------------------|--------|--------|-----------------------------------------------------------------------------------|--------|--------|
| | Peak A ¹ | Peak B ² | Peak C ³ | Peak A | Peak B | Peak C | Peak A | Peak B | Peak C |
| | 1. น้ำดิบฤดูฝน | 10.3 | 7.8 | 6.7 | - | - | - | - | - |
| (1) PACl | 3.2 | 2.6 | 3.6 | 69 | 67 | 46 | - | - | - |
| (2) Polymer | 8.3 | 6.5 | 6.7 | 19 | 17 | 0 | - | - | - |
| (3) PACl+Polymer | 2.6 | N.D. ⁴ | 3.0 | 75 | - | 55 | 6 | - | 9 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | 2.0 | N.D. | 2.0 | 81 | - | 70 | 12 | - | 24 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | 1.8 | N.D. | 1.9 | 83 | | 72 | 14 | | 25 |
| 2. น้ำดิบฤดูแล้ง | 12.5 | 9.5 | 8.5 | - | - | - | - | - | - |
| (1) PACl | 5.2 | 3.2 | 5.1 | 58 | 66 | 40 | - | - | - |
| (2) Polymer | 10.2 | 8.0 | 8.5 | 18 | 16 | 0 | - | - | - |
| (3) PACl+Polymer | 4.7 | N.D. | 4.4 | 62 | - | 48 | 4 | - | 8 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | 3.8 | N.D. | 3.4 | 70 | - | 60 | 11 | - | 20 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | 3.4 | N.D. | 3.3 | 79 | | 61 | 14 | - | 21 |

หมายเหตุ: 1= Humic acid like substances (255nm_{Ex}/410-430nm_{Em}) 2= Fulvic acid like substances (240nm_{Ex}/430-440nm_{Em})
3= Tryptophan like substances (260nm_{Ex}/340-350nm_{Em}) 4= Not detected (ไม่มีมีการตรวจพบ)



ภาพที่ 3-24 เปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบฤดูฝน และน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม



ภาพที่ 3-25 เปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบฤดูแล้ง และน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม

3.3 การศึกษากระบวนการแฟรกชัน DOM

3.3.1 การหาประสิทธิภาพของกระบวนการแฟรกชัน DOM

จากการหาค่าเปอร์เซ็นต์ความต่างระหว่างมวล DOC ก่อนแฟรกชันและผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชันของน้ำดิบฤดูฝนและน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสม ได้แก่ (1) PACl (2) polymer (3) PACl และ polymer (4) PACl และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACl และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า มีค่าเท่ากับ 5 4 4 7 3 และ 7 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 3-11

สำหรับค่าเปอร์เซ็นต์ความต่างระหว่างมวล DOC ก่อนแฟรกชันและผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชันของน้ำดิบฤดูแล้ง และ (1) PACl (2) polymer (3) PACl และ polymer (4) PACl และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACl และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่าเปอร์เซ็นต์ความต่างระหว่างมวล DOC ก่อนแฟรกชันและผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชัน มีค่าเท่ากับ 4 3 4 5 3 และ 5 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 3-11

จากการศึกษาของ Day และคณะ (1991); Marhaba และคณะ (2000); Croue และคณะ (1993) รายงานว่า เปอร์เซ็นต์ความต่างระหว่างมวล DOC ก่อนแฟรกชันและผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชัน มีค่าที่ยอมรับได้อยู่ระหว่าง 10-15 เปอร์เซ็นต์ หรือมีค่าอยู่ระหว่าง 8-12 เปอร์เซ็นต์ ดังนั้นจากผลการศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการแฟรกชัน DOM ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล กล่าวได้ว่า มีค่าเปอร์เซ็นต์ความต่างระหว่างมวล DOC ก่อนแฟรกชันและผลรวมของมวล DOC หลังแฟรกชันอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้

ตารางที่ 3-11 เปรียบเทียบความต่างระหว่างมวล DOC ก่อนและหลังแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้งและน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน

| น้ำตัวอย่าง | DOC (mg/L) | | % Difference ** |
|-------------------------|-------------|---------------|-----------------|
| | ก่อนแฟรกชัน | หลังแฟรกชัน * | |
| 1. น้ำดิบฤดูฝน | 3.2 | 3.0 | 5 |
| (1) PACI | 1.6 | 1.6 | 4 |
| (2) Polymer | 2.4 | 2.3 | 4 |
| (3) PACI+Polymer | 1.4 | 1.3 | 7 |
| (4) PACI+Polymer+PAC | 1.0 | 0.97 | 3 |
| (5) PACI+Polymer+Ozone | 0.93 | 0.87 | 7 |
| 2. น้ำดิบฤดูแล้ง | 4.3 | 4.1 | 4 |
| (1) PACI | 2.0 | 2.0 | 3 |
| (2) Polymer | 3.2 | 3.1 | 4 |
| (3) PACI+Polymer | 1.7 | 1.6 | 5 |
| (4) PACI+Polymer+PAC | 1.2 | 1.2 | 3 |
| (5) PACI+Polymer+Ozone | 1.1 | 1.1 | 5 |

หมายเหตุ : * ผลรวมของมวล DOC กลุ่ม HPI และ HPO

** $((\text{DOC ก่อนแฟรกชัน} - \text{DOC หลังแฟรกชัน}) * 100 / \text{DOC ก่อนแฟรกชัน})$

3.3.2 การกระจายมวล DOC ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

สำหรับการศึกษาการกระจายมวล DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันที่สถานะเหมาะสม ได้แก่ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone หลังจากนำน้ำตัวอย่างดังกล่าวมาผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า มีค่าการกระจายมวลของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO แสดงรายละเอียดดังนี้ (ตารางที่ 3-12)

1) การกระจายมวล DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

ผลการทดลองของน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้น้ำ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า มีค่าผลรวม DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 1.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมี

ค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.72 และ 0.84 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO มีค่าเท่ากับ 46 และ 54 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer เพียงอย่างเดียว พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 2.3 โดยมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 1.1 และ 1.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 46 และ 54 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ส่วนน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 1.3 ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.56 และ 0.73 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และคิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 43 และ 57 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

สำหรับน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 0.97 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.47 และ 0.50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 48 และ 52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ในขณะที่น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 0.86 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.45 และ 0.41 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 52 และ 48 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

2) การกระจายมวล DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

การกระจายมวลของน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.82 และ 1.2 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 41 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer เพียงอย่างเดียว พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 3.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 1.4 และ 1.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO มีค่าเท่ากับ 46 และ 54 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ส่วนน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 1.6 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.66 และ 0.92 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 42 และ 58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

สำหรับน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 1.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.53 และ 0.66 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 45 และ 55 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ในขณะที่น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 1.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.54 และ 0.51 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 51 และ 49 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

จากผลการศึกษาระยะกระจายมวลของ DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล กล่าวได้ว่า น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน ได้แก่ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC เมื่อนำมาผ่านการแฟรกชัน พบว่า น้ำตัวอย่างดังกล่าวมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO คงเหลือมากกว่า 52 เปอร์เซ็นต์ แสดงว่า มีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO (humic) ที่มีส่วนประกอบของ humic และ fulvic (Marhaba, 2003; Croue *et al.*, 2003) คงเหลืออยู่ในน้ำตัวอย่างมากกว่า HPI (non-humic) ที่ประกอบด้วย คาร์โบไฮเดรต โปรตีนที่มีมวลโมเลกุลต่ำๆ กรดอะมิโน และกรดไขมัน ฯลฯ (Thurman, 1985 อ้างอิงใน Liying *et al.*, 2009; AWWA, 1993) เนื่องจากน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 2 ฤดูกาล มีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นองค์ประกอบหลัก ดังนั้นเมื่อใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันมากำจัดสารอินทรีย์จึงคงเหลือสารอินทรีย์กลุ่ม HPO มากกว่า HPI สอดคล้องกับการศึกษาของ Janhom (2004) รายงานว่า เมื่อนำน้ำตัวอย่าง (จากอ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ) ที่มีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นองค์ประกอบหลักมาผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า มีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO คงเหลือมากกว่า HPI ส่วนน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า มีสารอินทรีย์กลุ่ม HPI คงเหลืออยู่ในน้ำมากกว่า HPO เนื่องจากกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดีกว่า HPI (Nissinen *et al.*, 2001; Laor and Avnimelech, 2002; Tan *et al.*, 2005; Sharp *et al.*, 2006; Kim *et al.*, 2006; Bose

and Reckhow, 2007) และเมื่อนำน้ำตัวอย่างดังกล่าวมาผ่านกระบวนการโอโซนเนชันทำให้เกิดการแตกตัวของพันธะสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ และมีโครงสร้างซับซ้อนให้กลายเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ที่มีมวลโมเลกุลขนาดเล็ก (Colin *et al.*, 1986; Singer *et al.*, 2003; Bose and Reckhow, 2007) ดังนั้นสารอินทรีย์กลุ่ม HPI จึงเหลืออยู่ในน้ำมากกว่า HPO ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวัน อินทนูจิตร์ (2552) รายงานว่า เมื่อใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน (PACl และ polymer ร่วมกับ ozone) พบว่ามีสารอินทรีย์กลุ่ม HPI คงเหลืออยู่ในน้ำมากกว่า HPO เช่นเดียวกัน นอกจากกระบวนการแฟรกชันสามารถบ่งบอกถึงการกระจายมวลของสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างแล้ว ยังสามารถชี้ให้เห็นถึงประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชันในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ดังแสดงรายละเอียดในหัวข้อถัดไป

ตารางที่ 3-12 เปอร์เซนต์สัดส่วนและการกระจายมวล DOC ในน้ำตัวอย่างถูคู่นและถูคู่อ่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

| น้ำตัวอย่าง | เปอร์เซนต์สัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO | DOC (mg/L) | | |
|---------------------------|-----------------------------------------------------|------------|------|---------|
| | | HPI | HPO | HPI+HPO |
| 1. น้ำดิบถูคู่น | HPI (38%) < HPO (62%) | 1.1 | 1.9 | 3.0 |
| (1) PACl | HPI (46%) < HPO (54%) | 0.72 | 0.84 | 1.6 |
| (2) Polymer | HPI (46%) < HPO (54%) | 1.1 | 1.2 | 2.3 |
| (3) PACl+Polymer | HPI (43%) < HPO (57%) | 0.56 | 0.73 | 1.3 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | HPI (48%) < HPO (52%) | 0.47 | 0.50 | 0.97 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | HPI (52%) > HPO (48%) | 0.45 | 0.41 | 0.86 |
| 2. น้ำดิบถูคู่อ่าง | HPI (37%) < HPO (63%) | 1.5 | 2.6 | 4.1 |
| (1) PACl | HPI (41%) < HPO (59%) | 0.82 | 1.2 | 2.0 |
| (2) Polymer | HPI (46%) < HPO (54%) | 1.4 | 1.6 | 3.1 |
| (3) PACl+Polymer | HPI (42%) < HPO (58%) | 0.66 | 0.92 | 1.6 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | HPI (45%) < HPO (55%) | 0.53 | 0.66 | 1.2 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | HPI (51%) > HPO (49%) | 0.54 | 0.51 | 1.1 |

3.3.3 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

ผลการหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาลที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน ได้แก่ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone แสดงรายละเอียดดังนี้ (ตารางที่ 3-13 และภาพที่ 3-26 และ 3-27)

1) การกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่าสามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 36 และ 55 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เห็นได้ว่าการใช้ PACI ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 19 เปอร์เซ็นต์

แต่กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer เพียงอย่างเดียว พบว่าสามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 6 และ 35 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เห็นได้ชัดเจนว่า polymer มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} ได้น้อยมาก และมีค่าการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 29 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer พบว่าสามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 50 และ 61 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 11 เปอร์เซ็นต์ และจากการเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 14 และ 6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 58 และ 73 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC ให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้ดีขึ้น โดยมีค่าการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 15 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PAC และ polymer ร่วมกับ PAC ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 22 และ 18 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 60

และ 78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้ดีที่สุดในกลุ่ม และสามารถกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 18 เปอร์เซ็นต์ จากการเปรียบเทียบกับ การใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 24 และ 22 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

2) การกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 46 และ 56 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI มีประสิทธิภาพของการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์

แต่กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer เพียงอย่างเดียว พบว่า สามารถกำจัดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 7 และ 37 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เห็นได้ชัดเจนว่า การใช้ polymer มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} ได้น้อยมาก และมีค่าการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 30 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 57 และ 65 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า มีประสิทธิภาพของการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 8 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อเปรียบเทียบกับ การใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 11 และ 9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 65 และ 75 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้ดี และมีค่าการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อเปรียบเทียบกับ การใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PAC และ polymer ร่วมกับ PAC ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} แต่ละกลุ่มเพิ่มขึ้นเท่ากับ 19 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 64 และ 80 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ให้ผลลัพธ์ใน

การกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้ดีที่สุด และสามารถกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 16 เปอร์เซ็นต์ จากการเปรียบเทียบกับการใช้ PAC1 เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PAC1 และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 18 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

จากการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล สรุปได้ว่า น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชัน ได้แก่ (1) PAC1 (2) polymer (3) PAC1 และ polymer (4) PAC1 และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PAC1 และ polymer ร่วมกับ ozone เมื่อนำมาผ่านการแฟรกชัน เห็นได้อย่างชัดเจนว่า ทุกการทดลองให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC กลุ่ม HPO (humic) ได้ดีกว่า DOC กลุ่ม HPI (non-humic) แสดงดังในตารางที่ 3-13 สอดคล้องกับทฤษฎีที่กล่าวว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดีกว่า HPI (Marhaba and Pipada, 2000; Marhaba and Yan, 2000; Nissinen *et al.*, 2001; Tan *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2006; Bose and Reckhow, 2007; Ji *et al.*, 2008) เนื่องจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นสารที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ และมีโครงสร้างที่เป็น aromatic การทำโคแอกกูเลชันจึงสามารถแยกออกจากน้ำได้ง่ายกว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPI ซึ่งมีโมเลกุลของน้ำห่อหุ้มอนุภาคเอาไว้ จึงเป็นเสมือนสิ่งจืดขวางป้องกันไม่ให้อนุภาคเกิดการรวมตัวกัน อนุภาคต่างๆจึงถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอนได้น้อย (AWWA, 1993; Julie *et al.*, 2004; มั่นสิน ตันทุลเวศม์, 2542) และเมื่อเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันในตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้เพิ่มสูงขึ้น ส่วนการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน พบว่า ให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้ดีที่สุดใน เนื่องจากกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มออกจากน้ำได้บางส่วนแล้ว เมื่อนำน้ำตัวอย่างดังกล่าวมาผ่าน ozone ซึ่งสามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลสูงให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลต่ำ หรือเข้าไปแตกพันธะสารอินทรีย์ต่างๆ ให้ง่ายต่อการย่อยสลายมากยิ่งขึ้น (Colin *et al.*, 1986; Singer *et al.*, 2003; Bose and Reckhow, 2007) และจากการศึกษาของ Liakou และคณะ (1997) รายงานว่า ozone สามารถออกซิไดซ์พันธะของสารอินทรีย์โดยอาศัยกลไกการออกซิไดซ์ 2 กลไก คือ สารอินทรีย์จะถูกทำปฏิกิริยากับโมเลกุลของ ozone โดยตรง และสารอินทรีย์ถูกทำปฏิกิริยากับ free radical ที่เกิดจากปฏิกิริยาขั้นแรก เช่น OH° และ OH_2 ซึ่งประจุที่แตกออกเหล่านี้สามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพมาก ด้วยเหตุนี้การใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันจึงสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีที่สุด

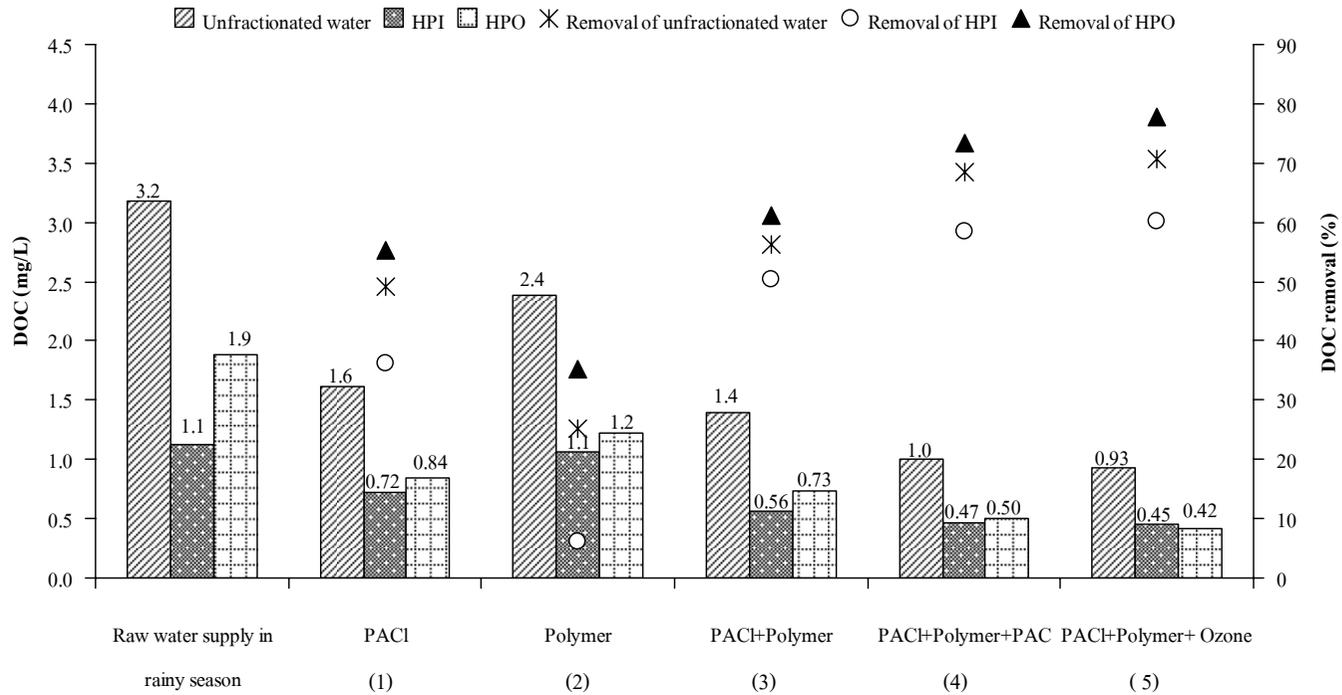
จากผลการศึกษาข้างต้น สามารถบ่งบอกถึงความจำเป็นที่ต้องมีการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน และการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO โดยเฉพาะกรณีที่มีค่าความขุ่นค่อนข้างต่ำ และมีค่า SUVA สูงกว่า 2 เล็กน้อย เนื่องจากเป็นน้ำที่สร้างโคแอกกูเลชันได้ยากที่สุด (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2542) การใช้สารสร้างตะกอนอย่างใดอย่างหนึ่งเพียงลำพังไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มออกจากน้ำได้อย่างเพียงพอ เพราะน้ำมีเป่าสัมผัสน้อยเกินไป ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน จึงเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่สามารถนำมาใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ซึ่งเป็นสารตั้งต้นหลักของการเกิด THMFP ดังแสดงรายละเอียดในส่วนของการศึกษาถัดไป

ตารางที่ 3-13 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้น ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

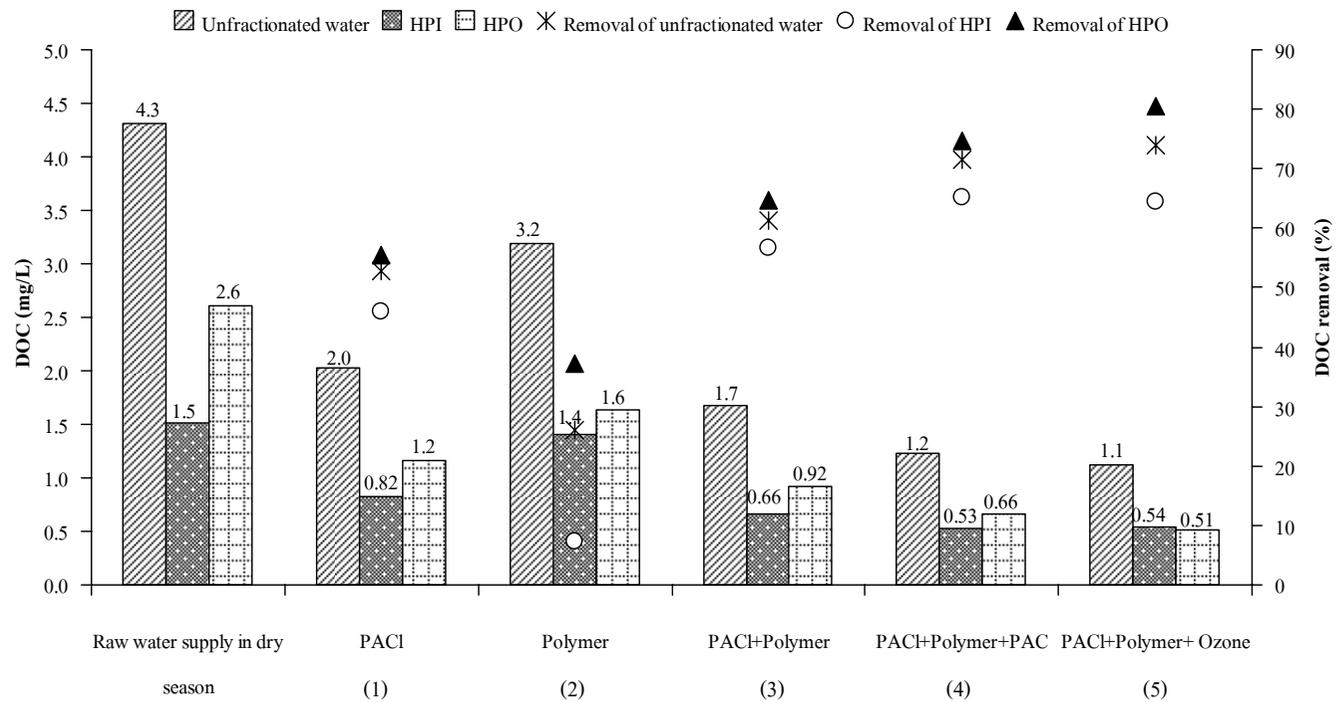
| น้ำตัวอย่าง | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC* (%) | | | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้น** (%) | | |
|-------------------------|------------------------------|-----|-----|--------------------------------------------|-----|-----|
| | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO |
| 1. น้ำดิบฤดูฝน | | | | | | |
| (1) PACI | 49 | 36 | 55 | - | - | - |
| (2) Polymer | 25 | 6 | 35 | - | - | - |
| (3) PACI+Polymer | 56 | 50 | 61 | 7 | 14 | 6 |
| (4) PACI+Polymer+PAC | 69 | 58 | 73 | 20 | 22 | 18 |
| (5) PACI+Polymer+Ozone | 70 | 60 | 78 | 22 | 24 | 22 |
| 2. น้ำดิบฤดูแล้ง | | | | | | |
| (1) PACI | 53 | 46 | 56 | - | - | - |
| (2) Polymer | 26 | 7 | 37 | - | - | - |
| (3) PACI+Polymer | 61 | 57 | 65 | 8 | 11 | 9 |
| (4) PACI+Polymer+PAC | 71 | 65 | 75 | 19 | 19 | 19 |
| (5) PACI+Polymer+Ozone | 74 | 64 | 80 | 21 | 18 | 25 |

หมายเหตุ: * ประสิทธิภาพการกำจัดเปรียบเทียบกับน้ำดิบ

** ประสิทธิภาพการกำจัดที่เพิ่มขึ้นเปรียบเทียบกับการใช้ PACI



ภาพที่ 3-26 การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)



ภาพที่ 3-27 การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังจากกระบวนการแฟรกชัน)

3.3.4 THMFP ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

จากการศึกษาค่า THMFP ในน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า THMFP ของน้ำดิบฤดูฝนเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 42 และ 58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วน THMFP ของน้ำดิบฤดูแล้งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 43 และ 57 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อนำน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน ได้แก่ (1) PACl (2) polymer (3) PACl และ polymer, (4) PACl และ polymer ร่วมกับ PAC ผลการศึกษาของน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า มีค่าสัดส่วนของ THMFP_{HPO} มากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ของ THMFP ทั้งหมด เนื่องจากน้ำตัวอย่างดังกล่าวมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO คงเหลืออยู่ในน้ำมากกว่า HPI (จากผลการศึกษาที่ 3.3.2) จึงทำให้มีค่าสัดส่วนของ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO มากกว่า THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI สอดคล้องกับการศึกษาของ Janhom (2004) เมื่อนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันมาวิเคราะห์ค่า THMFP พบว่า มีค่าสัดส่วนของ THMFP_{HPO} มากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ของ THMFP ทั้งหมด เช่นเดียวกัน แต่น้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (5) PACl และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า มีค่าสัดส่วนของ THMFP_{HPI} มากกว่า 56 เปอร์เซ็นต์ของ THMFP ทั้งหมด ดังแสดงในตารางที่ 3-14 เพราะน้ำตัวอย่างดังกล่าวมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPI คงเหลืออยู่ในน้ำมากกว่า HPO (จากการศึกษาที่ 3.3.2) จึงทำให้มีค่าสัดส่วนของ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI มากกว่า THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO จากผลการศึกษาข้างต้น แสดงอย่างชัดเจนว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPO และ HPI มีผลทำให้เกิด THMFP ดังนั้น การหาวิธีการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มให้มากที่สุดจึงเป็นวิธีลดการเกิด THMFP ได้ดีที่สุด ซึ่งการลดลงของการเกิด THMFP ในน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจะแสดงรายละเอียดในการศึกษาถัดไป

ตารางที่ 3-14 เปอร์เซนต์สัดส่วนของ THMFP ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

| น้ำตัวอย่าง | เปอร์เซนต์สัดส่วน THMFP ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO | THMFP ($\mu\text{g/L}$) | | |
|-------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------|-------|---------|
| | | HPI | HPO | HPI+HPO |
| 1. น้ำดิบฤดูฝน | HPI (42%) < HPO (58%) | 197.4 | 270.9 | 468.3 |
| (1) PACl | HPI (48%) < HPO (53%) | 99.4 | 110.4 | 209.8 |
| (2) Polymer | HPI (49%) < HPO (51%) | 191.1 | 201.2 | 392.3 |
| (3) PACl+Polymer | HPI (46%) < HPO (54%) | 65.9 | 76.4 | 142.3 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | HPI (45%) < HPO (55%) | 50.4 | 62.1 | 112.6 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | HPI (57%) > HPO (43%) | 46.2 | 35.3 | 81.4 |
| 2. น้ำดิบฤดูแล้ง | HPI (44%) < HPO (56%) | 250.1 | 324.4 | 574.5 |
| (1) PACl | HPI (48%) < HPO (52%) | 126.7 | 136.0 | 262.7 |
| (2) Polymer | HPI (49%) < HPO (51%) | 209.5 | 215.6 | 425.1 |
| (3) PACl+Polymer | HPI (47%) < HPO (53%) | 82.5 | 92.4 | 174.9 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | HPI (45%) < HPO (55%) | 56.0 | 67.4 | 123.4 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | HPI (59%) > HPO (41%) | 50.3 | 35.6 | 85.9 |

3.3.5 การลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

1) THMFP ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน

จากการวิเคราะห์ค่าความเข้มข้น THMFP ในน้ำดิบฤดูฝนก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่ามีค่า THMFP $\text{THMFP}_{\text{HPI}}$ และ $\text{THMFP}_{\text{HPO}}$ เริ่มต้นเท่ากับ 197.4 และ 270.9 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อนำค่าดังกล่าวมาเปรียบเทียบกับน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน เพื่อหาการลดลงของ THMFP แสดงในตารางที่ 3-15 และภาพที่ 3-28

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 202.7 99.4 และ 110.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 57 50 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า PACI มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 9 เปอร์เซ็นต์

แต่กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer เพียงอย่างเดียว สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 388.7 191.1 และ 201.2 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 18 3 และ 26 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เห็นได้ว่าการใช้ polymer มีประสิทธิภาพในการลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ได้ค่อนข้างต่ำ แต่ยังมีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 23 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 140.8 65.9 และ 76.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 70 67 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 5 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า PACI และ Polymer มีค่าประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 13 17 และ 13 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 115.4 50.4 และ 62.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 76 74 และ 77 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} เล็กน้อย และจากการเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีค่าประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 19 25 และ 18 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 80.7 46.2 และ 35.3 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพ

การลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 83 77 และ 87 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACl และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเปรียบเทียบกับ การใช้ PACl เพียงอย่างเดียว พบว่า PACl และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 26 27 และ 28 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

2) THMFP ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

สำหรับการวิเคราะห์ค่าความเข้มข้น THMFP ในน้ำดิบฤดูแล้งก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่ามีค่า THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เริ่มต้นเท่ากับ 578.6 250.1 และ 324.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อนำค่าดังกล่าวมาเปรียบเทียบกับน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 3-15 และภาพที่ 3-29

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 262.3 126.7 และ 136.0 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 55 49 และ 58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า PACl มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 9 เปอร์เซ็นต์

แต่กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer เพียงอย่างเดียว สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 421.0 209.5 และ 215.6 ไมโครกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 27 16 และ 34 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เห็นได้ว่า การใช้ polymer มีประสิทธิภาพในการลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ได้ค่อนข้างต่ำเช่นเดียวกับน้ำตัวอย่างฤดูฝน แต่ยังมีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 18 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl และ polymer สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 186.4 82.5 และ 92.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 68 67 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การใช้ PACl และ polymer มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 5 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเปรียบเทียบกับ การใช้ PACl เป็นสาร

ตะกอนเพียงอย่างเดียว พบว่า PACI และ polymer มีค่าประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 13 18 และ 13 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 122.6 56.0 และ 67.4 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 79 78 และ 79 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} เล็กน้อย และจากการเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เป็นสารตะกอนเพียงอย่างเดียว พบว่า PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีค่าประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 24 28 และ 21 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 88.4 50.3 และ 35.6 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 85 77 และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 15 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 30 27 และ 32 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

จากการศึกษาประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล ได้แก่ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone เมื่อนำน้ำตัวอย่างดังกล่าวมาผ่านกระบวนการแฟรกชัน สามารถชี้ให้เห็นถึงการลดลงของ THMFP ที่เกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ได้อย่างชัดเจนว่า ทุกการทดลองของกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถลดค่า THMFP ที่เกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดีกว่า HPI และเมื่อวิเคราะห์ปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC (จากการศึกษาที่ 3.3.3) และ THMFP ของน้ำตัวอย่างหลังแฟรกชัน กล่าวได้ว่า มีความสอดคล้องกัน แสดงว่า การลดลงของ DOC มีผลต่อการลดลงของ THMFP ดังนั้นจึงสามารถใช้ DOC เป็นตัวแทนในการตรวจติดตามความเป็นไปได้ของการเกิด THMFP ในน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปา

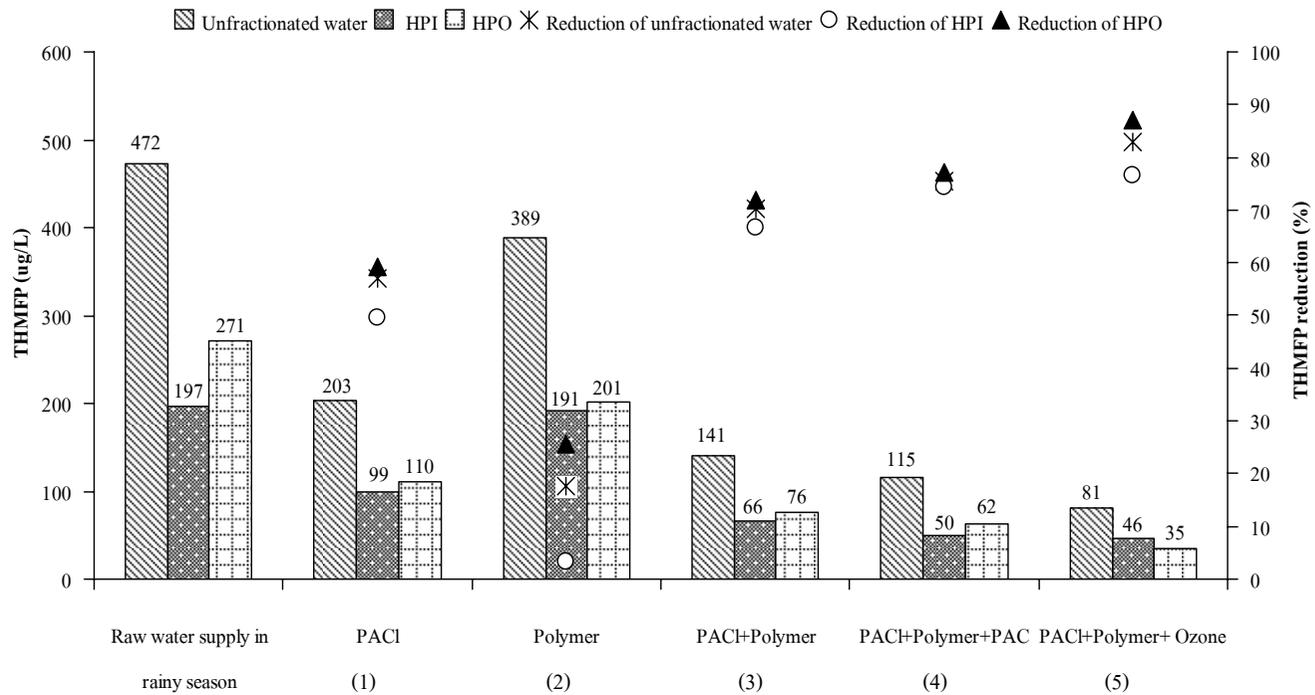
จากข้อมูลการศึกษาข้างต้น แสดงให้เห็นได้ว่า แต่ละการทดลองสามารถทำให้เกิดการลดลงของ THMFP ได้แตกต่างกัน จึงต้องมีการเปรียบเทียบการลดลงของสารประกอบ THMs แต่ละกลุ่มกับค่ามาตรฐานกำหนด เพื่อหาวิธีการที่เหมาะสมในการลด THMs ให้มีค่าน้อยกว่ามาตรฐานกำหนด อันจะเป็นการลดโอกาสเสี่ยงต่อการได้รับตกค้างเหล่านี้ โดยแสดงรายละเอียดของการศึกษาในส่วนถัดไป

ตารางที่ 3-15 ประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ที่เพิ่มขึ้น ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

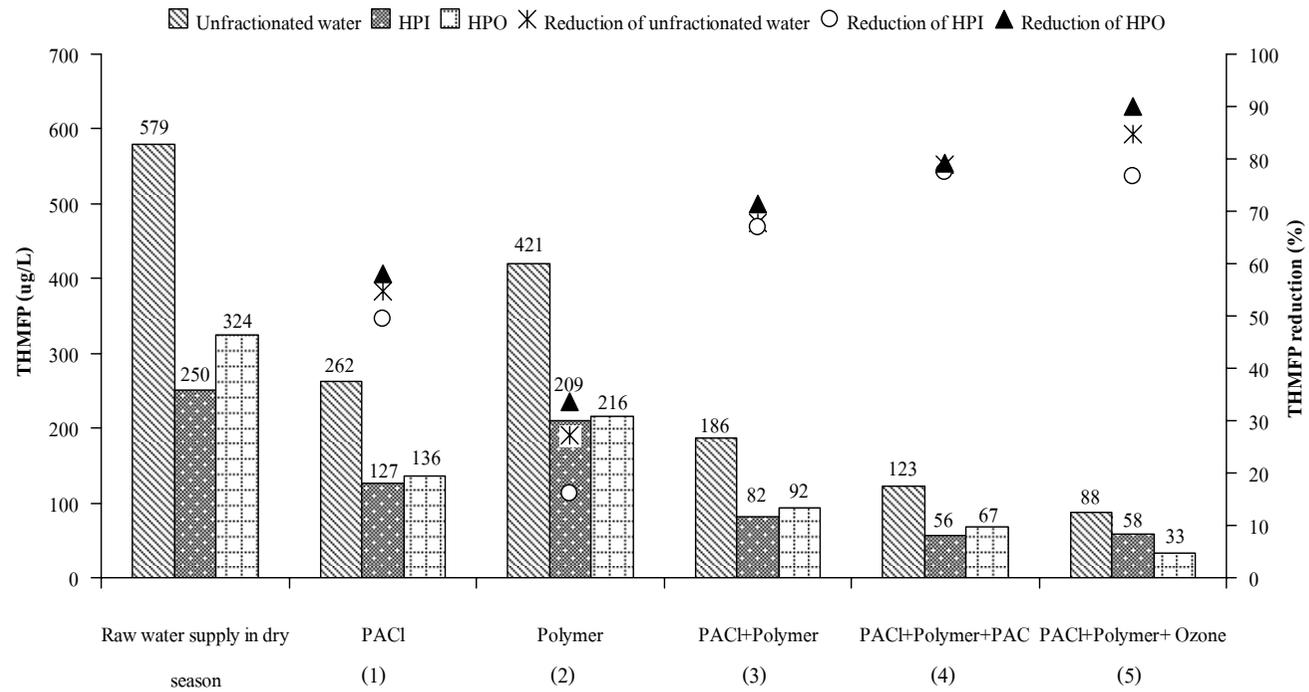
| น้ำตัวอย่าง | ประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP * (%) | | | ประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ที่เพิ่มขึ้น ** (%) | | |
|-------------------------|--------------------------------------|-----|-----|----------------------------------------------------|-----|-----|
| | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO |
| 1. น้ำดิบฤดูฝน | | | | | | |
| (1) PACl | 57 | 50 | 59 | - | - | - |
| (2) Polymer | 18 | 3 | 26 | - | - | - |
| (3) PACl+Polymer | 70 | 67 | 72 | 13 | 17 | 13 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | 76 | 74 | 77 | 19 | 25 | 18 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | 83 | 77 | 87 | 26 | 27 | 28 |
| 2. น้ำดิบฤดูแล้ง | | | | | | |
| (1) PACl | 55 | 49 | 58 | - | - | - |
| (2) Polymer | 27 | 16 | 34 | - | - | - |
| (3) PACl+Polymer | 68 | 67 | 72 | 13 | 18 | 13 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | 79 | 78 | 79 | 24 | 28 | 21 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | 85 | 77 | 90 | 30 | 27 | 32 |

หมายเหตุ: *ประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP เปรียบเทียบกับน้ำดิบ

**ประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ที่เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACl เพียงอย่างเดียว



ภาพที่ 3-28 การลดลงของ THMFPP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFPP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)



ภาพที่ 3-29 การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

3.3.6 การลดลงของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

ดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้นว่า ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs เพียง 2 กลุ่ม คือ TCM และ BDCM ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน และฤดูแล้ง โดยเมื่อพิจารณาสัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า มีค่าความเข้มข้นของสารกลุ่ม TCM มากที่สุด หรือกล่าวได้ว่า มีค่าสัดส่วนของ TCM มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด (ภาพที่ 3-30 ถึง ภาพที่ 3-34) ซึ่งสาเหตุที่ TCM เป็นสารที่มีมากที่สุด อาจเป็นเพราะในน้ำตัวอย่างมีการเติมคลอรีน จึงทำให้สารที่เกิดมากที่สุดเป็น TCM ที่มีสารประกอบเป็นคลอรีน สอดคล้องกับการศึกษาของ ต่อตระกูล วัฒนวรภิกกุล (2545) และ ปรากฏณ์ ชาติสุนทร (2546) รายงานว่า น้ำประปาที่ใช้วิธีการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน เมื่อนำมาวิเคราะห์สารประกอบ THMs จะมีค่าความเข้มข้นของ TCM มากที่สุดและมีค่ามากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด

เมื่อนำค่าผลรวมความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล มาเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของ USEPA (2009) พบว่า น้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ (1) PACI และ (2) polymer เป็นสารสร้างตะกอน มีสาร THMs เจือปนอยู่ในระดับสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานของ USEPA ซึ่งกำหนดมาตรฐานไว้ที่ 80 ไมโครกรัมต่อลิตร แต่การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ (3) PACI และ polymer และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีสาร THMs น้อยกว่าเกณฑ์มาตรฐานของ USEPA กำหนด ส่วนน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน ร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลด THMs ให้เหลือน้อยที่สุดและมีค่าน้อยกว่าเกณฑ์มาตรฐานของ USEPA กำหนด (ภาพที่ 3-30 และ 3-32)

แต่เมื่อพิจารณาตามมาตรฐานของ WHO (2006) ที่การประปานครหลวงใช้เป็นมาตรฐานในการควบคุมปริมาณความเข้มข้นของ THMs ในน้ำประปา โดย WHO กำหนดค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ทั้ง 4 ชนิด (GV WHO) ได้แก่ TCM BDCM DBCM และ TBM มีค่าเท่ากับ 300 60 100 และ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร และแนะนำค่าผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 ที่รวมเป็น THMs (sum of ratio) ไว้ไม่เกิน 1 จากการเปรียบเทียบค่า THMs ในน้ำตัวอย่างกับค่ามาตรฐานของ WHO (ภาพที่ 3-34 และแสดงรายละเอียดในภาคผนวก ข) สามารถสรุปได้ดังนี้

ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMs ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว หากรับ

ค่า GV WHO พบว่า THMs (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเท่ากับ 0.95 และ 1.1 ตามลำดับ

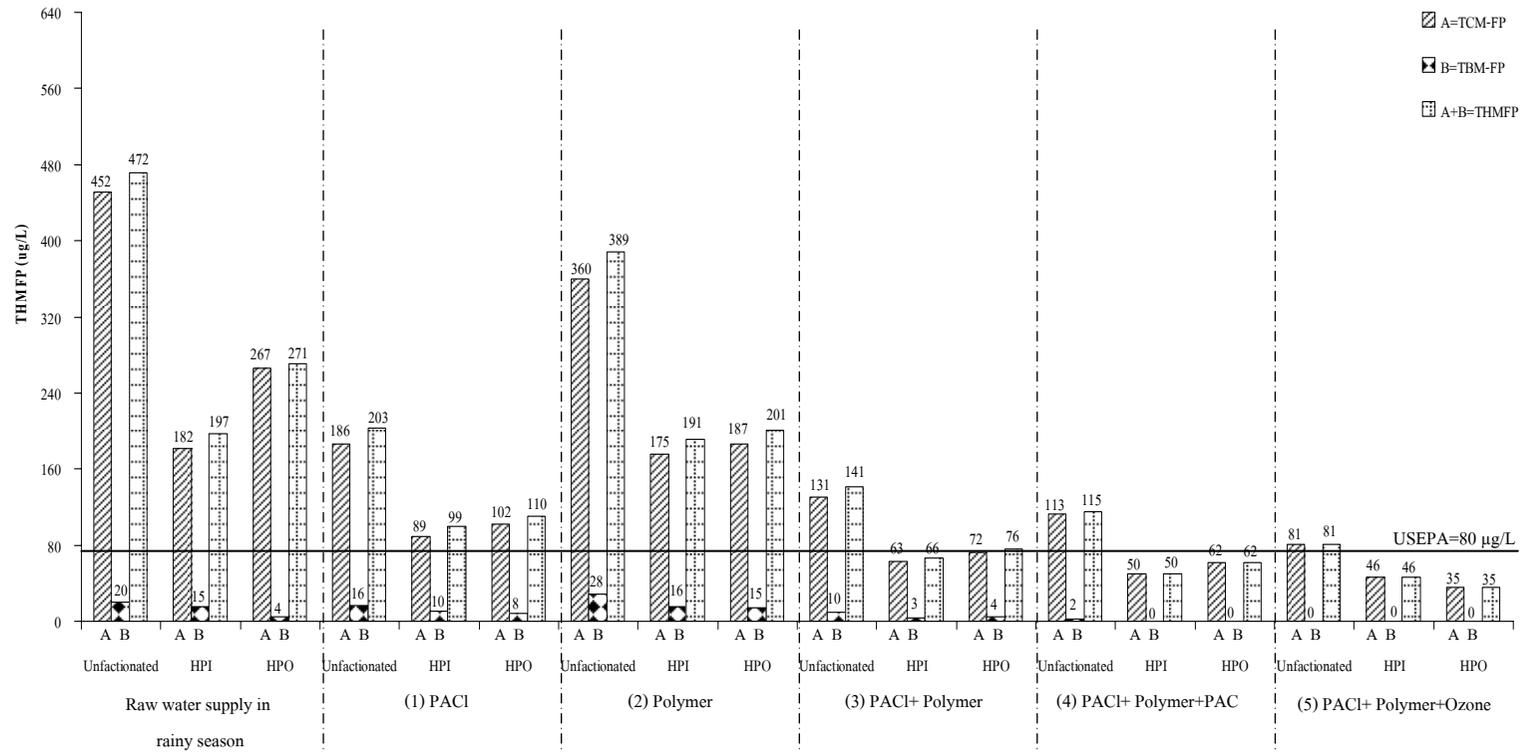
ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMs ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer เพียงอย่างเดียว หากรับค่า GV WHO พบว่า THMs (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเท่ากับ 1.7 และ 1.8 ตามลำดับ

ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMs ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer หากรับค่า GV WHO พบว่า THMs (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเท่ากับ 0.58 และ 0.67 ตามลำดับ

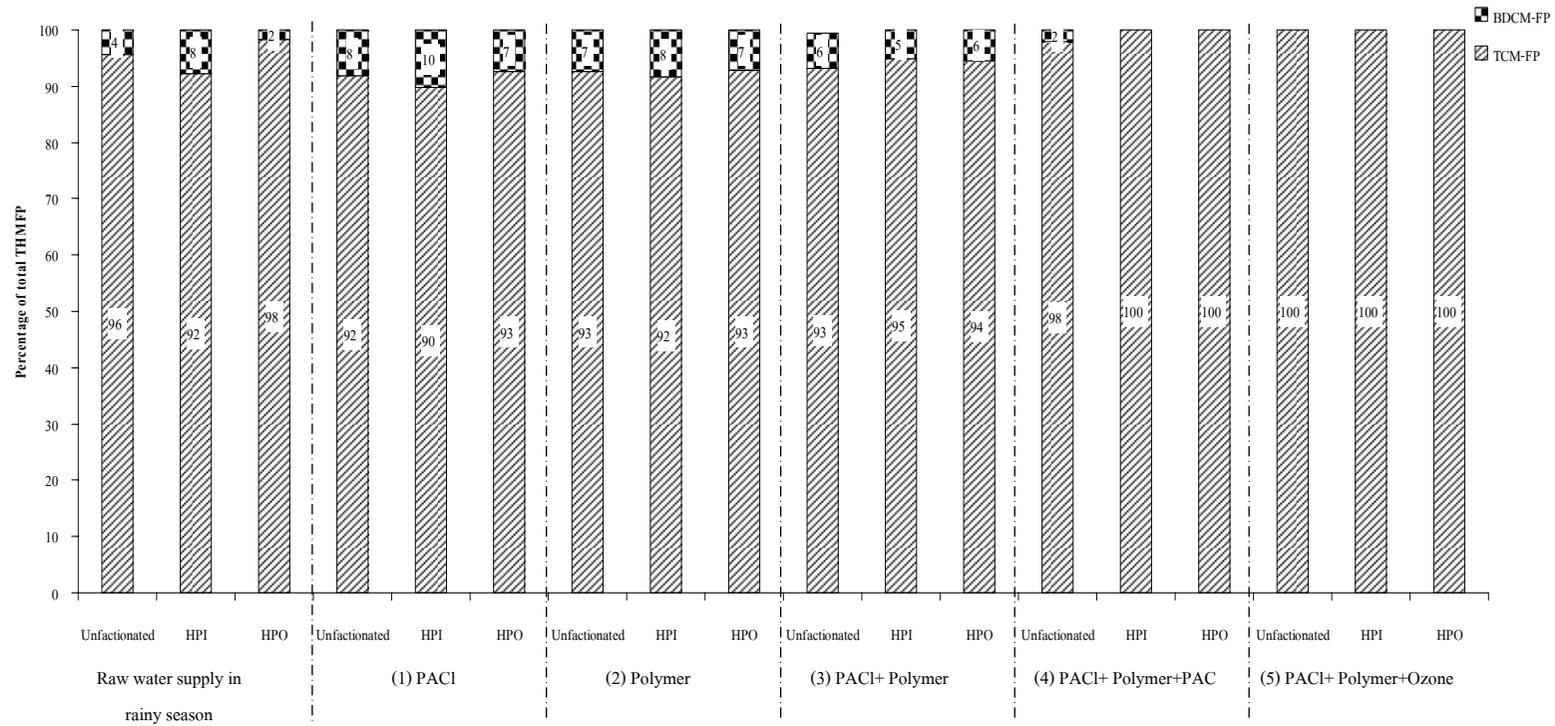
ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMs ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC หากรับค่า GV WHO พบว่า THMs (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเท่ากับ 0.38 และ 0.41 ตามลำดับ

ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMs ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone หากรับค่า GV WHO พบว่า THMs (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเท่ากับ 0.27 และ 0.29 ตามลำดับ

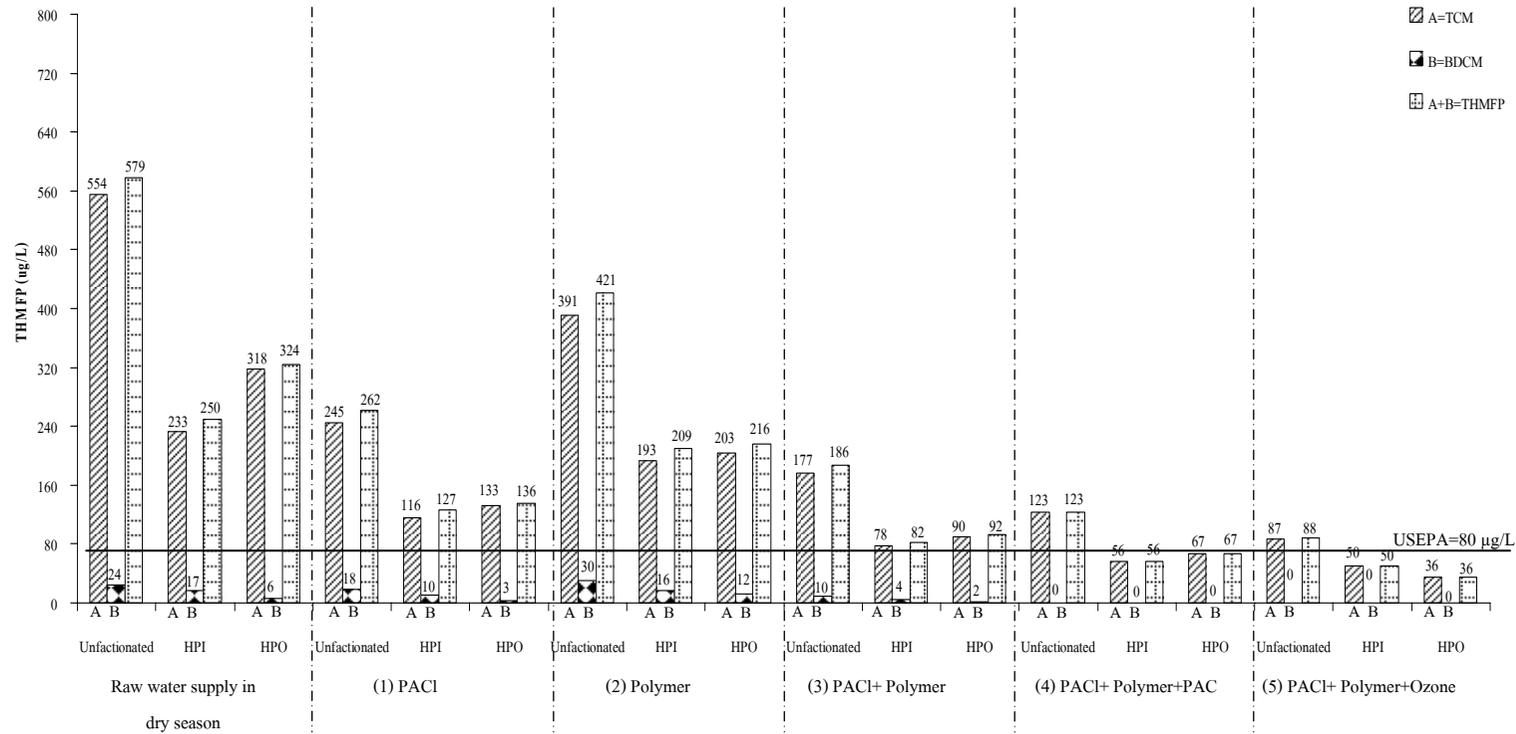
จากการเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสาร THMs ในน้ำตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันกับค่ามาตรฐานของ USEPA และ WHO สรุปได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ (1) PACI เพียงอย่างเดียว และ (2) Polymer เพียงอย่างเดียว ไม่สามารถลดค่า THMs ให้ต่ำกว่าค่ามาตรฐานกำหนด ส่วนการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลด THMs ให้มีค่าต่ำกว่าค่ามาตรฐาน หรือกล่าวได้ว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน สามารถลดโอกาสเสี่ยงต่อการได้รับสาร THMs ในระดับที่ต่ำกว่ามาตรฐานของ USEPA และ WHO กำหนด



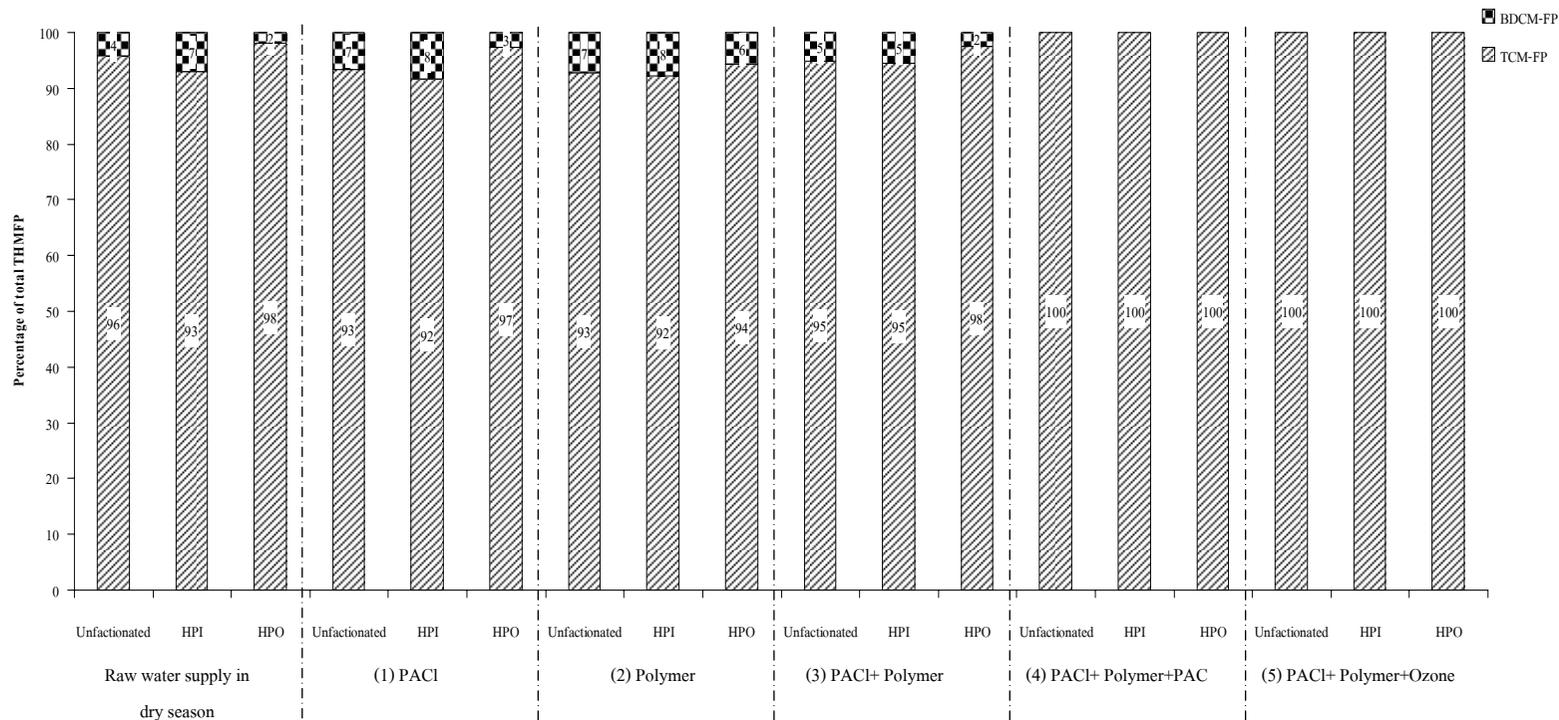
ภาพที่ 3-30 การลดลงของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) และการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กับค่ามาตรฐานของ USEPA (2009)



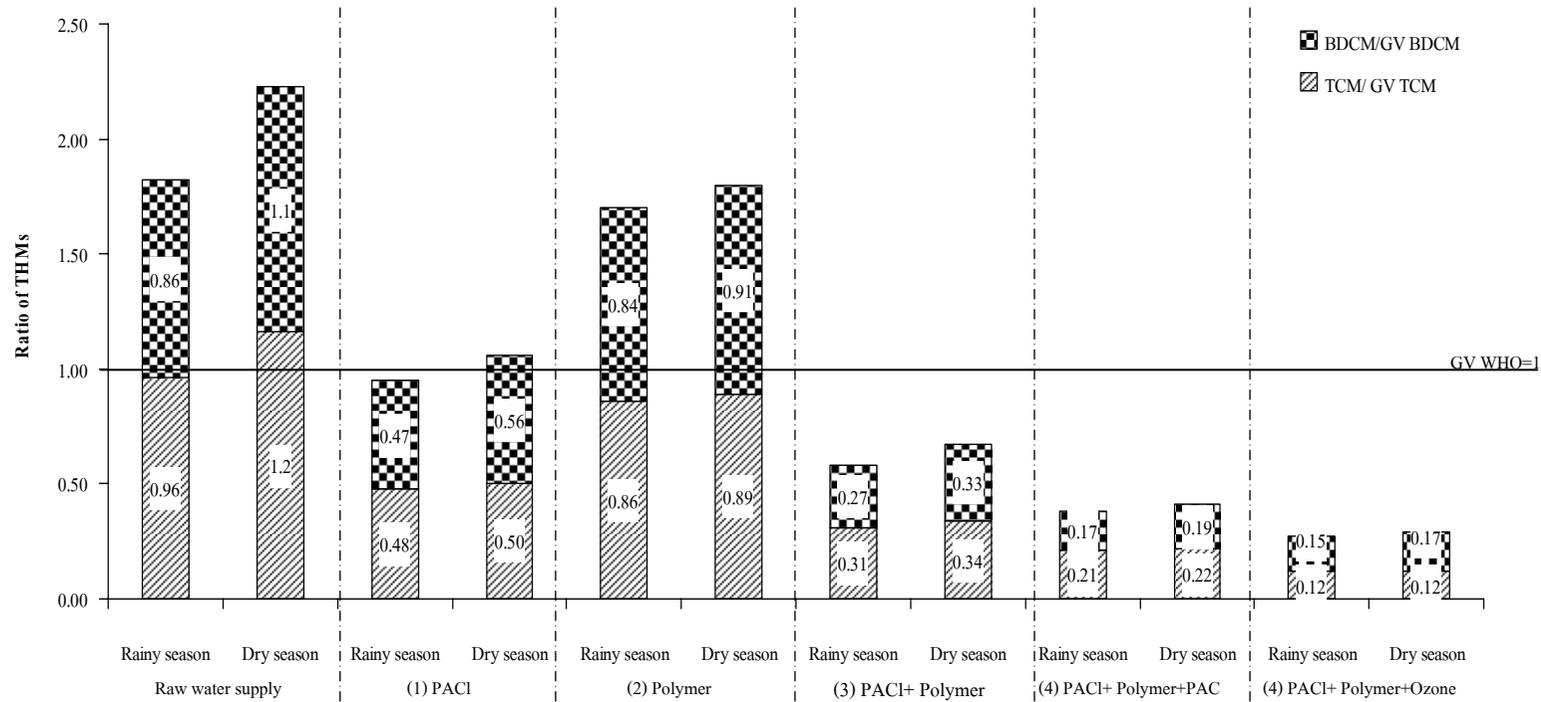
ภาพที่ 3-31 เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)



ภาพที่ 3-32 การลดลงของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน) และการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กับค่ามาตรฐานของ USEPA (2009)



ภาพที่ 3-33 เปอร์เซนต์สัดส่วนสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการเฟรกชัน)



ภาพที่ 3-34 ความเข้มข้นสารประกอบ THMs เปรียบเทียบกับค่า GV WHO ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น (หลังผ่านกระบวนการฟลักชัน)

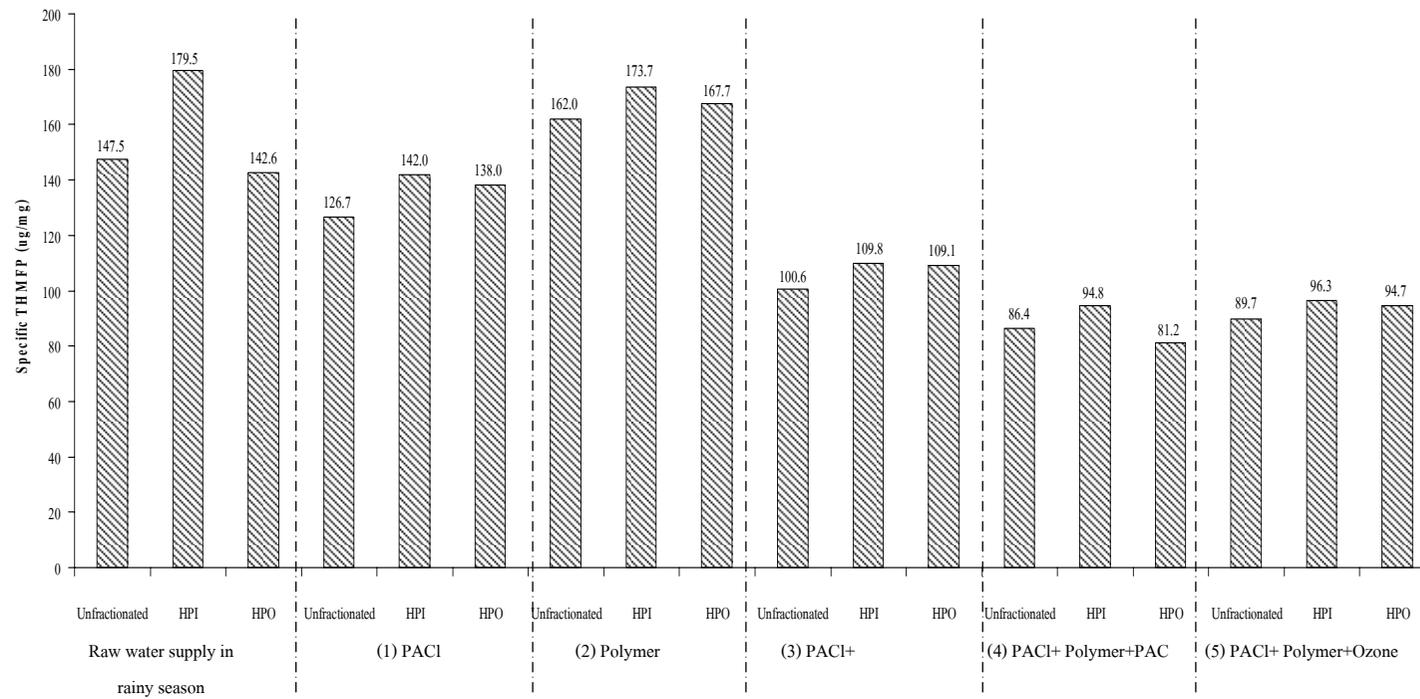
3.3.7 Specific THMFP ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

Specific THMFP เป็นค่าที่ใช้ในการแสดงความสามารถของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในการทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิด THMs ในน้ำ (เมื่อเทียบต่อหน่วยน้ำหนักของสารอินทรีย์แต่ละกลุ่ม) สามารถคำนวณได้ดังนี้

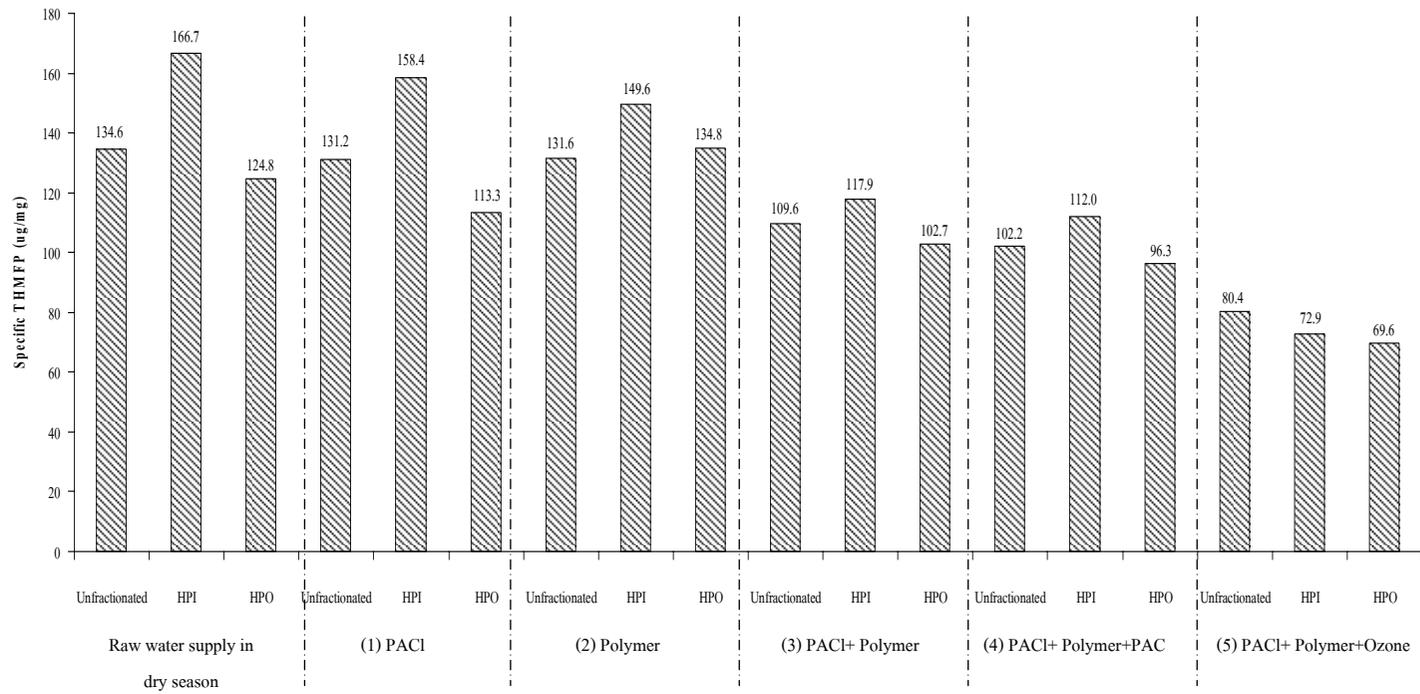
$$\text{Specific THMFP } (\mu\text{g/mg}) = \frac{\text{THMFP } (\mu\text{g/L})}{\text{DOC } (\text{mg/L})}$$

จากการศึกษาค่า specific THMFP ในน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล และน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (1) PACI (2) polymer (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า น้ำตัวอย่างมีค่า specific THMFP_{HPI} มากกว่า specific THMFP_{HPO} (ภาพที่ 3-35 และ 3-36) แสดงว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPI สามารถทำปฏิกิริยากับคลอรีนเกิดเป็นสาร THMs ได้มากที่สุด สอดคล้องกับการศึกษาของ Marhaba และ Van (1999); Panyapinyopol และคณะ (2005); กมลนาวิน อินทนูจิตร (2552) รายงานว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPI สามารถทำปฏิกิริยากับคลอรีนเกิดเป็นสาร THMs ได้มากกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เช่นเดียวกัน

เมื่อพิจารณาค่า specific THMFP กล่าวได้ว่า น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลดค่า specific THMFP_{HPI} และ specific THMFP_{HPO} ได้ดี ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันจึงมีความจำเป็น เนื่องจากสามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้ดี (โดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่กำจัดได้ยากด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว) และสามารถลดการทำปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์กับคลอรีนอันจะก่อให้เกิดสาร THMs ในน้ำได้น้อยที่สุด



ภาพที่ 3-35 Specific THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอ โชนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)



ภาพที่ 3-36 Specific THMFP ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

3.3.7 การศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMF_P ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

สำหรับการศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC กับ THMF_P ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่าง (กระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม) ทั้ง 2 ฤดูกาล พบว่า การลดลงของ DOC และ THMF_P มีความสัมพันธ์ที่สอดคล้องกัน ดังนี้ (ภาคผนวก ค)

ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC (มิลลิกรัมต่อลิตร) กับ THMF_P (ไมโครกรัมต่อลิตร) ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝน พบว่า มีค่า regression เท่ากับ 0.9951 และ 0.9698 ตามลำดับ ส่วนน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูแล้งมีค่า regression เท่ากับ 0.9873 และ 0.9910 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัด DOC กับ THMF_P (เปอร์เซ็นต์) ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน พบว่า มีค่า regression เท่ากับ 0.9934 และ 0.9616 ตามลำดับ ส่วนน้ำตัวอย่างฤดูแล้งมีค่า regression เท่ากับ 0.9819 และ 0.9929 ตามลำดับ จากการศึกษาเห็นได้ว่า ค่า regression ที่ได้มีค่าค่อนข้างสูงใกล้เคียงกับ 1 จึงสามารถใช้ในการแสดงแนวโน้มความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMF_P ได้ดี เนื่องจากทุกน้ำตัวอย่างที่ศึกษาตรวจพบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กลุ่ม TCM มากที่สุด (มีค่าสัดส่วนของ TCM มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด) จึงได้ศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC (มิลลิกรัมต่อลิตร) กับ TCM (ไมโครกรัมต่อลิตร) ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝน พบว่า มีค่า regression เท่ากับ 0.9916 และ 0.9788 ตามลำดับ ส่วนน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูแล้งมีค่า regression เท่ากับ 0.9862 และ 0.9954 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่า regression จะเห็นได้ว่า มีค่าค่อนข้างสูง ซึ่งใช้ในการแสดงแนวโน้มความสัมพันธ์ระหว่าง TCM กับ DOC ได้ดี

จากการวิเคราะห์ค่าความสัมพันธ์ดังกล่าวข้างต้น แสดงให้เห็นว่า การกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ทำให้ THMF_P ลดลงอย่างมีนัยสำคัญ หรือกล่าวได้ว่า เราสามารถลดปริมาณ THMs ด้วยการกำจัดสารอินทรีย์ออกจากน้ำดิบก่อนเข้าสู่กระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน และสามารถนำ DOC เป็นดัชนีตัวแทนในการชี้วัดโอกาสในการเกิดสาร THMs (THMF_P) เนื่องจากการตรวจสอบติดตามปริมาณ THMs ในน้ำประปาที่ใช้คลอรีนในการฆ่าเชื้อโรคนั้นมีวิธีการและขั้นตอนในการวิเคราะห์ที่ค่อนข้างลำบาก เพราะต้องใช้เวลาในการเตรียมเครื่องมืออุปกรณ์ และน้ำตัวอย่าง และต้องใช้นุ้บุคลากรที่มีความรู้และความชำนาญค่อนข้างสูงจึงจำเป็นต้องอาศัยระยะเวลาในการฝึกฝน อีกทั้งราคาของเครื่องที่ใช้สำหรับการวิเคราะห์ THMs ยังมีราคาสูง ทำ

ให้ต้องมีค่าใช้จ่ายมากกว่าการตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำอื่นๆ ดังนั้น DOC จึงเป็นพารามิเตอร์ที่สามารถนำมาใช้ตรวจติดตามหรือทำนายโอกาสการเกิด THMs ในเบื้องต้นได้

3.4 แนวทางการประยุกต์ใช้สำหรับปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปา

ถึงแม้ว่าการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันสามารถกำจัด DOM และลดการเกิด THMFp ได้มากที่สุด แต่ในทางปฏิบัติแล้วกระบวนการโอโซนเนชันไม่ได้ถูกใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปา เนื่องจากการดำเนินระบบและการบำรุงรักษามีราคาค่อนข้างสูง หากในอนาคตมีการพัฒนาเทคโนโลยีเกี่ยวกับการผลิตโอโซนมากขึ้น การใช้โอโซนจะเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจในกระบวนการผลิตน้ำประปาของประเทศไทยในอนาคต ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชันเป็นกระบวนการที่ถูกใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปาทั่วไป ดังนั้นการวิจัยครั้งนี้จึงใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันเป็นกระบวนการหลักในการกำจัด DOM และพยายามหาวิธีการหรือแนวทางในการปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปาให้ดีขึ้น ด้วยการเปลี่ยนหรือเพิ่มสารสร้างตะกอน สารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน ได้แก่ PACI, PACI และ polymer, และ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC เพื่อให้สามารถกำจัด DOM และ THMFp ซึ่งเป็นวัตถุประสงค์หลักของการวิจัย และจากการพิจารณาราคาของสารสร้างตะกอน พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI และ polymer, และ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีราคาสารสร้างตะกอนไม่สูงมากนัก แต่ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOM และ THMFp มากกว่าการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว ดังแสดงในตารางที่ 3-15

ส่วนการศึกษากระบวนการแฟรกชันเพื่อแยก DOM ออกเป็น 2 กลุ่มนั้นทำให้ทราบว่าสารอินทรีย์แต่ละกลุ่มมีโอกาสก่อให้เกิดสาร THMs มากน้อยเพียงใด แต่เนื่องจากวิธีนี้ยังเป็นวิธีที่เสียเวลาและมีค่าใช้จ่ายค่อนข้างสูงทำให้ไม่สามารถนำมาใช้ในงานปฏิบัติจริง ดังนั้นการใช้ดัชนีตัวแทนในการตรวจวัด DOM จึงเป็นวิธีที่สามารถใช้ในการตรวจติดตามสารอินทรีย์ที่มีความสะดวกและรวดเร็วมากขึ้น เช่น การตรวจวัด DOM โดยการใช้เทคนิค FEEM บ่งชี้ถึงลักษณะกลุ่มของสารอินทรีย์ UV-254 และ SUVA เป็นดัชนีชี้วัดปริมาณสารอินทรีย์กลุ่ม humic และ DOC บ่งบอกถึงปริมาณของสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำ (humic และ non-humic) และดัชนีตัวแทน DOM ดังกล่าวสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการตรวจวัดคุณภาพน้ำดิบก่อนเข้าสู่ระบบผลิตน้ำประปาเพื่อเป็นระบบเตือนภัยได้จริง เพราะการตรวจวัดที่มีความสะดวกและรวดเร็วช่วยให้ทราบว่า น้ำดิบมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์แต่ละกลุ่มมากน้อยเพียงใด (ปริมาณการปนเปื้อนของสารอินทรีย์จะขึ้นอยู่กับลักษณะ ความแตกต่างในการใช้พื้นที่ของแหล่งน้ำ และฤดูกาล) และช่วงเวลาใดที่น้ำดิบมีสารอินทรีย์ที่จะก่อให้เกิดสาร THMs ได้มากเข้ามาในระบบผลิตน้ำประปา และมีเวลาในการ

เตรียมการป้องกันและแก้ไขปัญหาคาร์บอนไดออกไซด์ของสารอินทรีย์ได้ เช่น การเพิ่มปริมาณของสารสร้างตะกอนให้มากกว่าปกติหรือการเพิ่มหรือลดพีเอชในขั้นตอนการกวนเร็วสามารถช่วยลดปริมาณสารอินทรีย์ได้ และการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer, PACI ร่วมกับ polymer และ PAC สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ให้ดีขึ้น (ตารางที่ 3-15) วิธีที่แนะนำข้างต้นยังเป็นวิธีที่แนะนำไว้โดย USEPA (1999) ซึ่งเป็นวิธีที่สามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ลงได้ และเป็นวิธีที่ไม่ต้องมีการก่อสร้างหรือต้องการงบประมาณลงทุนเพิ่มจากระบบการผลิตน้ำประปาของประเทศไทยที่ใช้อยู่ในปัจจุบัน

ตารางที่ 3-16 สรุปค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น UV-254 DOC และ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน และราคาของสารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน

| สถานะที่เหมาะสมของ กระบวนการโคแอกกูเลชัน | ประสิทธิภาพการกำจัด* (%) | | | | | | | | ราคา*** (บาท/ลบ.เมตร น้ำดิบ) |
|----------------------------------------------------------------------------------|--------------------------|--------|-----|--------------|--------------|-------|----------------|----------------|------------------------------------|
| | ความขุ่น | UV-254 | DOC | DOC of HPI** | DOC of HPO** | THMFP | THMFP of HPI** | THMFP of HPO** | |
| (1) PACl 20 mg/L pH 7 | 89 | 64 | 50 | 41 | 55 | 56 | 49 | 59 | 0.20 |
| (2) Polymer 0.2 mg/L pH 7 | 48 | 39 | 24 | 7 | 36 | 22 | 10 | 30 | 0.02 |
| (3) PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L pH 7 | 90 | 67 | 59 | 54 | 63 | 69 | 67 | 72 | 0.22 |
| (4) PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 10 mg/L pH 7 | 92 | 73 | 70 | 62 | 74 | 77 | 76 | 78 | 0.80 |
| (5) PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L pH 7+Ozone 132 mg/hr contact time 30 min | 95 | 73 | 72 | 62 | 79 | 84 | 77 | 88 | 0.22+X |

หมายเหตุ: * ค่าเฉลี่ยของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง ** หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน และ *** เปรียบเทียบเฉพาะราคาสารสร้างตะกอนเท่านั้นแสดงรายละเอียดในภาคผนวก ง

X = ราคาของเครื่องกำเนิดโอโซน

บทที่ 4

บทสรุปและข้อเสนอแนะ

4.1 สรุปผลการศึกษา

ผลการหาสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน เมื่อพิจารณาในด้านประสิทธิภาพการกำจัด DOM ซึ่งเป็นวัตถุประสงค์หลักของการศึกษา พบว่า (1) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (2) polymer 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (3) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (4) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 และ (5) PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone อัตราคงที่เท่ากับ 132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที เป็นสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันในน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้งในฤดูฝนและฤดูแล้ง

จากการศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน พบว่า แต่ละการทดลองสามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC (ค่าเฉลี่ยของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง) ดังนี้ การใช้ PACI เพียงอย่างเดียว สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC เท่ากับ 89 64 และ 50 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แต่การใช้ polymer เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ได้ค่อนข้างต่ำ เท่ากับ 48 39 และ 24 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC เท่ากับ 90 67 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC เท่ากับ 92 73 และ 70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC เท่ากับ 95 73 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ โคแอกกูเลชันสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ได้เพิ่มขึ้น และกระบวนการ โคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการ โอโซนเนชันให้ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ได้สูงสุด และในทุกการทดลองสามารถกำจัดค่า UV-254 ได้ดีกว่า DOC จึงสรุปได้ว่า กระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO (humic) ได้มากกว่ากลุ่ม HPI (non-humic)

จากการศึกษา FEEM ของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน พบว่า การใช้ PACI เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ได้ดี แต่สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan like substances ได้น้อย การใช้ polymer เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้ค่อนข้างต่ำ ส่วนการใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ได้ดี และสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ได้เพิ่มขึ้น การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้ดียิ่งขึ้น และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้สูงสุด

เมื่อนำน้ำตัวอย่างมาผ่านกระบวนการแฟรกชัน เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} (ค่าเฉลี่ยของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง) พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 41 และ 55 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ polymer เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 7 และ 36 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 54 และ 63 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 62 และ 74 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 62 และ 79 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOC ของสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้เพิ่มขึ้น และการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันมีประสิทธิภาพการกำจัด DOC ของสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้สูงสุด และทุกการทดลองให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC กลุ่ม HPO ได้ดีกว่ากลุ่ม HPI

จากการศึกษาการลดลงของ $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ (ค่าเฉลี่ยของน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง) หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวสามารถลดการเกิด $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ เท่ากับ 49 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ polymer เพียงอย่างเดียวสามารถลดการเกิด $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ เท่ากับ 10 และ 30 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACI และ polymer สามารถลดการเกิด $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ เท่ากับ 67 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถลดการเกิด $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ เท่ากับ 76 และ 78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลดการเกิด $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ เท่ากับ 77 และ 88 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถลด $THMFP$ ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้เพิ่มขึ้น และการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน

ร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันสามารถลด THMFp ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้สูงสุด และทุกการทดลองของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันสามารถลด THMFp ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดีกว่า HPI

จากการวิเคราะห์สารประกอบ THMs พบว่า ทุกน้ำตัวอย่างมีค่าสัดส่วนของสารประกอบ THMs กลุ่ม TCM มากที่สุด (> 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด) เมื่อเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสาร THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งกับค่ามาตรฐานของ USEPA และ WHO พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ (1) PACI เพียงอย่างเดียว และ (2) polymer เพียงอย่างเดียว ไม่สามารถลดค่า THMs ให้ต่ำกว่าค่ามาตรฐานกำหนด ส่วนการใช้ (3) PACI และ polymer (4) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (5) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลด THMs ให้มีค่าต่ำกว่ามาตรฐาน ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันสามารถลดโอกาสเสี่ยงต่อการได้รับสาร THMs ในระดับที่ต่ำกว่าค่ามาตรฐานของ USEPA และ WHO กำหนด

4.2 ข้อเสนอแนะ

4.2.1 เนื่องจาก DOM เป็นสารตั้งต้นหลักในการเกิดสาร THMs โดยจะขึ้นอยู่กับลักษณะ ความแตกต่างในการใช้พื้นที่ของแหล่งน้ำ และฤดูกาล ดังนั้นวิธีการที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปา ควรทำการลดตั้งแต่แหล่งกำเนิดของ DOM ซึ่งมีทั้งที่เกิดจากธรรมชาติและมนุษย์ จึงจำเป็นต้องมีการศึกษาแหล่งที่มาของ DOM ที่ถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ และมีการตรวจติดตามคุณภาพน้ำดิบ เพื่อใช้เป็นแนวทางในการหาวิธีการกำจัด DOM ที่เหมาะสม

4.2.2. ควรศึกษาการกำจัด DOM ด้วยวิธีการอื่นๆ ที่สามารถนำมาใช้ได้จริงและไม่ต้องมีการก่อสร้างหรือต้องการงบประมาณในการลงทุนเพิ่มจากระบบผลิตน้ำประปาที่ใช้อยู่ในปัจจุบัน เช่น กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้น้ำ PACI ร่วมกับถ่านกัมมันต์แบบเกร็ด เพื่อเป็นแนวทางหรือทางเลือกในการปรับปรุงระบบผลิตน้ำประปาให้ดีขึ้น

เอกสารอ้างอิง

- กมลนาวิน อินทภูจิตร, ชัยศรี สุขสาโรจน์, พยอม รัตนมณี, สุรพงษ์ วัฒนะจิระ และจรงค์พันธ์ มุสิกวงษ์. 2552. การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. 25-27 มีนาคม 2552. นครราชสีมา: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.
- กมลนาวิน อินทภูจิตร. 2552. การกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มขบ่น้ำและไม่ขบ่น้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- กลุ่มรักษ์ป่าต้นน้ำ ม.อ. 2552. ผวาขยะสารพิษอื้อที่ต้นน้ำ ม.อ.. 2552. (ออนไลน์) ค้นหาได้จาก [http:// www.psu.ac.th](http://www.psu.ac.th). (2 August 2552).
- กษมล บัวแก้ว และกอบแก้ว คงแก้ว. 2552. การลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาด้วยกระบวนการตกตะกอนทางเคมีร่วมกับถ่านกัมมันต์แบบผง. รายงานการวิจัย. ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- การประปานครหลวง. 2552. การใช้สารเคมีในระบบน้ำประปาและกลไกโคแอกกูเลชัน. (ออนไลน์) ค้นหาได้จาก http://www.mwa.co.th/ewt/mwa_ nternew/download/prd01/water_ technology/pdf_water_treatment_plant/che_00051.pdf. (1 ตุลาคม 2552).
- โกมล ศิวะบวร, เขาวุฑฒ พรพิมล และสุวิทย์ ชุมนุมศิริวัฒน์. 2544. การประปาเบื้องต้น. พิมพ์ครั้งที่ 1, กรุงเทพฯ: ภาควิชาสุขาภิบาลวิศวกรรม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล. 63-79.
- ณัฐชยาน์ พงศ์สถาปดี. 2551. กระบวนการบำบัดน้ำทางวิศวกรรมเคมี. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์ มิสเตอร์ก๊อปปี้ (ประเทศไทย) จำกัด. 33-73.
- คุณยา ศรีโยม และพาเกียรติ ชัยนัย. 2546. การหาปริมาณสารเคมีที่เหมาะสมในการผลิตน้ำประปากรณีศึกษา น้ำจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. รายงานการวิจัย. ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- ต่อตระกูล วัฒนวรกิจกุล. 2548. การกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยถ่านกัมมันต์แบบเกร็ด. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ทัศนาศึกษา เกื้อเสิ่ง, ชันวดี เตชะภักทวารกุล สุขสาโรจน์, สุรพงษ์ วัฒนะจิระ, จรงค์พันธ์ มุสิกะวงษ์ และชัยศรี สุขสาโรจน์. การกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารประกอบอลูมิเนียม. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. 25-27 มีนาคม 2552. นครราชสีมา: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.

ทัศนาศึกษา เกื้อเสิ่ง, ชันวดี เตชะภักทวารกุล สุขสาโรจน์, จรงค์พันธ์ มุสิกะวงษ์ และชัยศรี สุขสาโรจน์. ประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยพอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับแคทไอออนิกโพลีเมอร์และถ่านกัมมันต์แบบผงในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปา. การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ครั้งที่ 7. 21-22 พฤษภาคม 2552. สงขลา.

ธารกมล ถาวรพานิช. 2543. ผลของไอโซนที่มีต่อการปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานกระดาษ. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

นวพรรษ ลักษณะนุรักษ์. 2545. การบำบัดน้ำชะมูลฝอยขั้นต้นด้วยกระบวนการไอโซนเนชัน. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

นิวัฒน์ มุหมิน, 2551. การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยระบบสัมผัสกรณีสึกษาอ่างเก็บน้ำศรีตรัง มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. รายงานการวิจัย. ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

นิวัฒน์ มุหมิน, กมลนาวัน อินทนูจิตร, จรงค์พันธ์ มุสิกะวงษ์, สุรพงษ์ วัฒนะจิระ และชัยศรี สุขสาโรจน์. 2551. การลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยการกรองสัมผัส. การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ครั้งที่ 6. 8-9 พฤษภาคม 2551. สงขลา.

บุญยฤทธิ์ ปัญญาบุญญผล, วรพจน์ กนกกันทพงษ์ และ ประเสริฐ ภาสันต์. 2549. สารก่อดมเร่งในน้ำประปา. **Thai Environmental Engineering Management: Water Treatment** 3 (1).

ปรภากรณ์ ผาติสุนทร. 2546. ระบบนาโนฟิลเตรชันขนาดทดสอบสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำประปา. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

- ปวิตร ชัยวิสิทธิ์. 2548. การประเมินประสิทธิภาพของระบบประปาและความพึงพอใจของผู้ใช้น้ำ
ในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตร
มหาบัณฑิต สาขาวิชานามัยสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- พรรณธิพา ไชยมงคล, ธัญศิภรณ์ จันทร์หอม และสุรพงษ์ วัฒนะจิระ. 2551. การสำรวจลักษณะ
สารอินทรีย์ละลายน้ำของน้ำในกระบวนการผลิตน้ำประปาอ่างแก้ว มหาวิทยาลัย
เชียงใหม่. การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
ครั้งที่ 6. 8-9 พฤษภาคม 2551. สงขลา.
- พรศักดิ์ สมรไกรสรกิจ. 2552. กระบวนการโคแอกกูเลชันและฟล็อกกูเลชัน.(ออนไลน์) ค้นหาได้
จาก [http://www.mwa.co.th/ewt/mwa_internew/download/prd01/water_echnology/
pdf_water_treatment_plant/coagulation.pdf](http://www.mwa.co.th/ewt/mwa_internew/download/prd01/water_echnology/pdf_water_treatment_plant/coagulation.pdf). (1 ตุลาคม 2552).
- มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2542. วิศวกรรมการประปาเล่ม 1. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ:สำนักพิมพ์แห่ง
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 116-184.
- มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2542. วิศวกรรมการประปาเล่ม 2. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ:สำนักพิมพ์แห่ง
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 134-169.
- มาตรฐานคุณภาพน้ำแหล่งน้ำผิวดิน. 2535. ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 8
พ.ศ. 2537.
- เขาวมาลัย สุดาจันทร์, วิทยา โพธิ์เย็น, ชัยศรี สุขสาโรจน์ และจรงค์พันธ์ มุสิกวงษ์. 2551. การ
จำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำด้วยการวิเคราะห์โดยสเปคโตรฟลูออโร-
มิสทรีและการปรับปรุงคุณภาพน้ำจากอ่างเก็บน้ำ. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อม
แห่งชาติครั้งที่ 7. 12-14 มีนาคม 2551.
- วราภรณ์ กัลยาเลิศ. 2540. การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อมด้วยโอโซน. บัณฑิตวิทยาลัย
มหาวิทยาลัยมหิดล.
- วีระพงษ์ เลิศรัตนเทวี. 2548. การลดสีจากน้ำทิ้งที่บำบัดแล้วของโรงงานสุราโดยกระบวนการ
โอโซนเนชัน วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรม
สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- สมศักดิ์ ปีสานานนท์. 2548. ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยชั้นกรองตัวกลาง
พลาสติกกลอยร่วมกับเมมเบรนชนิดไมโครฟิลเตรชันในการผลิตน้ำประปา.
วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

- สุทธิรักษ์ กาบแก้ว. 2546. การใช้ไอโซนสำหรับการฆ่าเชื้อโรคในน้ำประปา. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุเมธ ชวเดช. 2541. รายงานฉบับสมบูรณ์ เรื่อง การพัฒนากระบวนการออกซิเดชันไอโซนสำหรับการบำบัดน้ำเสีย. วิทยาลัยปิโตรเลียมและปิโตรเคมี จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพฯ ๗: 44.
- อนรรฆยา พรรณวงศ์. 2546. การกำจัดสารตั้งต้นของไตรฮาโลมีเทนในระบบประปา โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารส้มและเบนโทไนด์. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.
- อักรวินท์ พุ่มไพศาลชัย. 2548. การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติชนิดชอบน้ำและไม่ชอบน้ำในอ่างเก็บน้ำโดยโคแอกกูเลชันที่ใช้สารส้ม. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- อาลีห๊ะ ละไบจิ. 2552. การปรับปรุงคุณภาพน้ำด้วยระบบกรองสัมผัสชนิดสารกรอง 2 ชั้นกรณีศึกษา อ่างเก็บน้ำศรีตรัง มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. วิทยานิพนธ์ศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- Agency for toxic substances & disease registry. 1997. Toxicological profile for THMs. (online) Available from: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp6.html> (29 September 2009).
- Amy, G.L., Sierka, R.A., Bedessem, J., Price, D. and Tan, L. 1992. Molecular size distributions of dissolved organic matter. **Journal of the American Water Works Association** 67-74.
- Amy, G.L., Thompson, J.M., Tan, L., Davis, M.K. and Krasner, S.W. 1990. Evaluation of THM precursor contributions from agricultural drains. **Journal of the American Water Works Association** 57-64.
- APHA, AWWA and WEF. 2005. **Standard Method for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition, Washington D.C: American Public Health Association.
- AWWA. 1993. **Characterization of natural organic matter and its relationship to treatability**. AWWA Research Foundation American Water Works Association Printed in the U.S.A.
- Baker, A. 2001. Fluorescence excitation-emission matrix characterization of some sewage-impacted rivers. **Environmental Science and Technology** 35: 948-953.

- Baker, A., and Curry, M. 2004. Fluorescence of leachates from three contrasting landfills. **Water Research** 38: 2605-2613.
- Baker, A., and Genty, D. 1999. Fluorescence wavelength and intensity variations of cave water. **Journal of Hydrology** 217: 19-34.
- Bekbolet, M., Uyguner, C.S., Selcuk, L., Rizzo, Nikolaou, A.D., Meric, S. and Belgiorno, V. 2005. Application of oxidative removal of disinfection by-products. **Desalination** 176:155-166.
- Bengraïne, K. and Marhaba, T.F. 2003. Comparison of spectral fluorescent signatures-based models to characterize DOM in treated water samples. **Journal of Hazardous Materials B** 100: 117-130.
- Bolto, B., Dixon, D., Eldridge, R. and King, S. 2002. Removal of THM precursors by coagulation or ion exchange. **Water Research** 36: 5066-5073.
- Bolto, B., Dixon, D., Eldridge, R. and King S. 2001. Cationic polymer and clay or metal oxide combination for natural organic matter removal. **Water Research** 35: 2669-2676.
- Bose, P. and Reckhow, D. 2007. The effect of ozonation on natural organic matter removal by alum coagulation. **Water Research** 41: 1516-1524.
- Bremere, I., Kennedy, M., Michel, P., Emmerik, R.V., Witkamp, G.L. and Schippers. 1999. Controlling scaling in membrane filtration systems using a desupersatation unit. **Desalination** 123: 51-62.
- Buleva, M. and Petkanchin, I. 1999. Interaction of humic substances with silica and alumina colloids: adsorption and stability electro-optical study. **Colloids surface A: Physicochem Engineering** 151: 225-231.
- Chaimongkol, P. 2008. Removal of dissolved organic matter and bacteriophages in natural water by in-line coagulation combined with ceramic membrane. Master thesis. Chularongkorn university.
- Chang, D.S. and P.C. Singer. 1991. The impact of ozonation on particale stability and the removal of TOC and THM precursors. **Journal of the American Water Works Association** 83 (3): 71-78.

- Chang, E.E., Chiang, P.C., Ko, Y.W. and Lan, W.H. 2001. Characteristics of organic precursors and their relationship with disinfection by-products. **Chemosphere** 44: 1231-1236.
- Chen, W., Westerhoff, P. and Leenheer, J.A. 2003. Fluorescence excitation emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. **Environmental Science and Technology** 37: 5701-5710.
- Chris, R. 2002. Current AWWA research and publications from previous project on NOM. (online) Available from: <http://www.waterquality.crc.org.au/nom/F9.htm>. (1 July 2008).
- Coble, P.C. 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM seawater using excitation-emission matrix spectrometry. **Marine Chemistry** 51: 325-346.
- Coble, P.G., Schultz, C.A., Mopper, K. 1993. Fluorescence contouring analysis of DOC intercalibration experiment samples: a comparison of techniques. **Marine Chemistry** 41: 173-178.
- Colin, J.L., Dutot, A.L., Bablon, G. and Le Sage, R.V. 1986. Application of factor analysis to surface water test results. **Water Research** 20 (6): 675-684.
- Collins, M.R., Amy, G.L. and Steelink, C. 1986. Molecular weight distribution carboxylic acidity and humic substances content of aquatic matter: implication for removal during water treatment. **Environmental Science and Technology** 20: 1028-1032.
- Cook, D., Newcombe, G. and Sztajn bok, P. 2001. The application of powdered activated carbon for MIR and GEOSMIN removal: predicting PAC doses in four raw water. **Water Research** 33 (5): 1325-1333.
- Cornelussen, E. R, Moreau, N., Siegers, W. G., Abrahamse A. J., Rietveld L. C., Grefte, A. Dignum, M. Amy, G. and Wessels, L. P. 2008. Selection of anionic exchange resins for removal of natural organic matter fractions. **Water Research** 42: 413-423.
- Croue, J. P., Martin, B., Simon, P. and Ledube, B. 1993. Les matieres hydrophobes et hydrophiles des eaux de retenue-extraction, caraterisation et quantification. **Water Supply** 11: 79-90.
- Croue, J.E., Benfdetti, M.F., Violleauand, D., and Leenheer, J.A. 2003. Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South

- Platte River: evidence for the presence of nitrogenous binding site. **Environmental science and technology** 37: 328-336.
- Croue, J.P., Martin, B., Simon, P. and Legube, B. 1993. Hydrophobic and hydrophilic acids extraction, characterization and quantification. **Water Supply and Tecnology** 11: 79-90.
- 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.
- Day, G. M., Beckett, R., Hart, B. T. and Mekelvie, I. D. 1991. Characterization of natural organic matter from four Victorian freshwater systems. **Australian Journal Marine Freshwater Research** 42: 675-687.
- 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.
- Eaton, A. 1995. Measuring UV-Absorbing Organic: A Standard Method. **Journal American Water Works Association** 2: 86-90.
- Edzward, J.K., Becker, W.C. and Wattier, K. 1985. Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors. **Journal of the American Water Works Association**: 122-132.
- Edzwald, J.K. 1993. Coagulation in drinking water treatment: particles organics and coagulants. **Water Sciences and Technology** 27: 21-25.
- Edzwald, J.K. and Tobiasson, J.E. 1999. Enhanced coagulation: USA requirements and a broader view. **Water Sciences and Technology** 40: 63-70.
- Farvardin, M.R. and Collins, A.G. 1989. Preozonation as an aid in the coagulation of humic substances-optimum preozonation dose. **Water Research** 23(3): 307-316.
- Fawell, J. 2000. Risk Assessment case study-chloroform and related substances. Food and **Chemical Toxicology** 38: S91-S95.
- Galapate, P., Baes, A. and Okada, M. 2001. Transformation of dissolved organic matter during ozonation: effects on trihalomethane formation potential. **Water Research** 35: 2201-2001.
- Gottschalk, C., Libra, J. A. and Saupe, A. 2000. Ozonation of water and waste water. **Germany WILEY-VCH** 189.

- Graham, N.D.J. 1999. Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes-a review. **Water Science and Technology** 40(9): 141-248.
- Gregor, J. E., Nokes, C. E. and Fenton, E. 1997. Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. **Water Research** 31: 2949-2958.
- Her, N., Amy, G., McKnight, D., Sohn, J. and Yoon, Y. 2003. Characterization of DOM as a function of MW by fluorescence EEM and HPLC-SEC using UVA, DOC, and fluorescence detection. **Water Research** 37: 4295-4303.
- Ho, L., and Newcombe, G., 2005. Effect of NOM turbidity and floc size on the PAC adsorption of MIB during alum coagulation. **Water Research** 39: 3668-3674.
- Homklin, S. 2005. Removal of hydrophobic and hydrophilic dissolved organic matters in natural water by alum coagulation. Master thesis. Chulalongkorn University.
- Huang, H., Young, T.A. and Jacangelo, J.G. 2008. Chlorine-induced permeability recovery for low-pressure membrane filtration of natural water. **Journal of Membrane Science** 325: 50-57.
- Huang, W. and Yeh, H. 1999. Reaction of chlorine with NOM adsorbed on powdered activated carbon. **Water Research** 33 (1): 65-72.
- Humbert, H. Gallard, H., Suty, H. and Croue, J.P. 2005. Performance of selected anion exchange resins for the treatment of high DOC content surface water. **Water Research** 39: 1699-1708.
- IPCS. 2000. Environmental Health Criteria 216: Disinfectant By-Product. [Online] Available from: http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc_216.htm part number: 8. (29 September 2009).
- Ivancev-Tumbas, V., Dalmacijam, B., Tamas, Z. and Karlovic, E. 2002. The effect of different drinking water treatment processes on the rate of chloroform formation in the reactions of natural organic matter with hypochlorite. **Water Research** 33: 3715-3722.
- Jacango, J.G., DeMaro, D.M. and Randtke, S.J. 1995. Selected process for removing NOM: An overview. **Journal American Water Works Association** 87 (1): 64-77.

- James, W.L., Aiken, G.R., Bergamashi, B.A., Fram, M.S., Fujii, R., and Mopper, K. 2003. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. **Environmental Science Technology** 37: 4702-4708.
- Janhom, T. 2004. Reduction of trihalomethane created from six fractions of dissolved organic matters in raw water supply by alum coagulation. Master thesis. Chularongkorn University.
- Janhom, T., Wattanachira, S. and Pavasant, P. 2009. Characterization of brewery wastewater with spectrofluorometry analysis. **Journal of Environmental Management** 90: 1184-1190.
- Jarvis, P., Banks, J., Molinder, R., Carroll, S., Parsons, S. and Jefferson, B. 2008. Processes for enhanced NOM removal: Beyond Fe and Al coagulation. Proceeding of international water association (IWA) specialist conference on natural organic matter: from source to tap. September 2-4, 2008. Bath, UK.
- 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.
- 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.
- Kaastrup, E. and Halmo, T.M. 1999. Removal of aquatic humus by ozonation and activated carbon adsorption in aquatic humic substances, influence on fate and treatment of pollutants. **Suffet and MaccCarthy** 697-726.
- Kanokkantapong, V., Marhaba, T.F., Panyapinyophol, B. and Pavasant, P. 2006. FTIR evaluation of functional groups involved in the formation of haloacetic acids during the chlorination of raw water. **Journal of Hazardous Materials** B136: 188-196.
- Kanokkantapong, V., Panyapinyopol, B., Wattanachira, S. and Wongsuchoto, P. 2008. Influence of coagulation with alum and cationic polymers on formation of THMs. The first conference on water resources management and technology. 8-9 May 2008. Prince of Songkla University, Thailand.

- Kasuga, I., Nakajima, F. and Furumai, H. 2003. Analysis of dissolved organic matter and bacterial community in degradation of algal bloom by EEMs and PCRDGGE. **Japan Society on Water Environment** 26 (3): 171-174.
- Kim, H. and Yu, M. 2007. Characterization of aquatic humic substances to DBPs formation in advanced treatment processes for conventionally treated water. **Journal of Hazardous materials** 143: 486-493.
- Kim, H., Hong, J. and Lee, S. 2006. Fouling of microfiltration membranes by natural organic matter after coagulation treatment: A comparison of different initial mixing conditions. **Journal of Membrane Science** 283: 266-272.
- Kim, H.C. and Yu, M.J. 2005. Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. **Water Research** 19: 4779-4789.
- Kleiser, G. and Frimmel, F.H. 2000. Removal of precursors for disinfection by-products (DBPs) differences between ozone-and OH-radical-induced oxidation. *The Science of Total Environment* 256: 1-9.
- Komatsu, K., Nakajima, F., Furumai, H. and Miki, O. 2005. Characterization of dissolved organic matter (DOM) removed by iron coagulation using spectrofluorimetry and pyrolysis GC/MS analysis. **Journal of Water Supply Research Technology-Aqua** 54 (3): 157-163.
- Kooij, D. 1992. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. **Journal of American Water Works Association** 84: 57-65.
- Krasner, S.W., Croue, J.P., Buffle, J. and Perdue, E.M. 1996. Three approaches for characterizing NOM. **Journal of the American Water Works Association** 66-79.
- Krasner, S.W., Scilimenti, M.J. and Means, E.G. 1994. Quality degradation: implications for DPBs formation. **Journal of the American Water Works Association** 86: 34-47.
- Langlais, B., Reckhow, D.A. and Brink, D.R. 1991. Ozone in water treatment: application and engineering. **Chelsea Lewis** 33: 122-127.
- Laor, Y. and Avnimelech. 2002. Fractionation of compost-derived dissolved organic matter by flocculation process. **Organic** 33: 257-263.

- Lee, S., Park, G., Amy, G., Hong, S.K., Moon, S.H., Lee, D.H. and Cho, J. 2002. Determination of membrane pore size distribution using the fractional rejection of nonionic and charged macromolecules. **Journal Membrane Science** 201: 192-201.
- Leenheer, J. A. 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewater. **Environmental Science and Technology** 15: 578-587.
- Leenheer, J.A. and Noyes, T.I. 1984. A filtration and column-adsorption system for onsite concentration and fractionation of organic substances from large volume of water. **U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2230** U.S. govt. Printing office Washington, D.C.
- Leenheer, J.A., Noyes, T.I. and Steer, H.A. 1982. Determination of polar organic solute in oil-shale report water. **Environmental Science and Technology** 16(10): 714-723.
- Leenheer, J.A., Wershaw, R.L., Brown, G.K. and Reddy, M.M. 2003. Characterization and diagenesis of strong-acid carboxy groups in humic substances. **Applied Geochemistry** 18: 471-482.
- Leenheer, L.A., 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural water and wastewater. **Environmental Science and Technology** 15: 578-587.
- Levesque, S., Rodriguez, M., Serodes, J., Beaulieu, C. and Proulx, F. 2006. Effects of indoor drinking water handling on trihalomethanes and haloacetic acids. **Water Research** 40: 2921-2930.
- Liakou, S., Pavlou, S. and Lyberatos, G. 1997. Ozonation of azo dye. **Water Science and Technology** 35 (4): 279-286.
- Liang, L. and Singer, P.C. 2003. Factors influencing the formation and relative distribution of haloacetic acid and trihalomethanes in drinking water. **Environmental Science Technology** 37: 2920-2928.
- Lin, S.H. and Yeh, K.L. 1993. Looking to treat wastewater Try ozone. **Chemical Engineering** 6: 112-116.

- Liyang, W., Fengchang W., Runyu, Z., Wen, L. and Haiqing, L. 2009. Characterization of dissolved organic matter fractions from Lake Hongfeng, Southwestern China Plateau. **Journal of Environmental Sciences** 21: 581-588.
- Marhaba, T. F. and Pipada, N. J. 2000. Coagulation effectiveness in removing dissolved organic matter fractions. **Environmental Engineering Science** 17(2): 107-115.
- Marhaba, T. F., Pu Y. and Bengraïne, K. 2003. Modified dissolved organic matter fractionation technique for natural water. **Journal of Hazardous Materials** B101: 43-53.
- Marhaba, T.F. and Van, D. 1999. Chlorinated disinfection by-product formation potential of dissolved organic matter fractions at an ozonation water treatment plant. **Environmental Research** 3(3): 255-268.
- Marhaba, T.F. and Van, D. 2000. The variation of mass disinfection by-products formation potential of dissolved organic matter fractions along a conventional surface water treatment plant. **Journal of Hazardous Materials** A74: 133-147.
- Marhaba, T.F. and Washington, M.B. 1998. Drinking Water Disinfection By-products : History and Current Practice. **Advances in Environmental Research** 2(1): 103-115.
- Marhaba, T.F., and Kochar, I.H., 2000. Rapid prediction of disinfection by-product formation-potential by fluorescence. **Environmental Engineering and Policy** 2: 29-36.
- Marhuenda-Egea, F.C., Martinez-Sabater, E., Jorda, J., Moral, R., Bustamante, M.A, Paredes, C. and Perez-Murcia, M.D. 2007. Dissolved organic matter fractions formed during composting of winery and distillery residues: Evaluation of the process by fluorescence excitation-emission matrix. **Chemosphere** 68: 301-309.
- Martin-Mousset, B., Croue, J. P., Lefebvre, E. and Legube B. 1997. Distribution and characterization of dissolved organic matter of surface waters. **Water Research** 31: 541-553.
- Mash, H., Westerhoff K. P., Baker, A. L., Nieman A. R. and Nguyen, M. 2004. Dissolved organic matter in Arizona reservoirs: assessment of carbonaceous sources. **Organic Geochemistry** 35: 831-843.
- Masschelein, W. 1992. **Unit processes in drinking water treatment**. New York America: Marcel Dekker, INC.

- McDonald, S., Pringle, J.M., Bishop, A.G., Prenzler, P.D. and Robards, K. 2007. Isolation and seasonal effects on characteristics of fulvic acid isolated from an Australian floodplain river and billabong. **Journal of Chromatography A** 1153: 203-213.
- Meunier, L., Canonica, S. and Gunte. 2006. Implications of sequential use of UV and ozone for drinking water quality. **Water Research** 40: 1864-1876.
- Musikavong, C. 2002. Reduction of trihalomethanes formation potential in reclaimed water from treated industrial estate wastewater. Master thesis. Chulalongkorn University.
- Musikavong, C. 2006. Characterization of fractionated dissolved organic matter in industrial estate wastewater using spectrofluorometry and pyrolysis GC/MS analysis. Doctor thesis. Chulalongkorn University.
- Musikavong, C., Wattanachira, S., Nakajima, F. and Furumai, H. 2007. Three dimensional fluorescent spectroscopy analysis for the evaluation of organic matter removal from industrial estate wastewater by stabilization ponds. **Water science and Technology** 55: 201-210.
- Musikavong, C., Wattanachira, S., Phumpaisanachi, A. and Homklin, S. 2007. Fluorescent excitation-emission matrix peak intensity applied for evaluating DOC and THMFP reductions of reservoir waters by alum coagulation. The proceeding of the 5th international symposium on Southeast Asian water environment. 7-9 November 2007. Chiang Mail, Thailand.
- Nagare, H., Aso, T., Ebie, Y. and Ebie, K. 2008. Removal of humic substances by repeated mixing with PACl. Conference proceedings international water association (IWA) specialist conference on: natural organic matter: from source to top. 2-4 September 2008. Bath, UK.
- Nakajima, F., Hanabusa, M., Furumai, H., 2002. Excitation-emission fluorescence spectra and trihalomethane formation potential in the Tama River. **Science Technology Water Supply** 55: 201-210.
- 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.

- Nissinen, T.K., Miettinen, I.T., Martikainen, P.J. and Vartiainen, T. 2001. Molecular size distribution of natural organic matter in raw and drinking waters. **Chemosphere** 45: 865-873.
- 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.
- Page, D. W., Van Leeuwen, J.A. and Spark, K. M. 2003. Application of pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry for characterization of dissolved organic matter before and after alum treatment. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis** 67: 247-262.
- Panyapinyopol, B., Marhaba, T.F., Kanokkantapong, V. and Pavasant, P. 2005. Characterization of precursors to trihalomethanes formation in Bangkok source water. **Journal of Hazardous Materials** B120: 229-236.
- Peuravuori, J. and Pihlaja, K. 1997. Isolation and characterization of natural organic matter from lake water: comparison of isolation with solid adsorption and tangential membrane filtration. **Environment International** 23: 441-451.
- Peuravuori, J., Lehtonen, T. and Pihlaja, K. 2002. Sorption of aquatic humic matter by DAX-8 and XAD-8 resins comparative study using pyrolysis gas chromatography. **Analytica Chimica Acta** 219-226.
- Promptong, P. 2009. Color and organics removal from palm oil mill effluent using effective microorganism culture and fenton's reagent. Master thesis. Prince of Songkla University.
- Reckhow, D.A. and Singer, P.C. 1984. The removal of organic halide precursors by preozonation and alum coagulation. **Journal of the American Water Works Association** 76 (4): 151.

- Recknow, D.A., Bose, P., Bezbarua, B., Hesse, E.M. and Mcknight, A.P. 1992. Transformations of natural organic material during preozonation. EPA report. USEPA, drinking water research division, Cincinnati, Ohio.
- Rizzo, L., Belgiorno, V., Gallo, M. and Meric, S. 2005. Removal of THM precursors from a high-alkaline surface water by enhanced coagulation and behaviour of THMFP toxicity on *D. magna*. **Desalination** 176: 177-188.
- Roccaro, P. and Vagliasindi, F. 2009. Differential vs. absolute UV absorbance approaches in studying NOM reactivity in DBPs formation: Comparison and applicability. **Water Research** 43: 744-750.
- Rodriguez, M., Serodes, J. and Levallois, P. 2004. Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. **Water Research** 38: 4367-4382.
- Rook, J.J. 1977. Chlorination reactions of fulvic acids in natural waters. **Environmental Engineering Science** 11(5): 478-482.
- Rosenthal, H. 1980. Ozonation and Sterilization. Symposium on new developments in the utilization of heated effluents and of recirculation systems for intensive aquaculture. European Inland fisheries advisory commission. **Eleven Session Norway** 1-75.
- Sadip, R. and Rodriguez, M.J. 2004. Fuzzy synthetic evaluation of disinfection by-products-a risk-based indexing system. **Journal of Environmental Management** 73: 1-13.
- Seredynska-Sobecka, B., Tomaszewska, M. and Morawski, A.W. 2006. Removal of humic acids by the ozonation-biofiltration process. **Desalination** 198: 265-273.
- Sharp, E.L., Jarvis, P., Parsons, S.A. and Jefferson, B. 2006. Impact of fractional character on the coagulation of NOM. **Colloids and Surfaces A: Physicochem Engineering** 286: 104-111.
- Sharp, L. E., Parsons, A. S. and Jefferson, B. 2006. Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. **Science of the Total Environment** 363: 183-194.
- Shi, B., Wei, Q., Wang, D., Zhu, Z. and Tang, H. 2007. Coagulation of humic acid: The performance of preformed and non-preformed Al species. **Colloids and Surfaces A: Physicochem Engineering** 296: 141-148.

- Sierra, M.M.D., Giovanela, M., Parlanti, E. and Soriano-Sierra, E.J. 2005. Fluorescent fingerprint of fulvic and humic acids from varied origins as viewed by singlescan and excitation/ emission matrix techniques. **Chemosphere** 58: 715–733.
- Singer, C., Arlotta, C., Snider-Sajdak, N. and Miltner, R. 2003. Effectiveness of pre and intermediate ozonation on the enhanced coagulation of disinfection by-product precursors in drinking water. **Ozone Science and Engineering** 25: 453-471.
- Singer, P.C. 1999. Humic substances as precursor for potentially harmful disinfection by-products. **Water Science and Technology** 40 (9): 25-30.
- Singer, P.C., Arlotta, C., Snider-Sajdak, N. and Miltner, R. 2003. Effectiveness of pre-and intermediate ozonation on the enhanced coagulation of disinfection by-product precursors in drinking water. **Ozone Science and Engineering** 25 (6): 453-471.
- Singhal, R. K., Kumar, A., Rupali Karpe, P. J., Datta, M., and Hegde, A.G. 2005. Association of uranium with colloids of natural organic matter in subsurface aquatic environment. **Journal of Radioanal and Nuclear Chemistry** 265: 405-408.
- Siripanpomp, P. 2009. Using effective microorganisms and fenton-oxidation for landfill leachate treatment. Master thesis. Prince of Songkla University.
- Snoeyink, V.L. and Jenkins, D.1980. Water Chemistry. 1st ed. New York: John Wiley & Sons.
- Spotte, S. 1979. **Seawater aquariums. The captive environment**. New York/Chichester. John Wiley and Sons 21.
- Staehein, J. and Hoige, J. 1985. Decomposition of ozone in water in the presence of organic solutes acting as promoters and inhibitors of radical chain reactions. **Environmental Science and Technology** 26: 1059-1064.
- Suksaroj C. Rattanamnee P. Musikavong C. Wattanachira S. 2009. The determination of tryptophan and humic and fulvic acid like substances reduction in raw water from U-TAPAO Basin Thailand with alum coagulation. **Water Practice and Technology** 4(2) IWA Publishing 2009 doi: 10.2166/WPT.2009.022.
- Swietlik, J., and Ewa, S. 2004. Application of fluorescence spectroscopy in the studies of natural organic matter fractions reactivity with chlorine dioxide and ozone. **Water Research** 38: 3791-3799.

- Symon, J.M. 1975. National Organics reconnaissance survey for halogenated organics. **Journal of the American Water Works Association** 67(11): 634.
- Tan, Y., Kilduff, J., Kitis, M. and Karanfil, T. 2005. Dissolved organic matter removal and disinfection byproduct formation control using ion exchange. **Desalination** 176: 189-200.
- Tan, Y., Kilduff, J.E., Kitis, M. and Karanfil, T. 2005. Dissolved organic matter removal and disinfection byproduct formation control using ion exchange. **Desalination** 176: 189-200.
- Tardiff, R.G. 1997. Health effects of organics: risk and hazard assessment of ingested chloroform. **Journal of the American Water Works Association** 69: 658-661.
- Thurman, E.M. and Malcolm, R.L. 1981. Preparative isolation of aquatic humic substances. **Environmental Science and Technology** 15(4): 463-466.
- Trusell, R. R. and Umphres, M.D. 1978. The formation of trihalomethanes. **Journal of the American Water Works Association** 70 (11): 604-612.
- USEPA. 1999. Enhanced coagulation and enhanced precipitate softening guidance manual. (online) Available from: <http://www.epa.gov/safewater/mdbp/coaguide.pdf>. (29 September 2009).
- USEPA. 2009. List of established maximum contaminant levels (MCL) and their maximum contaminant level goals (MCLG) (online) Available from <http://www.epa.gov/safewater/chemicalcontaminantrules/basicinformation.html> (17 February 2010).
- Uyak, V., Yavuz, S., Toroz, I., Ozaydin, S. and Genceli, E. 2007. Disinfection by-products precursors removal by enhanced coagulation and PAC adsorption. **Desalination** 216: 334-344.
- 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.

- Villanueva, C.M., Kogevinas, M. and Grimalt, J.O. 2003. Haloacetic acids and trihalomethanes in finished drinking waters from heterogeneous sources. **Water Research** 37: 953-958.
- Wang, Z., Wu, Z., and Tang, S. 2009. Characterization of dissolved organic matter in a submerged membrane bioreactor by using three-dimensional excitation and emission matrix fluorescence spectroscopy. **Water Research** 43: 1533-1540.
- Wei, Q., Feng, C., Wang, D., Shi, B., Zhang, L., Wei, Q., Tang, H. 2008. Seasonal variations of chemical and physical characteristics of dissolved organic matter and trihalomethane precursors in a reservoir : a case study. **Journal of Hazardous Materials** 150: 257-264.
- White, M.C., Thompson, J.D., Harrington, G.W. and Singer, P.C. 1997. Evaluating criteria for enhanced coagulation compliance. **Water Works** 89: 64-77.
- WHO 1988. Guidelines for drinking water quality second edition addendum to volume 2 health criteria and other supporting information addendum. (online) Available from: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/2edaddvol2a.pdf (1 October 2009).
- WHO. 2004. Chemical from water treatment and distribution. (online) Available from: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/cmp130704chap8.pdf (1 October 2009).
- WHO. 2006. Trihalomethanes (online). Available from: http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/chemicals/trihalomethanes_summary_statement.pdf. (1 October 2009).
- Wong, S., Hanna, J.V. King, S., Carroll, D.R., Eldridge, J., Dixon, D.R., Bolto, B.A., Hesse, S., Abbt-braun, G. and Frimmel, F.H. 2002. Fractionation of natural organic matter in drinking water and characterization by ¹³C cross-polarization magic-angle spinning NMR spectroscopy and size exclusion chromatography. **Environmental Science Technology** 36: 3497-3503.
- Wu, X., Ge, D., Wang, D. and Tang, H. 2007. Distinct coagulation mechanism and model between alum and high AL₁₃-PACL. **Colloids and Surfaces A: Physicochem Engineering** 305: 89-96.

- 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.
- Yan, M., Wang, D., Ni, J., Qu, J., Ni, W. and Van Leeuwen, J. 2009. Natural organic matter (NOM) removal in a typical North- China water plant by enhanced coagulation: targets and techniques. **Separation and Purification Technology** 68: 320-327.
- Yan, M., Wang, D., Qu, J., He, W. and Chow, C. 2007. Relative importance of hydrolyzed Al (III) species (Ala, Alb and Alc) during coagulation with polyaluminum chloride: a case study with the typical micro-polluted source waters. **Journal Colloid Interface Science** 316: 482-489.
- Yan, M., Wang, D., Qu, J., Ni, J. and Chow, C. 2008. Enhanced coagulation for high alkalinity and micro-polluted water: The third way through coagulant optimization. **Water Research** 42: 2278-2286.
- Yan, M., Wang, D., Yu, J., Ni, J., Edwards, M. and Qu, J. 2008. Enhanced coagulation with polyaluminum chlorides: role of pH/Alkalinity and speciation. **Chemosphere** 71: 1665-1673.
- Zhao, Z., Gu, J., Li, H., Li, X. and Leung, K. 2009. Disinfection characteristics of the dissolved organic fractions at several stages of a conventional drinking water treatment plant in Southern China. **Journal of Hazardous Materials** 172: 1093-1099.
- Zularisam, A.W., Ismail, A.F., Salim, M.R., Sakinah, S. and Ozaki, H. 2007. The effects of natural organic matter (NOM) fractions on fouling characteristics and flux recovery of ultrafiltration membranes. **Desalination** 212: 191-208.

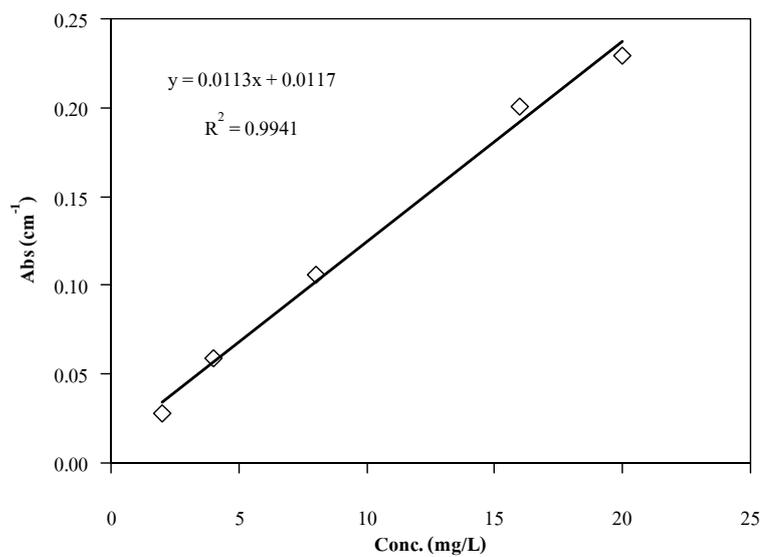
ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

Calibration data และ curve

ตารางที่ ก-1 Calibration data ของ UV-254 nm

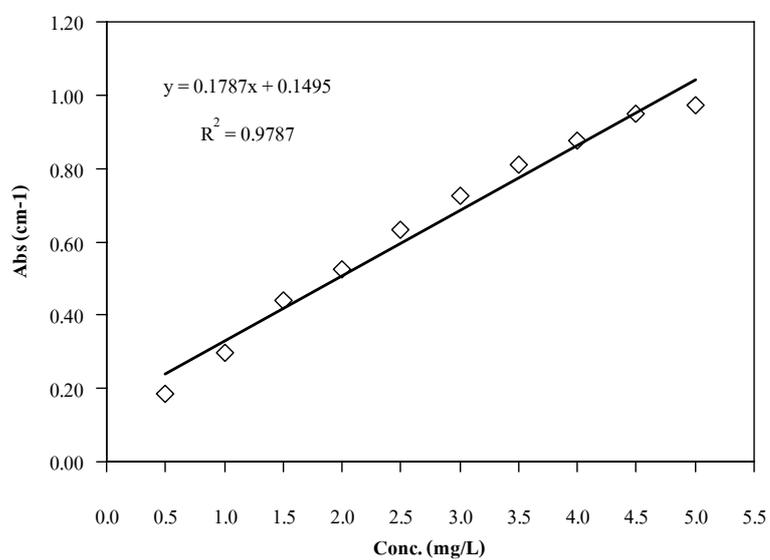
| ความเข้มข้น KHP (mg/L) | Abs (cm ⁻¹) | | |
|---------------------------|-------------------------|------------|--------|
| | ครั้งที่ 1 | ครั้งที่ 2 | เฉลี่ย |
| 2.0 | 0.028 | 0.028 | 0.028 |
| 4.0 | 0.059 | 0.059 | 0.059 |
| 8.0 | 0.105 | 0.106 | 0.106 |
| 16.0 | 0.200 | 0.201 | 0.200 |
| 20.0 | 0.229 | 0.230 | 0.230 |



ภาพที่ ก-1 Calibration data ของ UV-254 nm

ตารางที่ ก-2 Calibration data ของ free chlorine residual

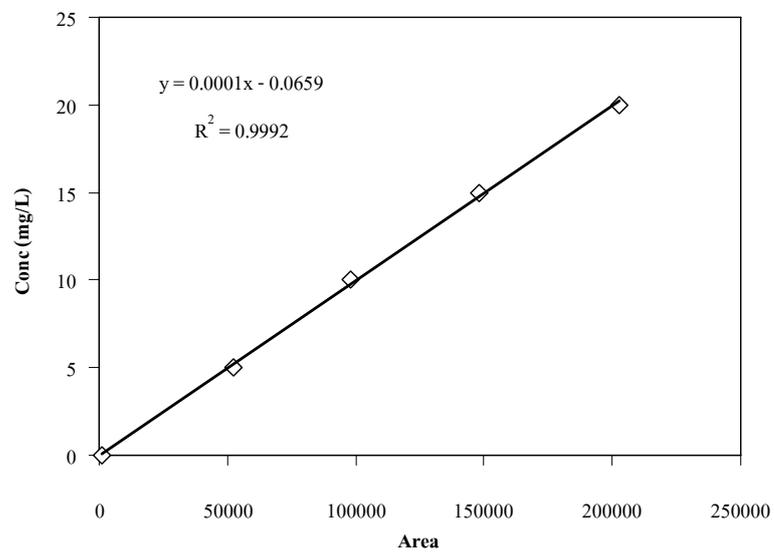
| ความเข้มข้น KMnO_4 (mg/L) | abs UV-515 nm (cm^{-1}) | | |
|---------------------------------------|------------------------------------|------------|--------|
| | ครั้งที่ 1 | ครั้งที่ 2 | เฉลี่ย |
| 0.5 | 0.185 | 0.185 | 0.185 |
| 1.0 | 0.297 | 0.297 | 0.297 |
| 1.5 | 0.441 | 0.441 | 0.441 |
| 2.0 | 0.525 | 0.525 | 0.525 |
| 2.5 | 0.634 | 0.633 | 0.634 |
| 3.0 | 0.726 | 0.726 | 0.726 |
| 3.5 | 0.810 | 0.810 | 0.810 |
| 4.0 | 0.865 | 0.884 | 0.874 |
| 4.5 | 0.949 | 0.949 | 0.949 |
| 5.0 | 0.970 | 0.971 | 0.971 |



ภาพที่ ก-2 Calibration data ของ free chlorine residual

ตารางที่ ก-3 Calibration data ของ DOC

| ความเข้มข้น (mg/L) | Area |
|--------------------|--------|
| 0 | 1287 |
| 5 | 52238 |
| 10 | 98213 |
| 15 | 148230 |
| 20 | 202867 |



ภาพที่ ก-3 Calibration data ของ DOC

ตารางที่ ก-4 HP 6890 GC method

Method: C:\HPCHEM\1\METHODS\TASANA5.M of 10/7/2009 9:45:18 AM

HP6890 GC METHOD

OVEN

Initial temp: 60 'C (On) Maximum temp: 270 'C
 Initial time: 1.00 min Equilibration time: 3.00 min
 Ramps:

| # | Rate | Final temp | Final time |
|---|----------|------------|------------|
| 1 | 10.00 | 100 | 1.00 |
| 2 | 10.00 | 130 | 1.00 |
| 3 | 10.00 | 180 | 1.00 |
| 4 | 0.0(Off) | | |

 Post temp: 60 'C
 Post time: 0.00 min
 Run time: 16.00 min

FRONT INLET (COOL ON COLUMN)

Mode: Oven track
 Pressure: 0.00 psi (Off)
 Gas type: Helium

BACK INLET (SPLIT/SPLITLESS)

Mode: Split
 Initial temp: 225 'C (On)
 Pressure: 31.16 psi (On)
 Split ratio: 26.885:1
 Split flow: 96.5 mL/min
 Total flow: 102.7 mL/min
 Gas saver: On
 Saver flow: 20.0 mL/min
 Saver time: 2.00 min
 Gas type: Helium

COLUMN 1

Capillary Column
 Model Number: HP 19091N-133
 HP-INNOWax Polyethylene Glycol
 Max temperature: 260 'C
 Nominal length: 30.0 m
 Nominal diameter: 250.00 um
 Nominal film thickness: 0.25 um
 Mode: constant flow
 Initial flow: 3.6 mL/min
 Nominal init pressure: 31.17 psi
 Average velocity: 61 cm/sec
 Inlet: Back Inlet
 Outlet: Back Detector
 Outlet pressure: ambient

COLUMN 2

(not installed)

FRONT DETECTOR (FID)

Temperature: 250 'C (Off)
 Hydrogen flow: 40.0 mL/min (Off)
 Air flow: 450.0 mL/min (Off)
 Mode: Constant makeup flow
 Makeup flow: 45.0 mL/min (Off)
 Makeup Gas Type: Nitrogen
 Flame: Off
 Electrometer: Off
 Lit offset: 2.0

BACK DETECTOR (µECD)

Temperature: 300 'C (On)
 Mode: Constant makeup flow
 Makeup flow: 60.0 mL/min (On)
 Makeup Gas Type: Nitrogen
 Electrometer: On

SIGNAL 1

Data rate: 20 Hz
 Type: back detector
 Save Data: On
 Zero: 0.0 (Off)
 Range: 0
 Fast Peaks: Off
 Attenuation: 0

SIGNAL 2

Data rate: 20 Hz
 Type: back detector
 Save Data: Off
 Zero: 0.0 (Off)
 Range: 0
 Fast Peaks: Off
 Attenuation: 0

COLUMN COMP 1

Derive from front detector

COLUMN COMP 2

Derive from back detector

POST RUN

Post Time: 0.00 min

ตารางที่ ก-5 Calibration data ของ THMs

Method C:\HPCHEM\1\METHODS\TASANA5.M

=====
Calibration Table
=====

THMs for Bromoflorobenzene 400 ug/L

Calib. Data Modified : 7/27/2009 4:35:21 PM

Calculate : Internal Standard
Based on : Peak Area

Rel. Reference Window : 5.000 %
Abs. Reference Window : 0.000 min
Rel. Non-ref. Window : 5.000 %
Abs. Non-ref. Window : 0.000 min
Uncalibrated Peaks : not reported
Partial Calibration : Yes, identified peaks are recalibrated
Correct All Ret. Times: No, only for identified peaks

Curve Type : Linear
Origin : Included
Weight : Equal

Recalibration Settings:
Average Response : Average all calibrations
Average Retention Time: Floating Average New 75%

Calibration Report Options :
Printout of recalibrations within a sequence:
Calibration Table after Recalibration
Normal Report after Recalibration
If the sequence is done with bracketing:
Results of first cycle (ending previous bracket)

Default Sample ISTD Information (if not set in sample table):

| ISTD # | ISTD Amount [ug/L] | Name |
|--------|--------------------|--------------------|
| 1 | 400.00000 | Bromofluorobenzene |

Signal 1: ECD1 B,

| RetTime [min] | Lvl | Amount [ug/L] | Area | Amt/Area | Ref Grp | Name |
|---------------|-----|---------------|------------|------------|---------|-------------------|
| 0.597 | 1 | 25.00000 | 1903.59595 | 1.31330e-2 | + 1 | Chloroform |
| | 2 | 50.00000 | 2829.75073 | 1.76694e-2 | | |
| | 3 | 100.00000 | 4054.53003 | 2.46638e-2 | | |
| | 4 | 300.00000 | 1.42804e4 | 2.10079e-2 | | |
| | 5 | 500.00000 | 2.15379e4 | 2.32149e-2 | | |
| | 6 | 700.00000 | 2.59516e4 | 2.69733e-2 | | |
| | 7 | 1000.00000 | 3.80743e4 | 2.62644e-2 | | |
| 0.686 | 1 | 25.00000 | 1.88183e4 | 1.32849e-3 | + 1 | Bromodichloroform |
| | 2 | 50.00000 | 2.99631e4 | 1.66872e-3 | | |
| | 3 | 100.00000 | 4.63666e4 | 2.15672e-3 | | |
| | 4 | 300.00000 | 1.57995e5 | 1.89880e-3 | | |
| | 5 | 500.00000 | 2.47386e5 | 2.02113e-3 | | |
| | 6 | 700.00000 | 2.96656e5 | 2.35964e-3 | | |
| | 7 | 1000.00000 | 4.35203e5 | 2.29778e-3 | | |
| 0.870 | 1 | 25.00000 | 2.17847e4 | 1.14759e-3 | + 1 | Chlorodibromoform |
| | 2 | 50.00000 | 3.75743e4 | 1.33070e-3 | | |
| | 3 | 100.00000 | 5.71430e4 | 1.74999e-3 | | |
| | 4 | 300.00000 | 1.93973e5 | 1.54661e-3 | | |
| | 5 | 500.00000 | 2.99883e5 | 1.66732e-3 | | |
| | 6 | 700.00000 | 3.67176e5 | 1.90644e-3 | | |
| | 7 | 1000.00000 | 5.29027e5 | 1.89026e-3 | | |
| 1.029 | 1 | 25.00000 | 9655.47070 | 2.58921e-3 | + 1 | Bromoform |
| | 2 | 50.00000 | 1.67460e4 | 2.98579e-3 | | |
| | 3 | 100.00000 | 2.44439e4 | 4.09100e-3 | | |
| | 4 | 300.00000 | 7.84040e4 | 3.82634e-3 | | |
| | 5 | 500.00000 | 1.19930e5 | 4.16909e-3 | | |
| | 6 | 700.00000 | 1.49597e5 | 4.67924e-3 | | |
| | 7 | 1000.00000 | 2.08135e5 | 4.80458e-3 | | |

Instrument 1 7/27/2009 4:40:00 PM Tassana kueseng

Page 1 of 2

ตารางที่ ก-5 (ต่อ)

Method C:\HPCHEM\1\METHODS\TASANA5.M

| RetTime [min] | Lvl Sig | Amount [ug/L] | Area | Amt/Area | Ref | Grp Name |
|------------------|------------|------------------|-----------|------------|-----|--------------------|
| 1.462 | 1 | 400.00000 | 922.00507 | 4.33837e-1 | I1 | Bromofluorobenzene |
| | | 400.00000 | 924.75024 | 4.32549e-1 | | |
| | | 400.00000 | 932.40399 | 4.28999e-1 | | |
| | | 400.00000 | 927.80762 | 4.31124e-1 | | |
| | | 400.00000 | 934.72882 | 4.27932e-1 | | |
| | | 400.00000 | 929.16492 | 4.30494e-1 | | |
| | | 400.00000 | 927.85150 | 4.31103e-1 | | |

=====
Peak Sum Table
=====***No Entries in table***
=====

ภาคผนวก ข

ผลการทดลอง

ตารางที่ ข-1 ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|---------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|
| | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด |
| | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) |
| น้ำดิบ | 2.36 | - | 2.4 | - | 2.4 | - |
| PACl 10 mg/L | 0.98 | 59 | 0.74 | 69 | 0.71 | 70 |
| PACl 20 mg/L | 0.89 | 62 | 0.59 | 75 | 0.27 | 89 |
| PACl 30 mg/L | 1.2 | 50 | 0.89 | 62 | 0.81 | 65 |
| PACl 40 mg/L | 1.2 | 50 | 1.2 | 50 | 1.1 | 53 |
| PACl 50 mg/L | 1.3 | 45 | 1.2 | 47 | 1.2 | 49 |

ตารางที่ ข-2 ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|---------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|
| | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด |
| | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) |
| น้ำดิบ | 2.4 | - | 2.4 | - | 2.4 | - |
| Polymer 0.1 mg/L | 1.6 | 32 | 1.5 | 36 | 1.5 | 39 |
| Polymer 0.2 mg/L | 1.5 | 36 | 1.4 | 40 | 1.3 | 47 |
| Polymer 0.4 mg/L | 1.7 | 27 | 1.6 | 32 | 1.6 | 32 |
| Polymer 0.6 mg/L | 1.8 | 23 | 1.7 | 29 | 1.7 | 29 |
| Polymer 0.8 mg/L | 2.0 | 16 | 1.9 | 21 | 1.9 | 19 |

ตารางที่ ข-3 ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารตั้งต้น | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|----------------------|-----------------|---------------------|-----------------|---------------------|-----------------|---------------------|
| | ความขุ่นคงเหลือ | ความขุ่นที่ถูกกำจัด | ความขุ่นคงเหลือ | ความขุ่นที่ถูกกำจัด | ความขุ่นคงเหลือ | ความขุ่นที่ถูกกำจัด |
| | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) |
| น้ำดิบ | 2.4 | - | 2.4 | - | 2.4 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.1 mg/L | 0.95 | 61 | 0.52 | 79 | 0.25 | 90 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.2 mg/L | 1.1 | 54 | 0.67 | 72 | 0.59 | 76 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.4 mg/L | 1.2 | 51 | 1.0 | 58 | 0.93 | 61 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.6 mg/L | 1.2 | 50 | 1.1 | 53 | 1.0 | 58 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.8 mg/L | 1.3 | 48 | 1.3 | 44 | 1.1 | 56 |

ตารางที่ ข-4 ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารตั้งต้น | pH 7 | |
|-------------------------------------------|-----------------------|-------------------------|
| | ความขุ่นคงเหลือ (NTU) | ความขุ่นที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 2.4 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 5 mg/L | 0.41 | 83 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 10 mg/L | 0.21 | 91 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 15 mg/L | 0.84 | 65 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 20 mg/L | 1.1 | 55 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 25 mg/L | 1.1 | 54 |

ตารางที่ ข-5 ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาทีในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 | |
|------------------------------------------------|-----------------------|-------------------------|
| | ความขุ่นคงเหลือ (NTU) | ความขุ่นที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 2.4 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 72 mg/hr | 0.28 | 88 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 96 mg/hr | 0.19 | 92 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+ Ozone 132 mg/hr | 0.13 | 95 |

ตารางที่ ข-6 ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | pH 6 | pH 7 |
|---------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 23.5 | 23.5 | 23.5 |
| PACl 10 mg/L | 15.8 | 18.0 | 20.3 |
| PACl 20 mg/L | 13.5 | 17.8 | 20.0 |
| PACl 30 mg/L | 13.3 | 16.8 | 18.3 |
| PACl 40 mg/L | 12.8 | 17.0 | 18.8 |
| PACl 50 mg/L | 12.3 | 16.3 | 17.5 |

ตารางที่ ข-7 ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | pH 6 | pH 7 |
|---------------------|-----------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 24.8 | 24.8 | 24.8 |
| Polymer 0.1 mg/L | 13.3 | 17.8 | 22.8 |
| Polymer 0.2 mg/L | 11.0 | 17.3 | 22.5 |
| Polymer 0.4 mg/L | 10.8 | 16.5 | 22.0 |
| Polymer 0.6 mg/L | 10.0 | 17.8 | 20.5 |
| Polymer 0.8 mg/L | 10.3 | 17.0 | 21.0 |

ตารางที่ ข-8 ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 5, 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | pH 6 | pH 7 |
|-------------------------------|-----------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 23.3 | 23.3 | 23.3 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L | 18.5 | 21.0 | 22.5 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.2 mg/L | 16.5 | 20.3 | 20.8 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.4 mg/L | 16.3 | 18.5 | 19.5 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.6 mg/L | 15.8 | 17.3 | 18.0 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.8 mg/L | 14.8 | 15.8 | 17.8 |

ตารางที่ ข-9 ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 |
|-------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 24.3 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 5 mg/L | 22.8 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 10 mg/L | 22.8 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 15 mg/L | 20.5 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 20 mg/L | 20.3 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 25 mg/L | 19.8 |

ตารางที่ ข-10 ความเป็นต่างคงเหลือ ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 |
|-----------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 24.3 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 72 mg/hr | 22.6 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 96 mg/hr | 19.9 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 132 mg/hr | 18.8 |

ตารางที่ ข-11 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสาร สร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|-------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.063 | - | 0.063 | - | 0.063 | - |
| PACl 10 mg/L | 0.032 | 50 | 0.029 | 54 | 0.028 | 56 |
| PACl 20 mg/L | 0.030 | 52 | 0.027 | 56 | 0.024 | 62 |
| PACl 30 mg/L | 0.040 | 36 | 0.030 | 53 | 0.027 | 57 |
| PACl 40 mg/L | 0.042 | 34 | 0.038 | 39 | 0.030 | 52 |
| PACl 50 mg/L | 0.043 | 31 | 0.040 | 37 | 0.032 | 48 |

ตารางที่ ข-12 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสาร สร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|-------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.062 | - | 0.062 | - | 0.062 | - |
| Polymer 0.1 mg/L | 0.048 | 23 | 0.047 | 25 | 0.041 | 34 |
| Polymer 0.2 mg/L | 0.044 | 29 | 0.043 | 32 | 0.039 | 38 |
| Polymer 0.4 mg/L | 0.051 | 18 | 0.049 | 21 | 0.043 | 30 |
| Polymer 0.6 mg/L | 0.053 | 16 | 0.052 | 17 | 0.046 | 27 |
| Polymer 0.8 mg/L | 0.054 | 13 | 0.053 | 15 | 0.051 | 19 |

ตารางที่ ข-13 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารตั้งต้น | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|----------------------|----------------------------|-----------------|----------------------------|-----------------|----------------------------|-----------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.063 | - | 0.063 | - | 0.063 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.1 mg/L | 0.028 | 56 | 0.024 | 62 | 0.022 | 65 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.2 mg/L | 0.029 | 53 | 0.025 | 60 | 0.024 | 63 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.4 mg/L | 0.033 | 48 | 0.030 | 52 | 0.027 | 57 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.6 mg/L | 0.037 | 41 | 0.032 | 50 | 0.028 | 55 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.8 mg/L | 0.040 | 36 | 0.035 | 44 | 0.033 | 47 |

ตารางที่ ข-14 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารตั้งต้น | pH 7 | |
|-------------------------------------------|----------------------------|------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.063 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 5 mg/L | 0.024 | 63 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 10 mg/L | 0.018 | 72 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 15 mg/L | 0.021 | 67 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 20 mg/L | 0.026 | 59 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 25 mg/L | 0.027 | 58 |

ตารางที่ ข-15 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาทีในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 | |
|------------------------------------------------|----------------------------|------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.062 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 72 mg/hr | 0.025 | 60 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 96 mg/hr | 0.020 | 68 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+ Ozone 132 mg/hr | 0.017 | 73 |

ตารางที่ ข-16 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|---------------------|------------|---------------------|------------|---------------------|------------|---------------------|
| | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 3.1 | - | 3.1 | - | 3.1 | - |
| PACl 10 mg/L | 1.9 | 41 | 1.8 | 42 | 1.8 | 42 |
| PACl 20 mg/L | 1.8 | 42 | 1.8 | 44 | 1.6 | 48 |
| PACl 30 mg/L | 1.9 | 39 | 1.9 | 39 | 2.0 | 38 |
| PACl 40 mg/L | 1.9 | 40 | 1.9 | 38 | 2.1 | 32 |
| PACl 50 mg/L | 2.1 | 34 | 2.2 | 30 | 2.4 | 25 |

ตารางที่ ข-17 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|------------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|
| | DOC | DOC | DOC | DOC | DOC | DOC |
| | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 3.2 | - | 3.2 | - | 3.2 | - |
| Polymer 0.1 mg/L | 2.7 | 15 | 2.5 | 21 | 2.4 | 23 |
| Polymer 0.2 mg/L | 2.6 | 16 | 2.5 | 19 | 2.4 | 24 |
| Polymer 0.4 mg/L | 2.7 | 14 | 2.6 | 19 | 2.4 | 24 |
| Polymer 0.6 mg/L | 2.8 | 13 | 2.7 | 16 | 2.6 | 19 |
| Polymer 0.8 mg/L | 2.9 | 10 | 2.7 | 13 | 2.6 | 17 |

ตารางที่ ข-18 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|----------------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|
| | DOC | DOC | DOC | DOC | DOC | DOC |
| | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 3.2 | - | 3.2 | - | 3.2 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.1 mg/L | 1.8 | 43 | 1.7 | 48 | 1.4 | 57 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.2 mg/L | 1.8 | 43 | 1.7 | 47 | 1.5 | 54 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.4 mg/L | 1.9 | 41 | 1.8 | 46 | 1.6 | 51 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.6 mg/L | 1.9 | 41 | 1.8 | 45 | 1.7 | 49 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.8 mg/L | 1.9 | 40 | 1.9 | 42 | 1.7 | 46 |

ตารางที่ ข-19 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณ สร้างตะกอน | pH 7 | |
|-------------------------------------------|------------|---------------------|
| | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 3.2 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 5 mg/L | 1.2 | 64 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 10 mg/L | 1.0 | 69 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 15 mg/L | 1.5 | 52 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 20 mg/L | 1.7 | 47 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 25 mg/L | 1.8 | 45 |

ตารางที่ ข-20 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาทีในน้ำตัวอย่างฤดูฝน

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 | |
|-----------------------------------------------|------------|---------------------|
| | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 3.2 | - |
| PACl 20 mg/L+polymer 0.1 mg/L+ozone 72 mg/hr | 1.3 | 59 |
| PACl 20 mg/L+polymer 0.1 mg/L+ozone 96 mg/hr | 1.1 | 64 |
| PACl 20 mg/L+polymer 0.1 mg/L+ozone 132 mg/hr | 0.93 | 71 |

ตารางที่ ข-21 ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|---------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|
| | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด |
| | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) |
| น้ำดิบ | 3.6 | - | 3.6 | - | 3.6 | - |
| PACl 10 mg/L | 1.5 | 59 | 1.1 | 69 | 1.0 | 72 |
| PACl 20 mg/L | 1.3 | 63 | 0.85 | 77 | 0.37 | 90 |
| PACl 30 mg/L | 1.8 | 51 | 1.2 | 66 | 1.2 | 67 |
| PACl 40 mg/L | 1.8 | 49 | 1.7 | 53 | 1.6 | 56 |
| PACl 50 mg/L | 2.0 | 46 | 1.9 | 49 | 1.8 | 49 |

ตารางที่ ข-22 ความขุ่นคงเหลือ และเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|---------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|
| | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด | ความขุ่น คงเหลือ | ความขุ่นที่ ถูกกำจัด |
| | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) |
| น้ำดิบ | 3.6 | - | 3.6 | - | 3.6 | - |
| Polymer 0.1 mg/L | 2.4 | 34 | 2.3 | 36 | 2.1 | 41 |
| Polymer 0.2 mg/L | 2.3 | 37 | 2.1 | 41 | 1.8 | 50 |
| Polymer 0.4 mg/L | 2.6 | 29 | 2.4 | 34 | 2.4 | 34 |
| Polymer 0.6 mg/L | 2.7 | 24 | 2.5 | 29 | 2.6 | 29 |
| Polymer 0.8 mg/L | 3.0 | 18 | 2.9 | 20 | 2.9 | 21 |

ตารางที่ ข-23 ความขุ่นคงเหลือ และเปอร์เซ็นต์ความขุ่น ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารตั้งต้น | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|----------------------|-----------------|---------------------|-----------------|---------------------|-----------------|---------------------|
| | ความขุ่นคงเหลือ | ความขุ่นที่ถูกกำจัด | ความขุ่นคงเหลือ | ความขุ่นที่ถูกกำจัด | ความขุ่นคงเหลือ | ความขุ่นที่ถูกกำจัด |
| | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) | (NTU) | (%) |
| น้ำดิบ | 3.7 | - | 3.7 | - | 3.7 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.1 mg/L | 1.3 | 64 | 0.67 | 82 | 0.33 | 91 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.2 mg/L | 1.6 | 57 | 0.98 | 73 | 0.83 | 77 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.4 mg/L | 1.7 | 53 | 1.6 | 58 | 1.4 | 63 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.6 mg/L | 1.8 | 51 | 1.7 | 55 | 1.5 | 59 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.8 mg/L | 1.9 | 48 | 1.8 | 51 | 1.6 | 55 |

ตารางที่ ข-24 ความขุ่นคงเหลือ และเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารตั้งต้น | pH 7 | |
|-------------------------------------------|-----------------------|-------------------------|
| | ความขุ่นคงเหลือ (NTU) | ความขุ่นที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 3.7 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 5 mg/L | 0.62 | 83 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 10 mg/L | 0.26 | 93 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 15 mg/L | 1.2 | 67 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 20 mg/L | 1.5 | 59 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 25 mg/L | 1.7 | 55 |

ตารางที่ ข-25 ความขุ่นคงเหลือและเปอร์เซ็นต์ความขุ่นที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาทีในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 | |
|-----------------------------------------------|-----------------------|-------------------------|
| | ความขุ่นคงเหลือ (NTU) | ความขุ่นที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 3.6 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 72 mg/hr | 0.37 | 90 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 96 mg/hr | 0.26 | 93 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 132 mg/hr | 0.16 | 96 |

ตารางที่ ข-26 ความเป็นด่างคงเหลือที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | pH 6 | pH 7 |
|---------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| | ความเป็นด่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) | ความเป็นด่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) | ความเป็นด่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 26.5 | 26.5 | 26.5 |
| PACl 10 mg/L | 19.5 | 20.3 | 20.5 |
| PACl 20 mg/L | 18.0 | 18.3 | 20.0 |
| PACl 30 mg/L | 17.8 | 16.9 | 18.3 |
| PACl 40 mg/L | 16.8 | 16.0 | 16.8 |
| PACl 50 mg/L | 16.0 | 16.0 | 16.3 |

ตารางที่ ข-27 ความเป็นต่างคงเหลือที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | pH 6 | pH 7 |
|---------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ | ความเป็นต่างคงเหลือ | ความเป็นต่างคงเหลือ |
| | (mg/L as CaCO ₃) | (mg/L as CaCO ₃) | (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 25.0 | 25.0 | 25.0 |
| Polymer 0.1 mg/L | 17.6 | 19.5 | 21.5 |
| Polymer 0.2 mg/L | 16.5 | 18.2 | 21.0 |
| Polymer 0.4 mg/L | 16.5 | 17.0 | 18.0 |
| Polymer 0.6 mg/L | 14.3 | 16.8 | 16.8 |
| Polymer 0.8 mg/L | 12.5 | 16.0 | 16.0 |

ตารางที่ ข-28 ความเป็นต่างคงเหลือที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | pH 6 | pH 7 |
|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ | ความเป็นต่างคงเหลือ | ความเป็นต่างคงเหลือ |
| | (mg/L as CaCO ₃) | (mg/L as CaCO ₃) | (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 25.0 | 25.0 | 25.0 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L | 17.8 | 20.2 | 21.6 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.2 mg/L | 16.5 | 18.3 | 20.0 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.4 mg/L | 16.5 | 17.7 | 18.4 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.6 mg/L | 15.5 | 16.6 | 16.8 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.8 mg/L | 13.5 | 15.0 | 16.0 |

ตารางที่ ข-29 ความเป็นต่างคงเหลือที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 |
|--------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 24.5 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 5 mg/L | 22.5 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+ PAC 10 mg/L | 22.5 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+ PAC 15 mg/L | 20.5 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+ PAC 20 mg/L | 19.7 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 25 mg/L | 19.3 |

ตารางที่ ข-30 ความเป็นต่างคงเหลือที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 |
|------------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| | ความเป็นต่างคงเหลือ (mg/L as CaCO ₃) |
| น้ำดิบ | 25.5 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 72 mg/hr | 23.3 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 96 mg/hr | 20.9 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+ Ozone 132 mg/hr | 19.8 |

ตารางที่ ข-31 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสาร สร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|-------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.095 | - | 0.095 | - | 0.095 | - |
| PACl 10 mg/L | 0.045 | 53 | 0.042 | 56 | 0.040 | 58 |
| PACl 20 mg/L | 0.041 | 56 | 0.038 | 60 | 0.033 | 65 |
| PACl 30 mg/L | 0.054 | 43 | 0.041 | 57 | 0.039 | 59 |
| PACl 40 mg/L | 0.061 | 36 | 0.052 | 46 | 0.042 | 56 |
| PACl 50 mg/L | 0.065 | 32 | 0.058 | 39 | 0.048 | 49 |

ตารางที่ ข-32 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสาร สร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|-------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.096 | - | 0.096 | - | 0.096 | - |
| Polymer 0.1 mg/L | 0.073 | 24 | 0.071 | 26 | 0.062 | 35 |
| Polymer 0.2 mg/L | 0.067 | 30 | 0.064 | 33 | 0.057 | 40 |
| Polymer 0.4 mg/L | 0.077 | 20 | 0.074 | 23 | 0.063 | 34 |
| Polymer 0.6 mg/L | 0.079 | 18 | 0.077 | 19 | 0.068 | 29 |
| Polymer 0.8 mg/L | 0.083 | 14 | 0.080 | 17 | 0.077 | 20 |

ตารางที่ ข-33 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารตั้งต้น | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|----------------------|----------------------------|-----------------|----------------------------|-----------------|----------------------------|-----------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | ที่ถูกกำจัด (%) | UV-254 (cm ⁻¹) | ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.095 | - | 0.095 | - | 0.095 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.1 mg/L | 0.042 | 55 | 0.034 | 64 | 0.030 | 68 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.2 mg/L | 0.044 | 54 | 0.036 | 62 | 0.034 | 64 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.4 mg/L | 0.049 | 49 | 0.043 | 54 | 0.039 | 59 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.6 mg/L | 0.053 | 44 | 0.050 | 47 | 0.043 | 55 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.8 mg/L | 0.059 | 38 | 0.053 | 44 | 0.049 | 48 |

ตารางที่ ข-34 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารตั้งต้น | pH 7 | |
|-------------------------------------------|----------------------------|------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.091 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 5 mg/L | 0.031 | 66 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 10 mg/L | 0.023 | 74 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 15 mg/L | 0.029 | 68 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 20 mg/L | 0.037 | 59 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 25 mg/L | 0.038 | 58 |

ตารางที่ ข-35 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาทีในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 | |
|------------------------------------------------|----------------------------|------------------------|
| | UV-254 (cm ⁻¹) | UV-254 ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 0.093 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 72 mg/hr | 0.033 | 65 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 96 mg/hr | 0.029 | 69 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+ Ozone 132 mg/hr | 0.024 | 74 |

ตารางที่ ข-36 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|---------------------|------------|---------------------|------------|---------------------|------------|---------------------|
| | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 4.3 | - | 4.3 | - | 4.3 | - |
| PACl 10 mg/L | 2.5 | 42 | 2.4 | 44 | 2.3 | 45 |
| PACl 20 mg/L | 2.3 | 45 | 2.2 | 49 | 2.0 | 52 |
| PACl 30 mg/L | 2.5 | 42 | 2.5 | 42 | 2.4 | 43 |
| PACl 40 mg/L | 2.6 | 39 | 2.6 | 40 | 2.6 | 38 |
| PACl 50 mg/L | 2.8 | 34 | 2.8 | 35 | 2.8 | 34 |

ตารางที่ ข-37 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|------------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|
| | DOC | DOC | DOC | DOC | DOC | DOC |
| | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 4.2 | - | 4.2 | - | 4.2 | - |
| Polymer 0.1 mg/L | 3.5 | 16 | 3.3 | 22 | 3.3 | 23 |
| Polymer 0.2 mg/L | 3.5 | 17 | 3.4 | 20 | 3.2 | 25 |
| Polymer 0.4 mg/L | 3.6 | 16 | 3.4 | 19 | 3.3 | 23 |
| Polymer 0.6 mg/L | 3.6 | 14 | 3.5 | 18 | 3.4 | 19 |
| Polymer 0.8 mg/L | 3.8 | 11 | 3.7 | 14 | 3.6 | 16 |

ตารางที่ ข-38 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 5 6 และ 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสร้างตะกอน | pH 5 | | pH 6 | | pH 7 | |
|----------------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|
| | DOC | DOC | DOC | DOC | DOC | DOC |
| | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) | (mg/L) | ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 4.2 | - | 4.2 | - | 4.2 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.1 mg/L | 2.3 | 46 | 2.0 | 54 | 1.7 | 60 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.2 mg/L | 2.3 | 45 | 2.1 | 49 | 1.8 | 57 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.4 mg/L | 2.4 | 42 | 2.2 | 48 | 2.0 | 53 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.6 mg/L | 2.5 | 40 | 2.3 | 46 | 2.2 | 49 |
| PACl 20 mg/L+Polymer | | | | | | |
| 0.8 mg/L | 2.6 | 39 | 2.4 | 43 | 2.2 | 48 |

ตารางที่ ข-39 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณ สร้างตะกอน | pH 7 | |
|-------------------------------------------|------------|---------------------|
| | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 4.3 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 5 mg/L | 1.4 | 67 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 10 mg/L | 1.2 | 71 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 15 mg/L | 1.8 | 59 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 20 mg/L | 2.2 | 49 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+PAC 25 mg/L | 2.3 | 46 |

ตารางที่ ข-40 DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัส 30 นาทีในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

| ปริมาณสารสร้างตะกอน | pH 7 | |
|-----------------------------------------------|------------|---------------------|
| | DOC (mg/L) | DOC ที่ถูกกำจัด (%) |
| น้ำดิบ | 4.2 | - |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 72 mg/hr | 1.6 | 62 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 96 mg/hr | 1.5 | 65 |
| PACl 20 mg/L+Polymer 0.1 mg/L+Ozone 132 mg/hr | 1.1 | 73 |

ตารางที่ ข-41 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

| น้ำตัวอย่าง | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC (mg/L) | | | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC (%) เมื่อเปรียบเทียบกับน้ำดิบ | | | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้น (%) เมื่อเปรียบเทียบกับใช้ PACl เพียงอย่างเดียว | | |
|------------------------|-----------------------------------|------|------|----------------------------------------------------------|-----|-----|-----------------------------------------------------------------------------------------|-----|-----|
| | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO |
| | 1. น้ำดิบฤดูฝน | 3.2 | 1.1 | 1.9 | - | - | - | - | - |
| (1) PACl | 1.6 | 0.72 | 0.84 | 49 | 36 | 55 | - | - | - |
| (2) Polymer | 2.4 | 1.1 | 1.2 | 25 | 6 | 35 | - | - | - |
| (3) PACl+Polymer | 1.4 | 0.56 | 0.73 | 56 | 50 | 61 | 7 | 14 | 6 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | 1.0 | 0.47 | 0.50 | 69 | 58 | 73 | 20 | 22 | 18 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | 0.93 | 0.45 | 0.42 | 71 | 60 | 78 | 22 | 24 | 22 |
| 2. น้ำดิบฤดูแล้ง | 4.3 | 1.52 | 2.6 | - | - | - | - | - | - |
| (1) PACl | 2.0 | 0.82 | 1.2 | 53 | 46 | 56 | - | - | - |
| (2) Polymer | 3.2 | 1.4 | 1.6 | 26 | 7 | 37 | - | - | - |
| (3) PACl+Polymer | 1.7 | 0.66 | 0.92 | 61 | 57 | 65 | 8 | 11 | 9 |
| (4) PACl+Polymer+PAC | 1.2 | 0.53 | 0.66 | 71 | 65 | 75 | 19 | 19 | 19 |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | 1.1 | 0.54 | 0.51 | 74 | 64 | 80 | 21 | 18 | 25 |

ตารางที่ ข-42 THMFp และเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูแล้ง ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

| น้ำตัวอย่าง | ประเภท | THMFp ($\mu\text{g/L}$) | | | | |
|---------------|-------------|---------------------------|---------|---------|--------|--------|
| | | TCM-FP | BDCM-FP | DBCM-FP | TBM-FP | TTHMFp |
| น้ำดิบฤดูฝน | ก่อนแฟรกชัน | 451.5 | 20.4 | 0.0 | 0.0 | 472.0 |
| | | (96%)* | (4%)** | - | - | (100%) |
| | HPI | 182.2 | 15.2 | 0.0 | 0.0 | 197.4 |
| | | (92%) | (8%) | - | - | (100%) |
| | HPO | 266.5 | 4.4 | 0.0 | 0.0 | 270.9 |
| | | (98%) | (2%) | - | - | (100%) |
| น้ำดิบฤดูแล้ง | ก่อนแฟรกชัน | 554.4 | 24.3 | 0.0 | 0.0 | 578.6 |
| | | (96%) | (4%) | - | - | (100%) |
| | HPI | 232.7 | 17.4 | 0.0 | 0.0 | 250.1 |
| | | (93%) | (7%) | - | - | (100%) |
| | HPO | 318.1 | 6.2 | 0.0 | 0.0 | 324.4 |
| | | (98%) | (2%) | - | - | (100%) |

หมายเหตุ : * $((\text{TCM-FP}/\text{TTHMFp}) \times 100)$ และ ** $((\text{BDCM-FP}/\text{THMFp}) \times 100)$

ตารางที่ ข-43 THMFP และเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

| น้ำตัวอย่างฤดูฝน | ประเภท | THMFP ($\mu\text{g/L}$) | | | | |
|--------------------------|-------------|---------------------------|---------|---------|---------|--------|
| | | TCM-FP | BDCM-FP | DBCM-FP | TBM-FP | TTHMFP |
| (1) PACI | ก่อนแฟรกชัน | 186.4 | 16.3 | 0.0 | 0.0 | 202.7 |
| | | (92%)* | (8%)** | - | - | (100%) |
| | HPI | 89.2 | 10.2 | 0.0 | 0.0 | 99.4 |
| | | (90%) | (10%) | - | - | (100%) |
| | HPO | 102.2 | 8.2 | 0.0 | 0.0 | 110.4 |
| | | (93%) | (7%) | - | - | (100%) |
| (2) Polymer | ก่อนแฟรกชัน | 360.3 | 28.4 | 0.0 | 0.0 | 388.7 |
| | | (93%) | (7%) | - | - | (100%) |
| | HPI | 175.2 | 16 | 0.0 | 0.0 | 191.1 |
| | | (92%) | (8%) | - | - | (100%) |
| | HPO | 186.6 | 15 | 0.0 | 0.0 | 201.2 |
| | | (93%) | (7%) | - | - | (100%) |
| (3) PACI+Polymer | ก่อนแฟรกชัน | 131.1 | 9.7 | 0.0 | 0.0 | 140.8 |
| | | (93%)* | (6%)** | - | - | (100%) |
| | HPI | 62.6 | 3.4 | 0.0 | 0.0 | 65.9 |
| | | (95%) | (5%) | - | - | (100%) |
| | HPO | 72.2 | 4.2 | 0.0 | 0.0 | 76.4 |
| | | (94%) | (6%) | - | - | (100%) |
| (4) PACI+Polymer +PAC | ก่อนแฟรกชัน | 113.0 | 2.3 | 0.0 | 0.0 | 115.4 |
| | | (98%) | (2%) | - | - | (100%) |
| | HPI | 50.4 | 0.0 | 0.0 | N.D.*** | 50.4 |
| | | (100%) | - | - | | (100%) |
| | HPO | 62.1 | 0.0 | 0.0 | N.D. | 62.1 |
| | | (100%) | - | - | | (100%) |

หมายเหตุ : *((TCM-FP/TTHMFP)*100)

**((BDCM-FP/THMFP)*100)

*** Not detected (ไม่มีการตรวจพบ)

ตารางที่ ข-43 (ต่อ)

| น้ำตัวอย่างถูฝุ่น | ประเภท | THMFP ($\mu\text{g/L}$) | | | | |
|----------------------------|-------------|---------------------------|---------|----------|--------|--------|
| | | TCM-FP | BDCM-FP | DBCMP-FP | TBM-FP | TTHMFP |
| (3) PACI+Polymer +Ozone | ก่อนแฟรกชัน | 80.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 80.7 |
| | | (100%)* | - | - | - | (100%) |
| | HPI | 46.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 46.2 |
| | | (100%) | - | - | - | (100%) |
| | HPO | 35.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 35.3 |
| | | (100%) | - | - | - | (100%) |

หมายเหตุ : *((TCM-FP/TTHMFP)*100)

**((BDCM-FP/THMFP)*100)

ตารางที่ ข-44 THMFP และเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างถูฝุ่นที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

| น้ำตัวอย่างถูฝุ่น | ประเภท | THMFP ($\mu\text{g/L}$) | | | | |
|-------------------|-------------|---------------------------|---------|----------|--------|--------|
| | | TCM-FP | BDCM-FP | DBCMP-FP | TBM-FP | TTHMFP |
| (1) PACI | ก่อนแฟรกชัน | 244.7 | 17.6 | 0.0 | 0.0 | 262.3 |
| | | (93%)* | (7%)** | - | - | (100%) |
| | HPI | 116.2 | 10.5 | 0.0 | 0.0 | 126.7 |
| | | (92%) | (8%) | - | - | (100%) |
| | HPO | 132.5 | 3.5 | 0.0 | 0.0 | 136.0 |
| | | (97%) | (3%) | - | - | (100%) |
| (2) Polymer | ก่อนแฟรกชัน | 391.0 | 30 | 0.0 | 0.0 | 421.0 |
| | | (93%) | (7%) | - | - | (100%) |
| | HPI | 193.3 | 16.2 | 0.0 | 0.0 | 209.5 |
| | | (92%) | (8%) | - | - | (100%) |
| | HPO | 203.3 | 12.3 | 0.0 | 0.0 | 215.6 |
| | | (94%) | (6%) | - | - | (100%) |

หมายเหตุ : *((TCM-FP/TTHMFP)*100)

**((BDCM-FP/THMFP)*100)

ตารางที่ ข-44 (ต่อ)

| น้ำตัวอย่างถูกล้าง | ประเภท | THMFP ($\mu\text{g/L}$) | | | | |
|----------------------------|-------------|---------------------------|---------|----------|---------|--------|
| | | TCM-FP | BDCM-FP | DBCMP-FP | TBM-FP | TTHMFP |
| (3) PACI+Polymer | ก่อนแฟรกชัน | 176.9 | 9.5 | 0.0 | 0.0 | 186.4 |
| | | (95%)* | (5%)** | - | - | (100%) |
| | HPI | 78.0 | 4.5 | 0.0 | 0.0 | 82.5 |
| | | (95%) | (5%) | - | - | (100%) |
| | HPO | 90.2 | 2.3 | 0.0 | 0.0 | 92.4 |
| | | (98%) | (2%) | - | - | (100%) |
| (4) PACI+Polymer +PAC | ก่อนแฟรกชัน | 122.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 122.6 |
| | | (100%) | - | - | - | (100%) |
| | HPI | 56.0 | 0.0 | 0.0 | N.D.*** | 56.0 |
| | | (100%) | - | - | - | (100%) |
| | HPO | 67.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 67.4 |
| | | (100%) | - | - | - | (100%) |
| (3) PACI+Polymer +Ozone | ก่อนแฟรกชัน | 87.36 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 87.36 |
| | | (100%)* | - | - | - | (100%) |
| | HPI | 50.31 | 0.00 | 0.00 | N.D.** | 50.31 |
| | | (100%) | - | - | - | (100%) |
| | HPO | 35.63 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 35.63 |
| | | (100%) | - | - | - | (100%) |

หมายเหตุ : *((TCM-FP/TTHMFP)*100)

**((BDCM-FP/THMFP)*100)

** Not detected (ไม่มีการตรวจพบ)

ตารางที่ ข-45 การลดลงของ THMF_P ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

| น้ำตัวอย่าง | ประสิทธิภาพการกำจัด THMF _P | | | ประสิทธิภาพการกำจัด THMF _P (%) | | | ประสิทธิภาพการกำจัด THMF _P ที่เพิ่มขึ้น (%) | | |
|------------------------|---------------------------------------|-------|-------|-------------------------------------------|-----|-----|--------------------------------------------------------|-----|-----|
| | (µg/L) | | | เมื่อเปรียบเทียบกับน้ำดิบ | | | เมื่อเปรียบเทียบกับใช้ PACI เพียงอย่างเดียว | | |
| | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO | ก่อนแฟรกชัน | HPI | HPO |
| 1. น้ำดิบฤดูฝน | 471.0 | 197.4 | 270.9 | - | - | - | - | - | - |
| (1) PACI | 202.7 | 99.4 | 110.4 | 57 | 50 | 59 | - | - | - |
| (2) Polymer | 388.7 | 191.1 | 201.2 | 18 | 3 | 26 | - | - | - |
| (3) PACI+Polymer | 140.8 | 65.9 | 76.4 | 70 | 67 | 72 | 13 | 17 | 13 |
| (4) PACI+Polymer+PAC | 115.4 | 50.4 | 62.1 | 76 | 74 | 77 | 19 | 25 | 18 |
| (5) PACI+Polymer+Ozone | 80.7 | 46.2 | 35.3 | 83 | 77 | 87 | 26 | 27 | 28 |
| 2. น้ำดิบฤดูแล้ง | 578.6 | 250.1 | 324.4 | - | - | - | - | - | - |
| (1) PACI | 262.3 | 126.7 | 136.0 | 55 | 49 | 58 | - | - | - |
| (2) Polymer | 421.0 | 209.5 | 215.6 | 27 | 16 | 34 | - | - | - |
| (3) PACI+Polymer | 186.4 | 82.5 | 92.4 | 68 | 67 | 72 | 13 | 18 | 13 |
| (4) PACI+Polymer+PAC | 122.6 | 56.0 | 67.4 | 79 | 78 | 79 | 24 | 28 | 21 |
| (5) PACI+Polymer+Ozone | 88.4 | 58.3 | 32.6 | 85 | 77 | 90 | 30 | 27 | 32 |

ตารางที่ ข-46 เปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการเฟรกชัน) กับค่ามาตรฐานของ WHO

| น้ำตัวอย่าง | ประเภท | TCM-FP (µg/L) | BDCM-FP (µg/L) | DBCMP-FP (µg/L) | TBM-FP (µg/L) | THMs (sum of ratio) | Total THMs* (sum of ratio) |
|-------------------------------------------------------|--------|------------------|-------------------|--------------------|------------------|------------------------|-------------------------------|
| น้ำดิบฤดูฝน | HPI | 182.2 | 15.2 | 0.0 | 0.0 | 0.86 | 1.8 |
| | HPO | 266.5 | 4.4 | 0.0 | 0.0 | 0.96 | |
| (1) PACl | HPI | 89.2 | 10.2 | 0.0 | 0.0 | 0.47 | 0.95 |
| | HPO | 102.2 | 8.2 | 0.0 | 0.0 | 0.48 | |
| (2) Polymer | HPI | 175.2 | 15.8 | 0.0 | 0.0 | 0.84 | 1.7 |
| | HPO | 186.6 | 14.6 | 0.0 | 0.0 | 0.86 | |
| (3) PACl+Polymer | HPI | 62.6 | 3.4 | 0.0 | 0.0 | 0.27 | 0.58 |
| | HPO | 72.2 | 4.2 | 0.0 | 0.0 | 0.31 | |
| (4) PACl+Polymer+PAC | HPI | 50.4 | 0.0 | 0.0 | N.D.** | 0.17 | 0.38 |
| | HPO | 62.1 | 0.0 | 0.0 | N.D. | 0.21 | |
| 5) PACl+Polymer+Ozone | HPI | 46.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.15 | 0.27 |
| | HPO | 35.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.12 | |
| Guidelines for drinking water quality WHO 2006 | | 300.0 | 60.0 | 100.0 | 100.0 | ≤1 | ≤1 |

ตารางที่ ข-47 เปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้งที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการเฟรกชัน) กับค่ามาตรฐานของ WHO

| น้ำตัวอย่าง | ประเภท | TCM-FP (µg/L) | BDCM-FP (µg/L) | DBCМ-FP (µg/L) | TBM-FP (µg/L) | THMs (sum of ratio) | Total THMs* (sum of ratio) |
|-------------------------------------------------------|--------|------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------------|-------------------------------|
| น้ำดิบฤดูแล้ง | HPI | 232.7 | 17.4 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 2.2 |
| | HPO | 318.1 | 6.2 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | |
| (1) PACl | HPI | 116.2 | 10.5 | 0.0 | 0.0 | 0.56 | 1.1 |
| | HPO | 132.5 | 3.5 | 0.0 | 0.0 | 0.50 | |
| (2) Polymer | HPI | 193.3 | 16.2 | 0.0 | 0.0 | 0.91 | 1.8 |
| | HPO | 203.3 | 12.3 | 0.0 | 0.0 | 0.89 | |
| (3) PACl+Polymer | HPI | 78.0 | 4.5 | 0.0 | 0.0 | 0.33 | 0.67 |
| | HPO | 90.2 | 2.3 | 0.0 | 0.0 | 0.34 | |
| (4) PACl+Polymer+PAC | HPI | 56.0 | 0.0 | 0.0 | N.D.** | 0.19 | 0.41 |
| | HPO | 67.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.22 | |
| (5) PACl+Polymer+Ozone | HPI | 50.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.17 | 0.29 |
| | HPO | 35.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.12 | |
| Guidelines for drinking water quality WHO 2006 | | 300.0 | 60.0 | 100.0 | 100.0 | ≤ 1 | ≤ 1 |

ภาคผนวก ค

ความสัมพันธ์

AWWA (1993) จำแนกระดับความสัมพันธ์ (regression, R^2) ออกเป็น 4 ระดับ คือ เมื่อค่าความสัมพันธ์ $R^2 > 0.9$ จัดเป็นระดับความสัมพันธ์ที่ดี ค่าความสัมพันธ์มีค่า $0.7 < R^2 < 0.9$ จัดเป็นระดับความสัมพันธ์ปานกลาง ค่าระดับความสัมพันธ์มีค่า $0.5 < R^2 < 0.7$ จัดเป็นระดับความสัมพันธ์พอใช้ และค่าระดับความสัมพันธ์มีค่า $R^2 < 0.5$ จัดเป็นระดับความสัมพันธ์ไม่ดี

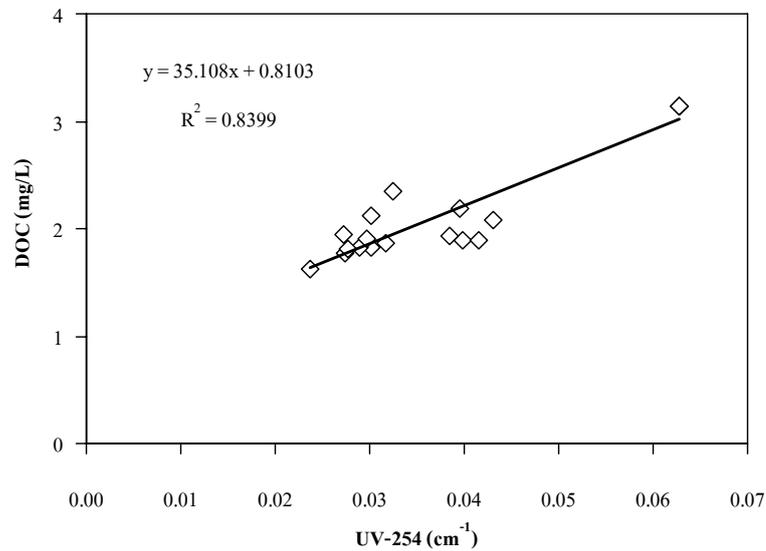
สำหรับการวิจัยครั้งนี้มีการศึกษาความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ต่างๆ ดังนี้

1 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

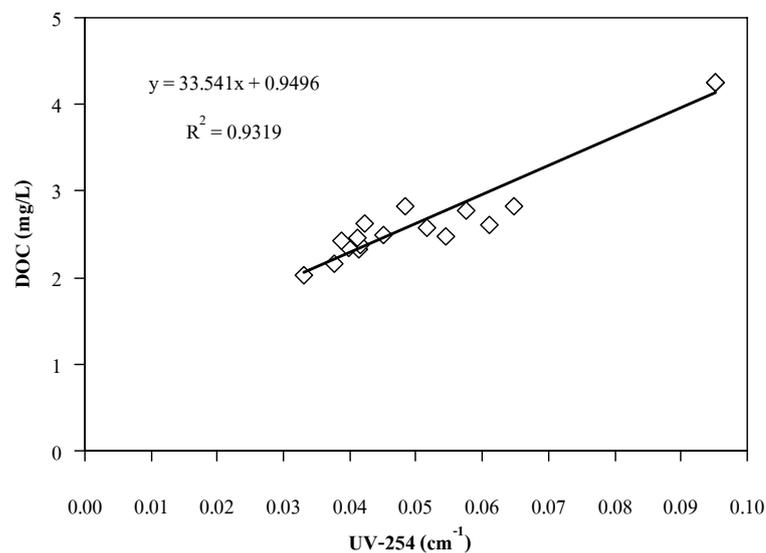
2 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFp ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

3 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ TCM-FP ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน (หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน)

1. การศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ในน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม

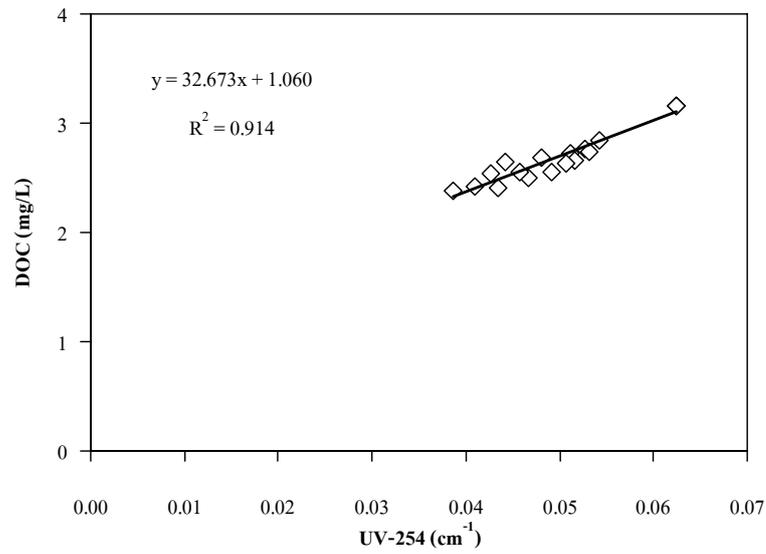


(a) น้ำตัวอย่างถูคูฝน

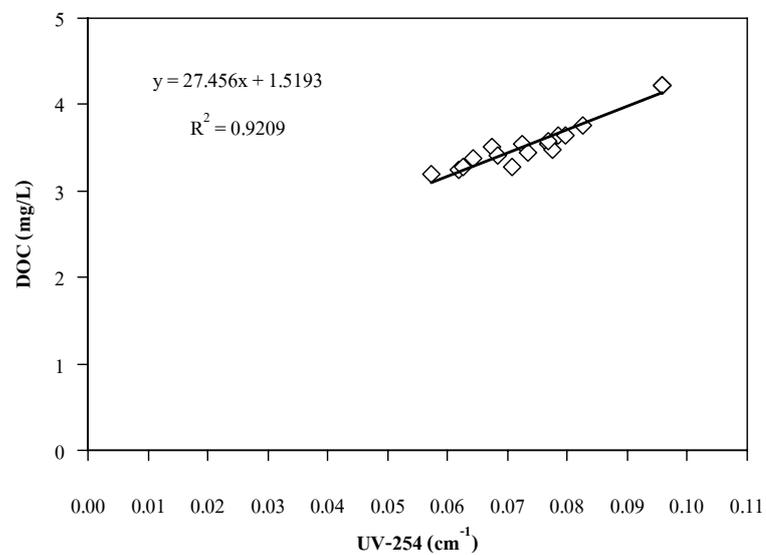


(b) น้ำตัวอย่างถูคูแล้ง

ภาพที่ ค-1 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างถูคูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างถูคูแล้ง

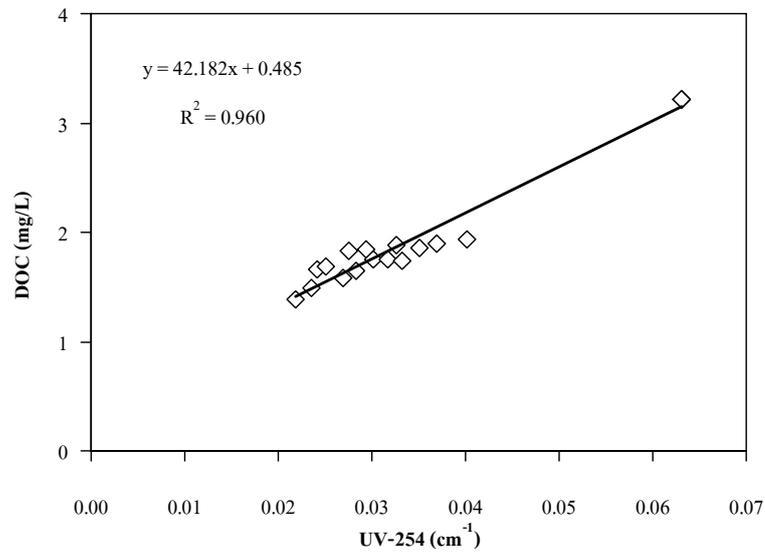


(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน

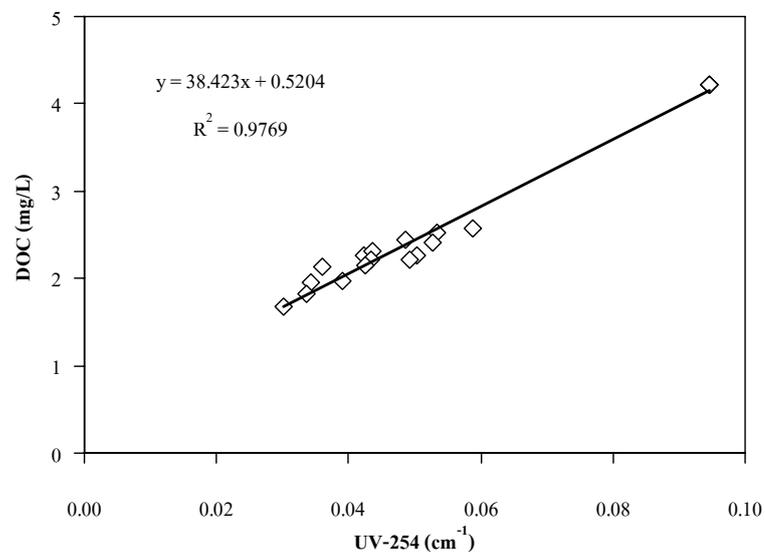


(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ ค-2 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

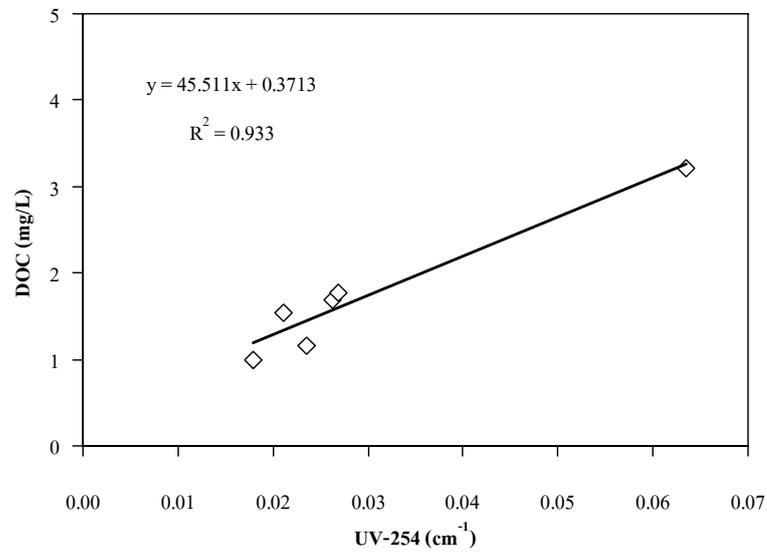


(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน

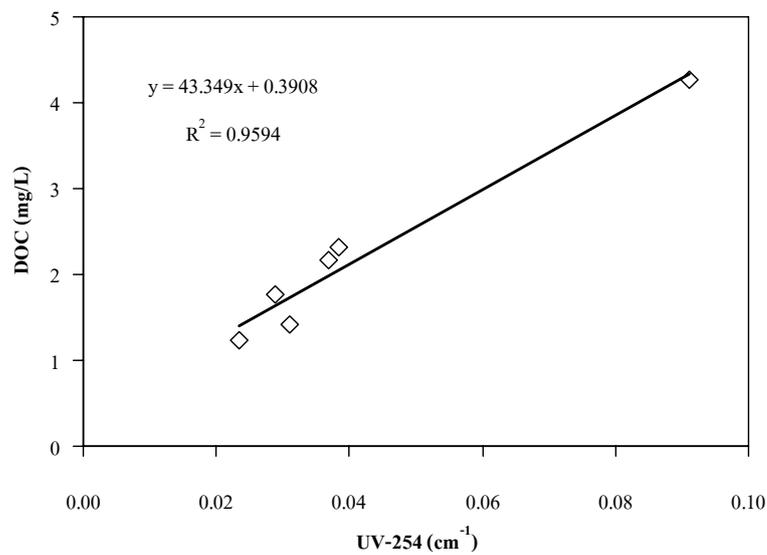


(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ ค-3 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PAC1 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

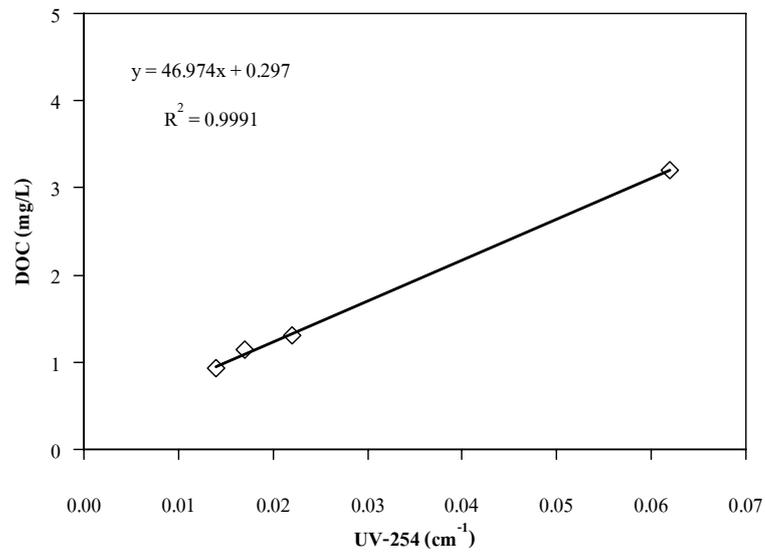


(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน

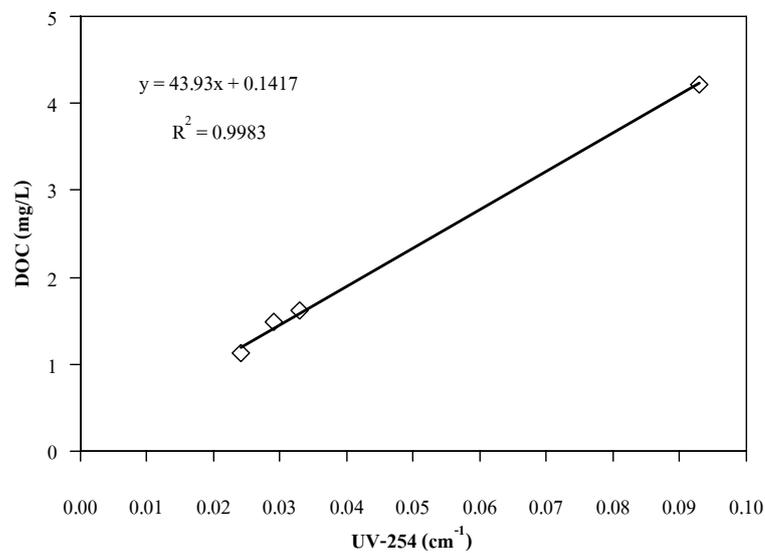


(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ภาพที่ ค-4 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PAC1 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และ PAC 5-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน และ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง



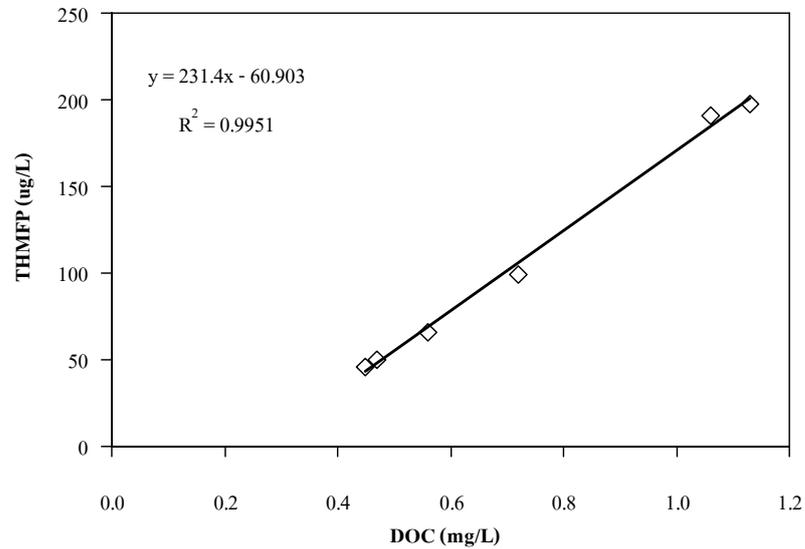
(a) น้ำตัวอย่างถูคูฝน



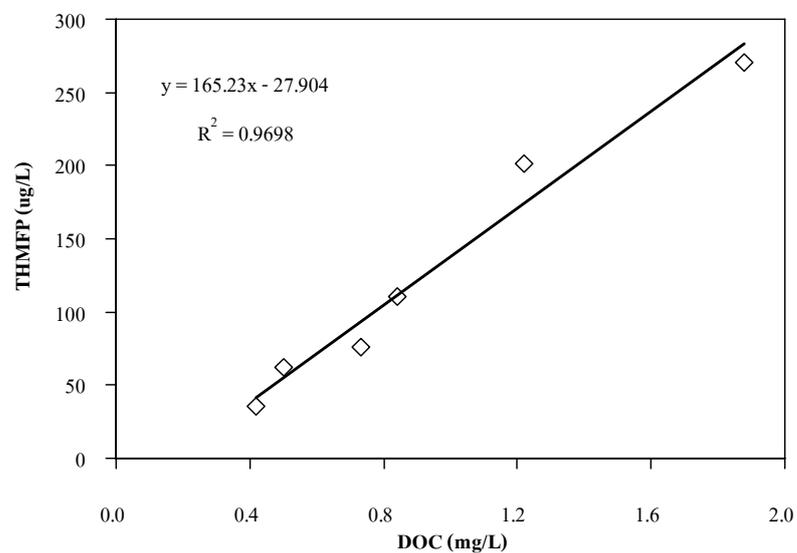
(b) น้ำตัวอย่างถูคูแล้ง

ภาพที่ ค-5 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างถูคูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างถูคูแล้ง

2. ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFp ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านการแพร่กั้น

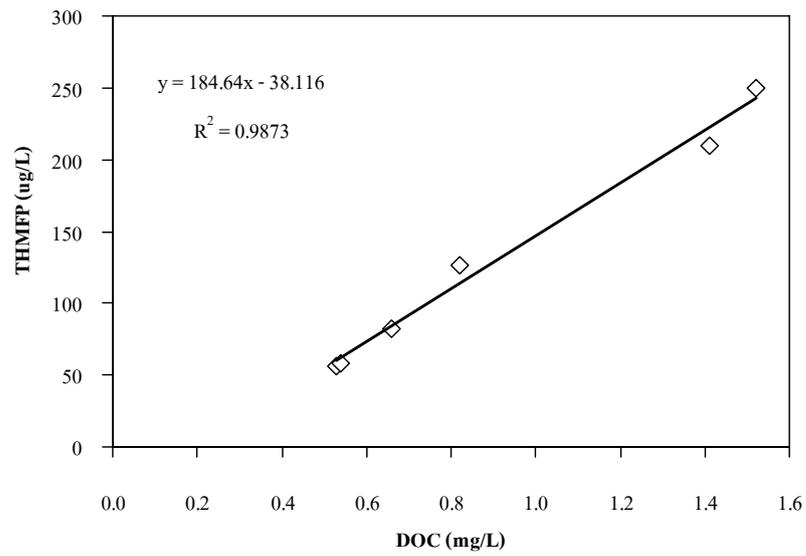


(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI

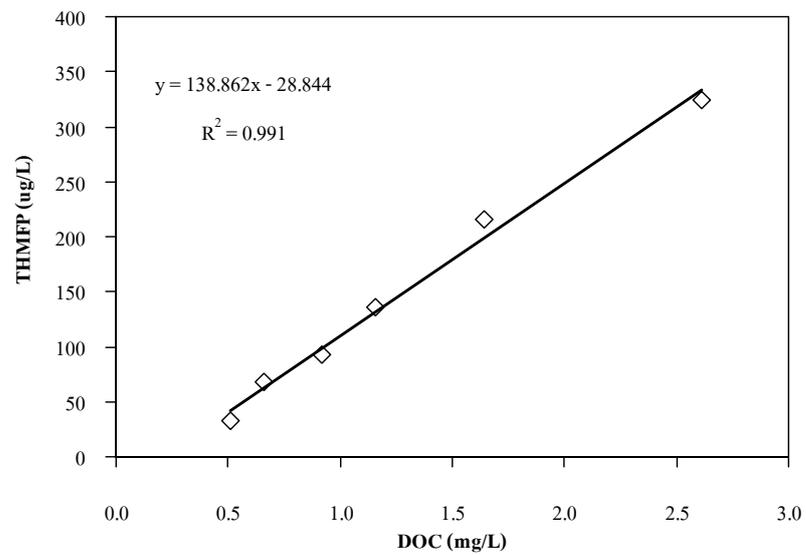


(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

ภาพที่ ก-6 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC (มิลลิกรัมต่อลิตร) กับ THMFp (ไมโครกรัมต่อลิตร) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างกุดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO

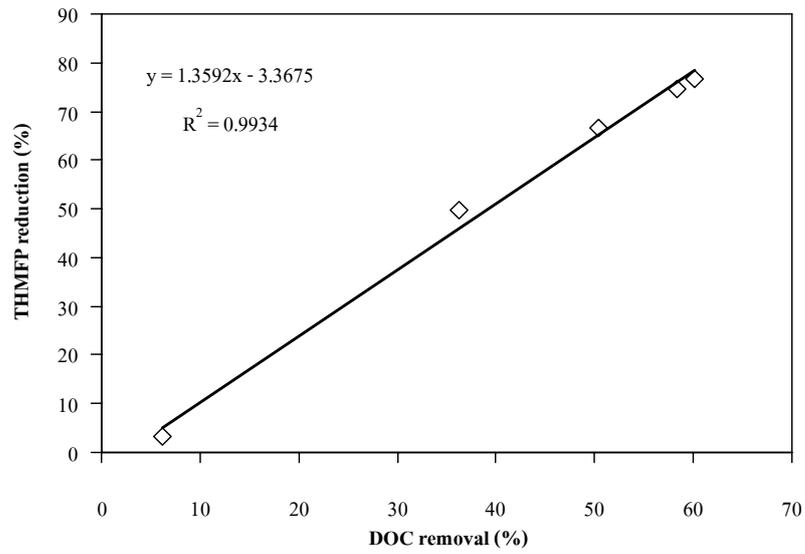


(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI

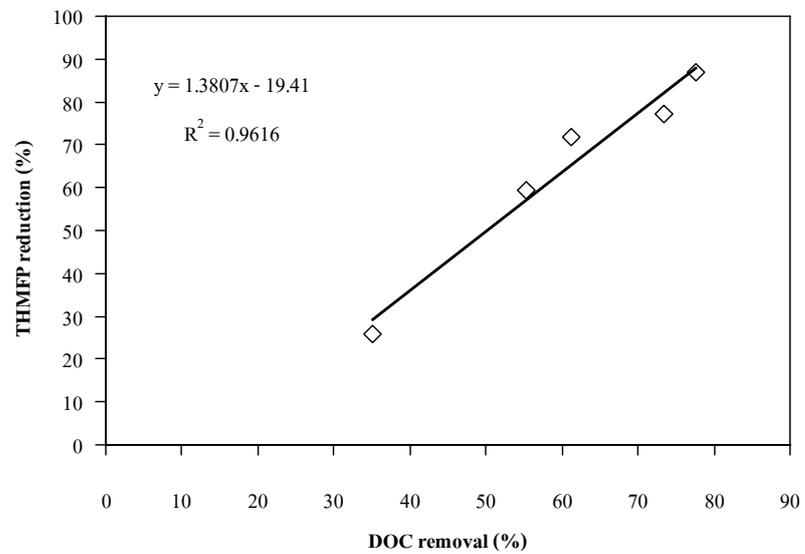


(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

ภาพที่ ค-7 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC (มิลลิกรัมต่อลิตร) กับ THMFP (ไมโครกรัมต่อลิตร) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูแล้งของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO

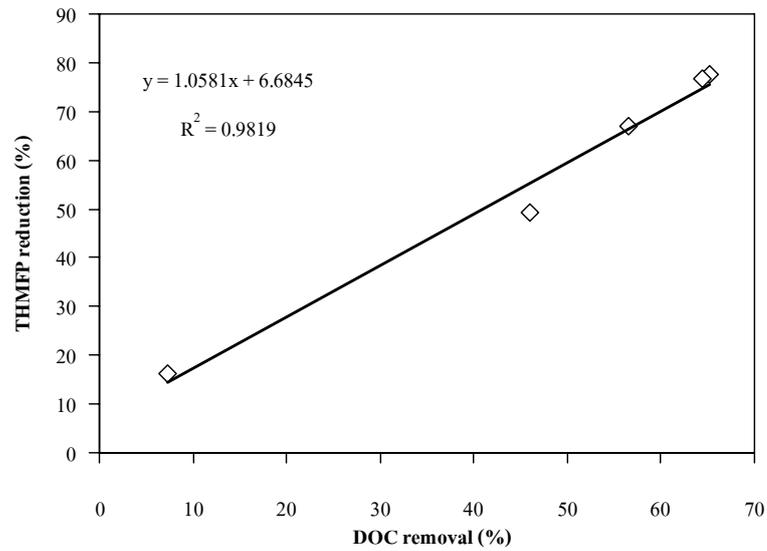


(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI

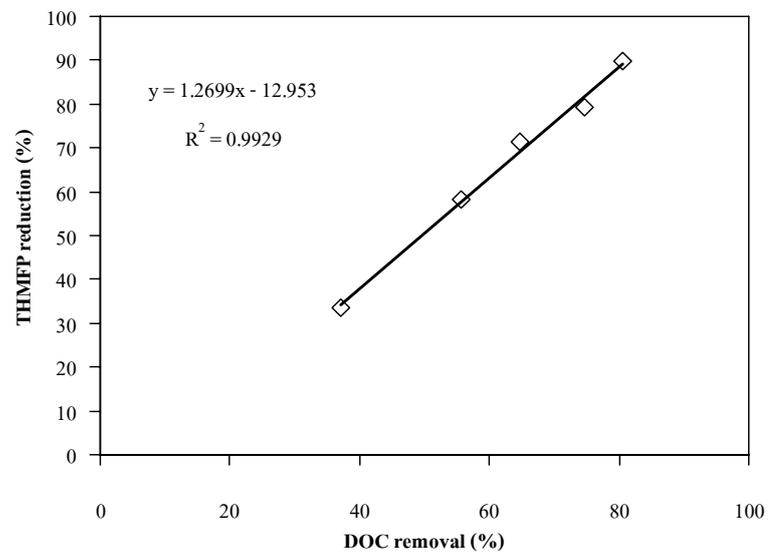


(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

ภาพที่ ๘-๘ ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO



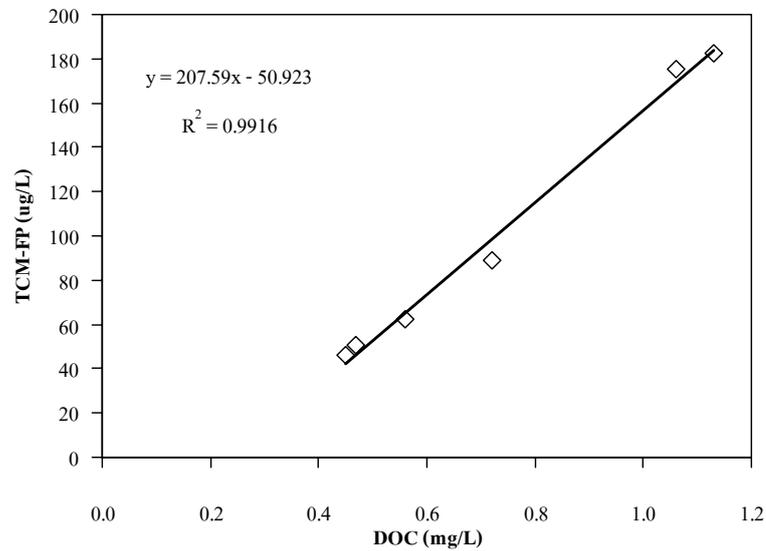
(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI



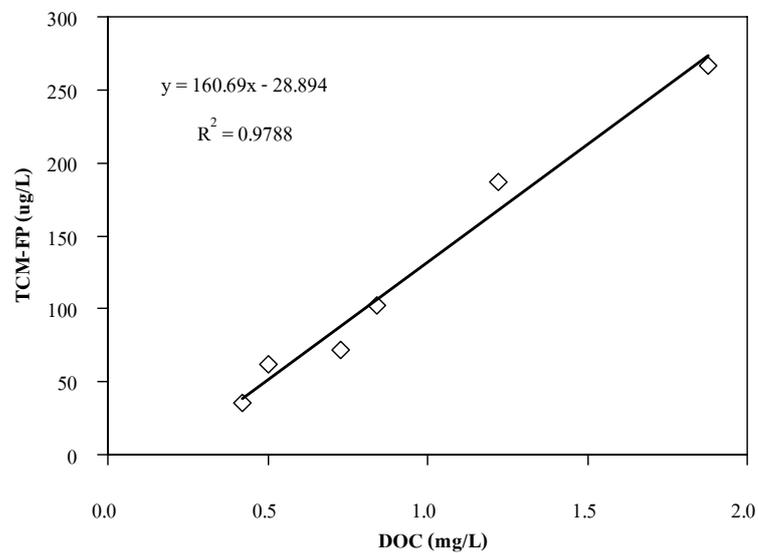
(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

ภาพที่ ค-9 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูแล้งของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO

2. ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ TCM-FP ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านการแฟรกชัน

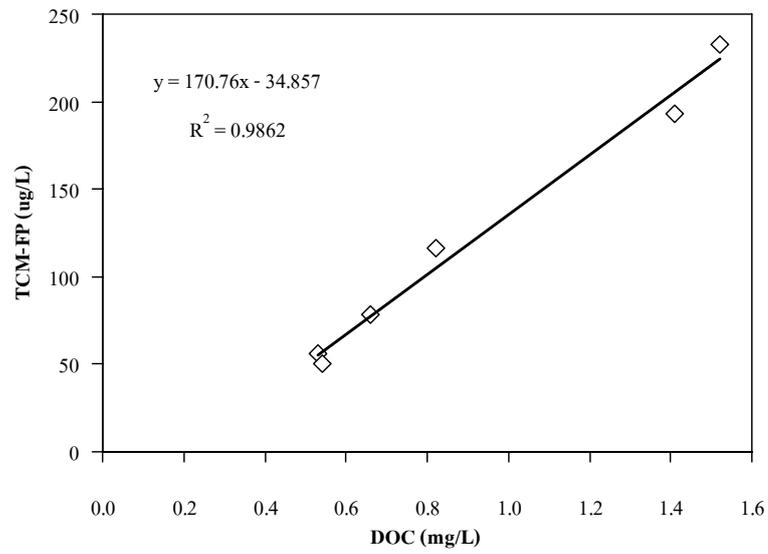


(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI

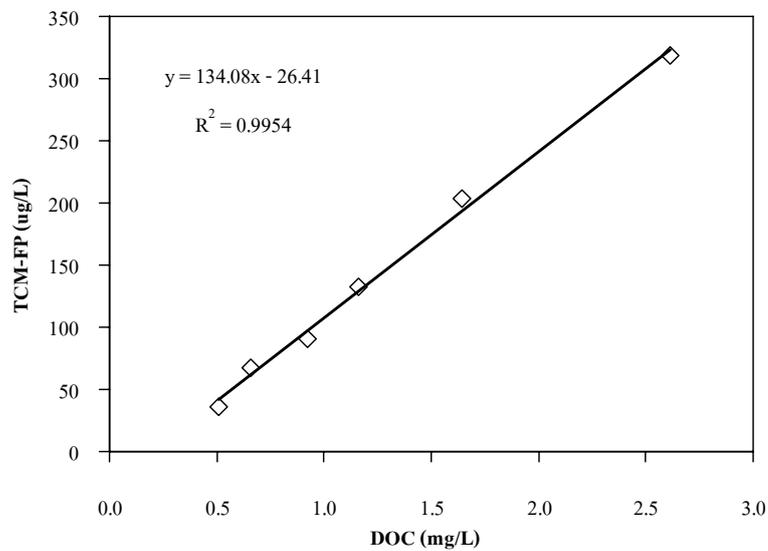


(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

ภาพที่ ค-10 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO



(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI



(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

ภาพที่ ค-11 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO

ภาคผนวก ง
ราคาสารสร้างตะกอน

ตารางที่ ง-1 ราคาสารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน

| ชนิดของสารสร้าง ตะกอน | ปริมาณสารสร้างตะกอน (มก/ล.) | ราคาของสารสร้างตะกอน (กก./บาท) | ค่าใช้จ่าย* (บาท/ลบ.เมตรน้ำดิบ) |
|--------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| PACl | 20 | 10 | 0.20 |
| Polymer | 0.1 | 200 | 0.02 |
| PAC | 10 | 58 | 0.58 |

หมายเหตุ: * เฉพาะราคาของสารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันเท่านั้น

ค่าใช้จ่าย (บาท/ลบ. เมตรน้ำดิบ) = $\frac{\text{ปริมาณสารสร้างตะกอน (มก/ล.)} \times \text{ราคาของสารสร้างตะกอน (กก/บาท)}}{1,000,000 \text{ มก.}}$

1,000,000 มก.

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล ทศณา เกื้อเส้ง

รหัสประจำตัวนักศึกษา 5010920043

วุฒิการศึกษา

| วุฒิ | ชื่อสถาบัน | ปีที่สำเร็จการศึกษา |
|-----------------------------------------|------------------------------------|---------------------|
| วิทยาศาสตรบัณฑิต (อนามัยสิ่งแวดล้อม) | มหาวิทยาลัยหัวเฉียวเฉลิมพระเกียรติ | 2548 |

การตีพิมพ์และเผยแพร่ผลงาน

การเผยแพร่ในการประชุมวิชาการ

ทศณา เกื้อเส้ง, ชันวดี เตชะภัททวรกุล สุขสาโรจน์, สุรพงษ์ วัฒนะจิระ, จรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์ และชัยศรี สุขสาโรจน์. การกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารประกอบอลูมิเนียม. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. 25-27 มีนาคม 2552. นครราชสีมา: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.

ทศณา เกื้อเส้ง, ชันวดี เตชะภัททวรกุล สุขสาโรจน์, จรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์ และชัยศรี สุขสาโรจน์. ประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยพอลิออลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับแคทไอออนิกโพลีเมอร์และถ่านกัมมันต์แบบผงในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปา. การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ครั้งที่ 7. 21-22 พฤษภาคม 2552. สงขลา.

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

ทศณา เกื้อเส้ง, ชันวดี เตชะภัททวรกุล สุขสาโรจน์, สุรพงษ์ วัฒนะจิระ, จรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์ และชัยศรี สุขสาโรจน์. การกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารประกอบอลูมิเนียม. วารสารวิชาการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมไทย (XX XX XX) (accepted).