



รายงานการวิจัยฉบับสมบูรณ์

การลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาเพื่อ
ควบคุมปริมาณการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปา

ผู้วิจัย ผศ. ดร. จรงค์พันธ์ มุสิกะวงศ์
ผศ. ดร. ชัยศรี สุขสาโรจน์

งานวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัย จากเงินรายได้
คณะวิทยาศาสตร์ ประจำปีงบประมาณ 2551



รายงานการวิจัยฉบับสมบูรณ์

การลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาเพื่อ
ควบคุมปริมาณการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปา

ผู้วิจัย ผศ. ดร. จรงค์พันธ์ มุสิกะวงศ์
ผศ. ดร. ชัยศรี สุขสาโรจน์

งานวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัย จากเงินรายได้
คณะกรรมการวิทยาศาสตร์ ประจำปีงบประมาณ 2551

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic carbon, DOC) และโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane formation potential, THMFP) ของสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic organic fraction, HPO) และสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic organic fraction, HPI) โดยการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) และการเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชันโดยโพลิเมอร์ ถ่านกัมมันต์แบบผง และโอโซน การทดลองได้เก็บน้ำดิบประปาจุดละ 3 ครั้ง จากการประปาส่วนภูมิภาค คลองอู่ตะเภา และจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา น้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภามีค่าเฉลี่ย DOC_{HPI} , DOC_{HPO} , $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ เท่ากับ 3.7 mg/L 3.3 mg/L 361 μ /L และ 273 μ /L ตามลำดับ การโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ โพลิเมอร์ 1 mg/L และถ่านกัมมันต์ 80 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 เป็นสภาวะที่ดีที่สุดในการลดสารอินทรีย์โดยลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} ได้เฉลี่ยร้อยละ 72 และ 88 ตามลำดับ ที่สภาวะดังกล่าวลดค่า $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ ได้เฉลี่ยร้อยละ 78 และ 94 ตามลำดับ น้ำดิบประปามีค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่สูงชัดเจนที่ตำแหน่ง $240nm_{Ex}/350nm_{Em}$, $260nm_{Ex}/360nm_{Em}$ และ $280nm_{Ex}/350nm_{Em}$ ซึ่งเป็นตัวแทนสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances และที่ $280nm_{Ex}/410nm_{Em}$ ซึ่งเป็นตัวแทนสารอินทรีย์กลุ่ม humic และ fulvic acid-like substances น้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมีค่าเฉลี่ย DOC_{HPI} , DOC_{HPO} , $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ เท่ากับ 1.4 mg/L 2.3 mg/L 213 μ /L และ 291 μ /L ตามลำดับ ตามลำดับ สภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังคือการใช้ PACl 20 mg/L และโพลิเมอร์ 0.1 mg/L ร่วมกับโอโซนอัตราคงที่เท่ากับ 132 mg/h ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที ที่พีเอชเท่ากับ 7 โดยลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} ได้เฉลี่ยร้อยละ 65 และ 80 ตามลำดับ และลด $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ ได้เฉลี่ยร้อยละ 77 และ 80 ตามลำดับ สารอินทรีย์กลุ่ม humic และ fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances ตรวจพบในน้ำดิบประปา คลอโรฟอร์ม ร้อยละ 80-90 เป็นสารหลักที่ก่อตัวขึ้นจากการวิเคราะห์โอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทนของน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

ABSTRACT

The research aimed to investigate the reduction of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane formation potential (THMFP) of hydrophobic organic fraction (HPO) and hydrophilic organic fraction (HPI). The experiments of polyaluminium chloride (PACl) coagulation with polymer, powder activated carbon (PAC) and ozone were preformed. Raw water supply samples were collected three times from each source: (1) Hat Yai Water Treatment Plant, U-Tapao Canal; (2) Sri-Trang Reservoir, Prince of Songkla University, Hat Yai, Songkhla, Thailand. Average values of DOC_{HPI} , DOC_{HPO} , $THMFP_{HPI}$, and $THMFP_{HPO}$ in raw water supply from U-Tapao canal were 3.7 mg/L, 3.3 mg/L, 361 μ /L, and 273 μ /L, respectively. The best condition for dissolved organic matter (DOM) removal was found at PACl dosage of 40 mg/L together with polymer 1 mg/L and PAC 80 mg/L at pH 7. Under this condition, average percent reductions of DOC_{HPI} and DOC_{HPO} of 72 and 88 % were obtained, respectively, while, $THMFP_{HPI}$ of 78 % and $THMFP_{HPO}$ of 94% were reduced. The fluorescent peaks detected in raw water supply at 240nm_{Ex}/350nm_{Em}, 260nm_{Ex}/360nm_{Em}, 280nm_{Ex}/350nm_{Em} could represent an occurrence of tryptophan-like substances and at 280nm_{Ex}/410nm_{Em} could demonstrate an existence of humic and fulvic acids like substances. Average values of DOC_{HPI} , DOC_{HPO} , $THMFP_{HPI}$, and $THMFP_{HPO}$ in raw water supply from Sri Trang reservoir were 1.4 mg/L, 2.3 mg/L, 213 μ /L, and 291 μ /L, respectively. The optimal conditions for DOM removal were obtained under PACl 20 mg/L and polymer 0.1 mg/L at pH 7 with ozone of 132 mg/hr at contact time 30 minutes. Under this condition, average percent reductions of DOC_{HPI} and DOC_{HPO} of 65 and 80%, were obtained, respectively, while, $THMFP_{HPI}$ of 77 % and $THMFP_{HPO}$ of 80% were reduced. The fluorescent excitation-emission matrix detected tryptophan-like substances and humic and fulvic acid-like substances peaks. Chloroform of about 80-90% was the major THMFP species in raw water supply from both U-Tapao Canal and Sri Trang Reservoir.

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยความกรุณาจากทุนอุดหนุนการวิจัยจากเงินรายได้ คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ปีงบประมาณ 2551 ที่ให้สนับสนุนทุนพัฒนานักวิจัย (ENG-5127020002S-1)

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมและห้องปฏิบัติการทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ ที่กรุณาอนุเคราะห์เอกสาร เครื่องมือทดสอบ พื้นที่ที่ใช้เป็นสถานที่ศึกษาวิจัยในครั้งนี้ และอำนวยความสะดวกในการดำเนินการวิจัย

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้คำแนะนำในการวิเคราะห์ข้อมูลทางห้องปฏิบัติการ

จรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์
ชัยศรี สุขสาโรจน์

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย	(2)
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ	(3)
กิตติกรรมประกาศ	(4)
สารบัญ	(5)
รายการตาราง	(11)
รายการภาพประกอบ	(15)
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	(23)
บทที่	
1 บทนำ	
1.1 ความสำคัญและที่มาของการวิจัย	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย	3
1.3 ขอบเขตของการวิจัย	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	4
2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	5
2.1 สารตั้งต้นในปฏิกิริยาการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทน	5
2.1.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติ	5
2.1.2 สารอินทรีย์ละลายน้ำ	5
2.1.3 ฮิวมิก	6
2.1.4 คำนีตัวแทนสารอินทรีย์ธรรมชาติ	7
Total Organic Carbon (TOC)	8
Dissolved Organic Carbon (DOC)	9
UV Absorbance at Wavelength 254-nm (UV-254)	9
Specific Ultraviolet Absorption (SUVA)	9
Three-dimensional fluorescence spectroscopy (fluorescent excitation-emission matrix, FEEM)	9

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.1.5 กระบวนการแยก (Fractionation) ชนิดของสารอินทรีย์ในน้ำโดย เรซิน	15
2.2 คลอรีน	16
2.2.1 ประวัติความเป็นมา	16
2.2.2 การทำคลอรีนชัน	17
2.2.3 สารตกค้างในน้ำประปาเนื่องจากการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน	25
2.3 ไตรฮาโลมีเทน	26
2.3.1 ลักษณะทางเคมีของสารไตรฮาโลมีเทน	26
2.3.2 ความเป็นพิษของไตรฮาโลมีเทน	28
2.3.3 กลไกการเกิดพิษของไตรฮาโลมีเทน	28
2.3.4 ความเป็นพิษของสารประกอบไตรฮาโลมีเทนแต่ละชนิด	29
Chloroform	29
Bromodichloromethane	30
Dibromochloromethane	31
Bromoform	31
2.3.5 ปฏิกิริยาฮาโลฟอร์ม	32
2.3.6 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดไตรฮาโลมีเทน	34
เวลา	34
อุณหภูมิ	35
ปริมาณความเข้มข้นของ Bromide และ Iodide	35
สภาพความเป็นกรด-ด่างของน้ำ	36
คุณลักษณะเฉพาะและความเข้มข้นของสารเริ่มต้น	37

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
ปริมาณสารคลอรีน	39
ความขุ่น	41
2.3.7 Trihalomethane formation potential (THMFP)	41
2.4 การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ	42
2.4.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติในกระบวนการผลิตน้ำประปา	42
2.4.2 สาเหตุที่ต้องกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติในกระบวนการผลิตน้ำประปา	42
2.4.3 กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ	43
กระบวนการ โคแอกกูเลชันและฟล็อกกูเลชัน	43
กลไกโคแอกกูเลชันด้วยโพลีลูมินัมคลอไรด์	47
การใช้สารช่วยสร้างตะกอน	49
ปริมาณที่เหมาะสมของสาร โคแอกกูแลนท์	51
กระบวนการคอลลิดผิว	51
กลไกการคอลลิดผิว	52
อัตราการเคลื่อนย้ายโมเลกุล	52
ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการคอลลิดผิว	53
สมดุลของการคอลลิด	54
กระบวนการ Advance oxidation process	55
2.4.4 การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยการเพิ่มประสิทธิภาพ	
กระบวนการ โคแอกกูเลชัน	56
การลดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยใช้สารส้มและโพลีเมอร์	
ในกระบวนการ โคแอกกูเลชัน	57
การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยกระบวนการคอลลิดด้วยถ่านกัมมันต์	57
การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยกระบวนการเติมโอโซน	58

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
ข้อดีและข้อเสียกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยวิธีต่างๆ	58
2.4.5 สรุปสาระสำคัญจากเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	61
3. วิธีการดำเนินวิจัย	63
3.1 แหล่งน้ำดิบที่ใช้ในการทดลอง	64
3.1.1 จุดสูบน้ำดิบประปา อำเภอลำลูกกา จังหวัดสิงห์บุรี	64
3.1.2 อ่างเก็บน้ำศรีธรรมราช มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	64
3.2 กระบวนการโคแอกกูเลชัน	65
3.2.1 สารโคแอกกูแลนต์และสารเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน	66
Polyaluminum chloride (PACl)	67
Polymer	68
Powder activated carbon (PAC)	68
Ozone	69
3.2.2 กระบวนการทดลองจาร์เจสต์	69
3.2.3 การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน	70
3.3 กระบวนการ Resin Fractionation	70
3.4 กระบวนการทดลอง	73
3.4.1 การวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพ เคมี และแรงจลนศาสตร์ ลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ	74
3.4.2 การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ	75
กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl	76
การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACl ร่วมกับ Polymer	76
การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACl ร่วมกับ Polymer และ PAC	77

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACl และ Polymer ร่วมกับกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ Ozone	78
3.5 วิธีวิเคราะห์และเครื่องมือ	79
3.5.1 พีเอช	79
3.5.2 อุณหภูมิ	79
3.5.3 ความเป็นด่าง	79
3.5.4 ความขุ่น	79
3.5.5 UV-254	80
3.5.6 TOC และ DOC	80
3.5.7 FEEM	80
ขั้นตอนการวัดน้ำตัวอย่าง โดย Spectrofluorometer	80
การประมวลผลข้อมูลของ FEEM ที่ได้จากการทดลอง	82
3.5.8 Trihalomethane Formation Potential (THMFP)	83
4. ผลการทดลองและวิจารณ์ผล	88
4.1 ลักษณะทางกายภาพและเคมีของน้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบประปา	88
4.1.1 การกระจายมวลของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในตัวอย่างน้ำดิบ	93
4.1.2 THMFP และสารประกอบ THMs ในตัวอย่างน้ำดิบประปา	99
4.1.3 FEEM ในตัวอย่างน้ำดิบประปาของฤดูฝนและฤดูแล้ง	114
4.2 การลด DOC และ UV-254 ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา และอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	125
4.2.1 การลด DOC และ UV-254	125
กระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACl ของน้ำตัวอย่าง	125
กระบวนการ โคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่าง	129
กระบวนการ โคแอกกูเลชันด้วย PACl และ Polymer ร่วมกับ PAC ของตัวอย่างน้ำ	132

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
กระบวนการ โคลแอกกูเลชันด้วย PACl และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่าง	136
4.2.3 สภาวะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพการลด UV-254 และ DOC ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปาและอ่างเก็บน้ำ ศรีตรัง	141
4.3 การศึกษากระบวนการแฟรกชัน DOM	142
4.3.1 การหาประสิทธิภาพของกระบวนการแฟรกชัน DOM	142
4.4 การกระจายมวลของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำที่ผ่านกระบวนการ ทดลองในรูปของ DOC	144
4.5 การลดลงของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชัน	152
4.6 THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชัน	161
4.7 การลดลงของ THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชัน	165
4.8 การลดลงของสารประกอบ THMFP	175
4.9 Specific THMFP	191
4.10 การลดลงของ FEEM	200
4.11 แนวทางในการประยุกต์ใช้สำหรับปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปา	208
5. บทสรุปและข้อเสนอแนะ	209
5.1 สรุปผลการศึกษา	209
5.2 ข้อเสนอแนะ	212
เอกสารอ้างอิง	214
ภาคผนวก	232
ภาคผนวก ก Calibration data และ curve	233
ภาคผนวก ข ข้อมูลจากการทดลอง	240

รายการตาราง

ตารางที่		หน้า
2.1	เปอร์เซ็นต์การลดค่า TOC โดยกระบวนการ โคแอกกูเลชัน	8
2.2	ลักษณะและกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน	11
2.3	กระบวนการแฟรกชัน DOM โดยการใช้เรซินชนิดต่างๆ สำหรับแยกสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปา	13
2.4	ข้อมูลพื้นฐานทางเคมีและกายภาพของสารประกอบไตรฮาโลมีเทน	27
2.5	ค่า maximum contaminant level (MCL) ของแต่ละประเทศ	29
2.6	การทำปฏิกิริยากับสารฮิวมิคโดยคลอรีน	34
2.7	ปริมาณคลอโรฟอร์มที่เกิดจากสารอินทรีย์ตัวเดียวกัน ที่ระดับพีเอชต่างกัน	37
2.8	ประสิทธิภาพการกำจัด NOM ด้วยวิธีต่างๆ	59
2.9	ข้อดีและข้อเสียของการกำจัด NOM โดยกระบวนการต่าง ๆ	60
2.10	สรุปสาระสำคัญจากเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	61
3.1	คุณลักษณะทางเคมีของ Polyaluminum chloride (PACl)	67
3.2	คุณลักษณะทั่วไปของ Polymer	68
3.3	คุณลักษณะทั่วไปของ Powder activated carbon (PAC)	68
3.4	สถานะที่ใช้ในการทดลองการลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา	75
3.5	สถานะที่ใช้ในการทดลองการลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	75
3.6	HP 6890 GC method สำหรับวิเคราะห์ THMs	86
3.7	เครื่องมือและวิธีการวิเคราะห์	87
4.1	ลักษณะทางกายภาพและเคมีในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภา	89
4.2	ลักษณะทางกายภาพและเคมีในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	89
4.3	เปรียบเทียบค่าดัชนีตัวแทน DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ SUVA ของน้ำดิบจากแหล่งน้ำดิบประปาในประเทศไทยกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังและจุดสูบน้ำดิบประปา	93

รายการตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
4.4	การกระจายมวลของ DOM ในตัวอย่างน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภา	95
4.5	การกระจายมวลของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบจาก การศึกษานี้เปรียบเทียบกับแหล่งน้ำดิบประปาในประเทศไทย	96
4.6	การกระจายมวลของ DOM ในตัวอย่างน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	97
4.7	เปรียบเทียบค่า THMFP และสารประกอบ THMFP ในตัวอย่างน้ำดิบ ประปาจากคลองอู่ตะเภา	104
4.8	เปรียบเทียบสัดส่วนของ THMFP และสารประกอบ THMFP ที่ตรวจพบ ก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	110
4.9	เปรียบเทียบค่า THMFP และ สารประกอบ THMFP ของน้ำดิบจากแหล่ง อื่นๆ ในประเทศไทยกับน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	111
4.10	ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบของน้ำดิบประปาจากคลอง อู่ตะเภา	120
4.11	ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ณ ตำแหน่งต่างๆ ที่ตรวจพบก่อนและหลัง ผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	121
4.12	เปรียบเทียบตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบในน้ำดิบ จากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ กับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	122
4.13	สภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันและประสิทธิภาพการ กำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ UV-254 และ DOC ของน้ำที่ผ่าน กระบวนการโคแอกกูเลชันต่างๆ จากจุดสูบน้ำดิบประปา	141
4.14	สภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันและประสิทธิภาพการ กำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ UV-254 และ DOC ของน้ำที่ผ่าน กระบวนการโคแอกกูเลชันต่างๆ อ่างเก็บน้ำศรีตรัง	142

รายการตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
4.15	เปอร์เซ็นต์ความต่างของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการ โอโซนเนชันจากจุดสูบน้ำดิบประปา	143
4.16	เปอร์เซ็นต์ความต่างของ DOC ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	144
4.17	เปอร์เซ็นต์การกระจายมวล DOC ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองจากจุดสูบน้ำดิบประปา	145
4.18	เปอร์เซ็นต์การกระจายมวล DOC ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	151
4.19	ประสิทธิภาพการกำจัด DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้นจากสถานะที่เหมาะสมของตัวอย่างน้ำในการเก็บครั้งที่ 1, 2 และ 3 จุดสูบน้ำดิบประปา	162
4.20	ประสิทธิภาพการกำจัด DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้น ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	167
4.21	เปอร์เซ็นต์การกระจาย THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการ โอโซนเนชันจากจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอุตะเถา	172
4.22	เปอร์เซ็นต์การกระจาย THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการ โอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	173
4.23	ประสิทธิภาพการลดของ THMFP และประสิทธิภาพการลดที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปของคลองอุตะเถา	175
4.24	ประสิทธิภาพการลดของ THMFP และประสิทธิภาพการลดที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปของ อ่างเก็บน้ำศรีตรัง	181
4.25	Specific THMFP และค่า Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของฤดูฝน (ครั้งที่1) จากจุดสูบน้ำดิบประปา	203
4.26	Specific THMFP และค่า Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของฤดูแล้ง (ครั้งที่2)จากจุดสูบน้ำดิบประปา	203

รายการตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
4.27	Specific THMFP และค่า Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการ ทดลองของฤดูฝน (ครั้งที่3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา	204
4.28	ค่า Fluorescent intensities ของสารกลุ่ม tryptophan-like, humic and fulvic-like substances และ total fluorescent Intensities ของน้ำตัวอย่าง ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสม จากจุดสูบน้ำดิบ ประปาจากคลองอู่ตะเภา	210
4.29	ประสิทธิภาพการกำจัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM ของน้ำตัวอย่างผ่าน กระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสม จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	216

รายการรูปประกอบ

รูปที่	หน้า
2.1 โครงสร้างของสารประกอบฮิวมิก	7
2.2 ช่วงค่าต่าง ๆ ของ Total Organic Carbon ในแหล่งน้ำธรรมชาติ	8
2.3 Fluorescent Excitation-Emission Matrix (a) และภาพชั้นความสูง (b) ของการใช้ Spectrofluorometry วิเคราะห์ลักษณะสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว	10
2.4 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC ของ HPO และ DOC ของ HPI ในน้ำจากแม่น้ำ	15
2.5 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC ของ HPO และ DOC ของ HPI ในน้ำจากอ่างเก็บน้ำ	16
2.6 การกระจาย HOCl และ OCl ⁻ ในน้ำที่พีเอชต่างๆ	23
2.7 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช และ สารประกอบคลอรีนชนิดต่างๆ	23
2.8 การเปรียบเทียบอำนาจในการฆ่าเชื้อโรคระหว่างคลอรีนรวมและคลอรีนอิสระ	24
2.9 ความสำคัญของพีเอชและเวลาสัมผัสในการฆ่าเชื้อโรคของคลอรีนรูปต่างๆ	24
2.10 กราฟของการเกิด Breakpoint chlorination	25
2.11 เส้นทางของปฏิกิริยาฮาโลฟอร์ม	33
2.12 อัตราการเกิด THMs ในปริมาณที่แตกต่างกันของการประปา Concord และ การประปา Kennewick ในสหรัฐอเมริกา	34
2.13 ผลของอุณหภูมิที่มีต่อการเกิดคลอโรฟอร์ม	35
2.14 ผลของพีเอชของน้ำต่อการเกิดคลอโรฟอร์มในน้ำภายหลังการตกตะกอนที่อุณหภูมิ 250 °C (770°F) และใช้คลอรีนความเข้มข้น 10 mg/L	36
2.15 ความเข้มข้นของกรดฮิวมิกในน้ำต่อการเกิดไตรฮาโลมีเทนเมื่อใช้คลอรีนความเข้มข้น 10 mg/L ที่พีเอชของน้ำเท่ากับ 6.7 ที่อุณหภูมิ 25°C (77°F)	38
2.16 เปรียบเทียบปริมาณความเข้มข้นของคลอโรฟอร์มที่เกิดจากการทำปฏิกิริยาระหว่างคลอรีนความเข้มข้น 10 mg/L กับกรดฮิวมิกในน้ำดิบซึ่งวัดในรูปของ NPOC	38
2.17 เวลาในการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารที่เป็นแบบอย่างของสารเริ่มต้นของไตรฮาโลมีเทนกับคลอรีนในน้ำ	39
2.18 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณคลอรีนตกค้างไม่มีผลต่ออัตราการเกิดไตรฮาโลมีเทนในน้ำที่พีเอชเท่ากับ 7 และอุณหภูมิ 25 °C (77°F)	40

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่	หน้า
2.19 เปรียบเทียบอัตราการเกิดคลอโรฟอร์มกับปริมาณคลอรีนตกค้างที่ใช้ซึ่งไม่สัมพันธ์กัน	40
2.20 อธิบายการเกิด THMs ของน้ำตัวอย่างเมื่อขณะเก็บน้ำตัวอย่างไม่มี free chlorine	41
2.21 อธิบายการเกิด THMs ของน้ำตัวอย่างเมื่อขณะเก็บน้ำตัวอย่างไม่มี free chlorine	41
2.22 การจำแนกขนาดของสารต่างๆในน้ำ	43
2.23 ผลของการเติมไอออนที่มีประจุตรงกันข้ามให้กับคอลลอยด์ (ก) ก่อนเติมไอออน (ข) หลังจากการเติมไอออนแล้ว	45
2.24 การเปรียบเทียบปริมาณ โคแอกกูแลนต์ ที่ใช้ในการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ด้วยกลไกแบบต่างๆ	45
2.25 เภทท์ที่เหมาะสมสำหรับการสร้างสัมผักระหว่างอนุภาคต่างๆทั้ง 5 ประเภท	46
2.26 โครงสร้างทางเคมีของ lapofloc PACI และ Alum	48
2.27 แสดงรูปร่างโพลีเมอร์ประกอบด้วยน้ำหนักโมเลกุลในปริมาณล้านหน่วย	49
2.28 Definition sketch for adsorption of an organic constituent with activated carbon	53
2.29 ปฏิกริยาของ โอ โซนกับสารอินทรีย์	56
3.1 จุดสูบน้ำดิบประปา การประปาส่วนภูมิภาค อำเภอลำปาง จังหวัดสงขลา	65
3.2 บริเวณอ่างเก็บน้ำศรีตรังและจุดเก็บน้ำตัวอย่างภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	65
3.3 เครื่อง Jar-test	69
3.4 แผนผังกระบวนการ Resin Fractionation	71
3.5 เครื่องมือล้างเรซิน Soxhlet extraction	72
3.6 เครื่องมือ Resin fractionations	72
3.7 กระบวนการทดลอง	73
3.8 การวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และการแจกแจงลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ	74
3.9 แผนผังการทดลองกระบวนการ โคแอกกูเลชันด้วย PACI	76
3.10 แผนผังการทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACI ร่วมกับ Polymer	77

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่	หน้า
3.11 แผนผังการทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC	78
3.12 แผนผังการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ ozone	79
3.13 ผลของ Fluorescent Excitation-Emission Matrix (FEEM) ในรูปแบบสามมิติ	81
3.14 ผล Fluorescent Excitation-Emission Matrix (FEEM) ในรูปแบบ Contour	81
3.15 ผลของ FEEM ของน้ำตัวอย่างในรูปแบบสามมิติ (a) และ contour (b) ที่ได้จากโปรแกรม Sigma plot	83
4.1 มวลของสารอินทรีย์ละลายน้ำในตัวอย่างน้ำดิบในฤดูฝนและฤดูแล้งจากคลองอู่ตะเภา	95
4.2 มวลของ DOM ของตัวอย่างน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	99
4.3 THMF และสารประกอบ THMF ของตัวอย่างน้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบประปา	102
4.4 เปร็เซนต์สัดส่วนสารประกอบ THMF ในตัวอย่างน้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบประปา	103
4.5 THMF และสารประกอบ THMs ก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	108
4.6 สัดส่วนของสารประกอบ THMs ก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	109
4.7 เปรียบเทียบค่าสารประกอบ THMF ในน้ำดิบและน้ำประปาแล้งกับค่ามาตรฐาน THMs ของ WHO (2006) จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	113
4.8 ค่าของสารประกอบ THMF /Guideline value ในน้ำดิบประปาและน้ำประปาจากคลองอู่ตะเภา	113
4.9 กลุ่มสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา	115
4.10 กลุ่มสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	115
4.11 FEEM ในรูปแบบ contour ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันของน้ำดิบประปาจากจุดสูบน้ำดิบประปา (4 QSU)	118

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.12 FEEM ในรูปแบบเส้นชั้นความสูงของน้ำดิบและน้ำหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันจากอ่าง ศรีตรัง (3.3 QSU)	119
4.13 ตำแหน่งของ FEEM ที่มีค่าสูงและขอบเขตของความยาวคลื่น Excitation และ Emission สำหรับ FEEM ทั้ง 5 ส่วน	123
4.14 ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบ จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	124
4.15 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา	126
4.16 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา	126
4.17 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	127
4.18 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	127
4.19 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา	130
4.20 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา	131
4.21 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	131
4.22 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	132
4.23 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา	134

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.24 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา	135
4.25 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	135
4.26 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	136
4.27 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา	139
4.28 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา	139
4.29 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	140
4.30 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	140
4.31 การกระจายมวลของ DOC ในตัวอย่างน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จากจุดสูบน้ำดิบประปา	154
4.32 การกระจายมวลของ DOC ในตัวอย่างน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จากจุดสูบน้ำดิบประปา	154
4.33 การกระจายมวลของ DOC ในตัวอย่างน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา	155
4.34 ความเข้มข้นของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดลงของค่า DOC ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 1)	161
4.35 ความเข้มข้นของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดลงของค่า DOC ของตัวอย่างน้ำในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)	161

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.36 ความเข้มข้นของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดลงของค่า DOC ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 3)	162
4.37 การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	167
4.38 การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	168
4.39 การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	168
4.40 THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 1)	170
4.41 THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)	170
4.42 THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 3)	171
4.43 THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดของค่า THMFP ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จุดสูบน้ำดิบประปา	175
4.44 ค่า THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดของค่า THMFP ของตัวอย่างน้ำในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จุดสูบน้ำดิบประปา	177
4.45 ค่า THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดของค่า THMFP ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จุดสูบน้ำดิบประปา	178
4.46 การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน	182
4.47 การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน	182
4.48 การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน	183
4.49 ค่าของ THMFP, CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 1)	184

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.51 ค่าของ THMFP, CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่2)	186
4.52 เปอร์เซนต์สัดส่วนของ CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่2)	187
4.53 ค่าของ THMFP, CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่3)	188
4.54 เปอร์เซนต์สัดส่วนของ CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่3)	189
4.55 ค่าของสารประกอบ THMs /Guideline value ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในครั้งที่ 1 2 และ3	191
4.56 การลดลงของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันและการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กับค่ามาตรฐานของ USEPA	194
4.57 เปอร์เซนต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน	195
4.58 การลดลงของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซน และการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กับค่ามาตรฐานของ USEPA	196
4.59 เปอร์เซนต์สัดส่วนสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน	197
4.60 ความเข้มข้นสารประกอบ THMs เปรียบกับค่า GV WHO ในน้ำตัวอย่างครั้งที่ 1 2 และ 3 ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน	198
4.61 Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่1) จากจุดสูบน้ำดิบประปา	200
4.62 Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่2) จากจุดสูบน้ำดิบประปา	201
4.63 Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา	202

รายการรูปประกอบ(ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.65 Specific THMFMP ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	206
4.66 Specific THMFMP ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง	207
4.67 Fluorescent intensities และการลดลงของ fluorescent intensities ของสารกลุ่ม tryptophan-like, humic and fulvic-like substances และ total fluorescent Intensities ของน้ำที่ผ่านการลดสารอินทรีย์โดยการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 1)	211
4.68 Fluorescent intensities และการลดลงของ fluorescent intensities ของสารกลุ่ม tryptophan-like, humic and fulvic-like substances และ total fluorescent Intensities ของน้ำที่ผ่านการลดสารอินทรีย์โดยการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)	212
4.69 Fluorescent intensities และการลดลงของ fluorescent intensities ของสารกลุ่ม tryptophan-like, humic and fulvic-like substances และ total fluorescent Intensities ของน้ำที่ผ่านการลดสารอินทรีย์โดยการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 3)	213
4.70 เปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูฝน(ครั้งที่ 1) และน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม	217
4.71 เปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม	217

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

$\mu\text{g/L}$	Microgram per liter
μm	Micrometer
$\mu\text{s/cm}$	Microsemen per centimeter
Al	Aluminium
BDCM or CHBrCl_2	Bromodichloromethane
CatPAM	Cationic polymer
cm	Centimeter
COM	Colloidal organic matter
CPEM	Cationic polyacrylamide
DADMC	Polydiallyl dimethy ammonium chloride
DBCM or CHBr_2Cl	Dibromochloromethane
DBPs	Disinfection by-products
DO	Dissolved oxygen
DOC	Dissolved organic carbon
DOC_{HPI}	Dissolved organic carbon of hydrophilic
DOC_{HPO}	Dissolved organic carbon of hydrophobic
DOM	Dissolved organic matter
DPD	N, N-diethyl-p-phenylenediamine
ECD	Electron capture detector
Em	Emission wavelength
Ex	Excitation wavelength
FeCl_3	Ferric chloride
FEEM	Fluorescent excitation-emission matrix
FEEM_{HPI}	Fluorescent excitation-emission matrix of hydrophilic
FEEM_{HPO}	Fluorescent excitation-emission matrix of hydrophobic
g/cm^3	Gram per cubic centimeter
GAC	Granular activated carbon

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

GC	Gas chromatography
GV	Guideline values
HAAs	Haloacetic acids
HANs	Haloacetonitriles
HPI	Hydrophilic
HPO	Hydrophobic
L/mg-m	Liter per milligram-meter
LD50	Lethal dose 50%
MCLG	Maximum contaminant level goals
MCLs	Maximum contaminant levels
MW	Molecular weight
mg/hr	Milligram per hour
mg/kg	Miligram per kilogram
mg/L	Miligram per liter
mg/L as CaCO ₃	Miligram per liter as calcium carbonate
mg/mg DOC	Milligram per milligram dissolved organic carbon
mM Al	Millimole of aluminium
mm Hg	Millimeter of mercury
N.D.	Not detected
nm	Nanometer
nm/min	Nanometer per minute
NOM	Natural organic matter
NTU	Nepheo turbidity unit
O ₂ ⁻	Super oxide
O ₃	Ozone
°C	Degree celsius
OH ⁰	Hydroxyl radical
PAC	Powder activated carbon

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

PACl	Polyaluminium chloride
POM	Particulate organic matter
QSU	Quinine sulfate unit
R^2	Regression
SS	Suspended solids
SUVA	Specific ultraviolet absorption
TBM or CHBr_3	Tribromomethane or bromoform
TCM or CHCl_3	Trichloromethane or chloroform
THMFP	Trihalomethane formation potential
$\text{THMFP}_{\text{HPI}}$	Total trihalomethane formation potential of hydrophilic
$\text{THMFP}_{\text{HPO}}$	Total trihalomethane formation potential of hydrophobic
THMs	Trihalomethanes
TOC	Total organic carbon
TPI	Transphilic
TTHM	Total trihalomethane
TTHM_0	Total trihalomethanes ณ เวลาที่เก็บตัวอย่าง
TTHMFP	Total trihalomethane formation potential
TTHM_T	Total trihalomethanes ณ เวลาใดๆ
USEPA	United states environmental protection agency
UV-254	Ultraviolet absorbance at wavelength-254 nm
WHO	World health organization
w/w	Weight per weight
Z_p	Zeta potential

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความสำคัญและที่มาของการวิจัย

แหล่งน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปามีทั้งมีสี ความขุ่น สารอินทรีย์และสารอนินทรีย์อยู่ในรูปละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ และอาจมีเชื้อโรคที่ก่อให้เกิดอันตรายและไม่ก่อให้เกิดอันตรายปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำ สิ่งปนเปื้อนดังกล่าววันจะทวีความรุนแรงมากยิ่งขึ้น ทำให้ส่งผลกระทบต่อคุณภาพน้ำดิบโดยตรง ซึ่งสิ่งปนเปื้อนที่สำคัญและก่อให้เกิดปัญหาอย่างมากต่อแหล่งน้ำดิบและระบบการผลิตน้ำประปา คือ สารอินทรีย์ โดยเฉพาะสารอินทรีย์ในกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic matter, DOM) เนื่องจากเป็นสาเหตุที่ทำให้เกิดสี กลิ่นและรสในแหล่งน้ำ และยังเป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้เกิดสิ่งปนเปื้อนอื่นๆ เช่น การเจริญเติบโตของแบคทีเรียและไวรัสในแหล่งน้ำที่อาจก่อให้เกิดโรคในมนุษย์ (Cornelissen *et al.*, 2008; Jarvis *et al.*, 2008) ทำให้เกิดปัญหาความต้องการสารสร้างตะกอนและสารฆ่าเชื้อโรคในปริมาณที่มากขึ้นในการผลิตน้ำประปาเพื่อให้ได้น้ำสะอาดตามมาตรฐานกำหนด นอกจากนี้สารอินทรีย์ละลายน้ำ เป็นสารตั้งต้นหลักของการเกิดสาร disinfection by-products (DBPs) (Rook, 1974)

การผลิตน้ำประปาจากแหล่งน้ำผิวดิน โดยทั่วไปประกอบด้วย การตกตะกอน การกรอง การรวมตะกอน (coagulation) การรวมตะกอน (flocculation) การตกตะกอน (sedimentation) การกรอง (filtration) เพื่อผลิตน้ำใสส่งไปเก็บในถังพักน้ำและเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรค (chlorine disinfection) ก่อนที่จะสูบขึ้นไปเก็บในถังน้ำใสแล้วส่งผ่านไปตามท่อจ่ายน้ำ แต่การเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรคอาจส่งผลให้เกิดผลกระทบที่สำคัญ ก่อให้เกิดเป็นสาร DBPs เนื่องจากการทำปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์ละลายน้ำ ที่หลงเหลืออยู่หลังจากกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำดังกล่าวข้างต้นเข้าทำปฏิกิริยากับคลอรีนที่เติมลงไปเพื่อฆ่าเชื้อโรค ทำให้สารอินทรีย์ละลายน้ำ เกิดการแตกตัวและจับกลุ่มใหม่เป็นกลุ่มของสารก่อมะเร็งในน้ำประปาขึ้น ได้แก่ สารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) สารฮาโลอะซิติกอะซิด (haloacetic acids, HAAs) และ สารฮาโลอะซิโตไนไตร (haloacetonitriles, HANs) เป็นต้น (Marhaba and Washington, 1998)

ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปา ได้แก่ สารอินทรีย์ละลายน้ำ ซึ่งสารอินทรีย์เหล่านี้ส่วนหนึ่งมาจากสารอินทรีย์ที่อยู่ในธรรมชาติ เช่น ใบไม้ ที่ตกลงสู่แหล่งน้ำแล้วถูกย่อยสลาย (บุญยฤทธิ์ ปัญญาภิญ โยผล และคณะ, 2549) น้ำที่ชะสารอินทรีย์มาจากหน้าดิน และสารอินทรีย์ที่เกิดจากกิจกรรมต่างๆ ของมนุษย์ทั้งภาคเกษตรกรรมและภาคอุตสาหกรรม โดยทั่วไป

สารอินทรีย์ละลายน้ำ ในน้ำแบ่งออกเป็นสองกลุ่ม ได้แก่ สารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic, HPI) และสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic, HPO) สารอินทรีย์ทั้งสองกลุ่มมีผลต่อการเกิดของสารก่อมะเร็งในน้ำประปา เนื่องจากน้ำประปาที่ผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำโดยทั่วไปจะเน้นเพียงการกำจัดสารแขวนลอยในน้ำหรือความขุ่นให้น้ำใสและปราศจากเชื้อโรค เพื่อให้ได้น้ำสะอาดตามมาตรฐานกำหนดไม่ได้มีการตรวจสอบถึงวิธีการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ทำให้ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ออกจากน้ำได้อย่างเพียงพอที่สามารถควบคุมไม่ให้เกิดปัญหาดังกล่าวขึ้น แต่ในทางกลับกันอาจเป็นการยิ่งเพิ่มปัญหาให้กับน้ำที่ผลิตได้ เช่น หากกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำต่ำจะทำให้มี สารอินทรีย์ละลายน้ำหลงเหลืออยู่ในน้ำที่ผลิตได้มาก เมื่อเข้าสู่ขั้นตอนการเติมคลอรีน โดยคำนึงถึงแต่เพียงปริมาณคลอรีนที่ตกค้างอยู่ในน้ำ (residual chlorine) ย่อมมีโอกาสที่ทำให้เกิดการก่อตัวของสาร DBPs เช่น THMs ในปริมาณสูงได้

สารในกลุ่ม THMs จัดเป็นสารก่อมะเร็งที่สามารถพบได้มากที่สุดคือน้ำประปาที่ใช้น้ำดิบจากแหล่งน้ำผิวดิน เช่น แม่น้ำ อ่างเก็บน้ำ และเขื่อนกักเก็บน้ำ สารในกลุ่มดังกล่าวนอกจากมีศักยภาพในการก่อมะเร็งในสัตว์ทดลองแล้ว ยังเป็นสารที่มีโอกาสในการก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ได้อีกด้วย ดังนั้นเมื่อประชาชนบริโภคน้ำที่มีสาร THMs ปนเปื้อนอยู่ย่อมเกิดความเสี่ยงและส่งผลต่อสุขภาพอนามัยของผู้บริโภค และอาจได้รับสารดังกล่าวสะสมอยู่ในร่างกายจนถึงขั้นเป็นมะเร็งต่อไปได้ และเพื่อความปลอดภัยของผู้บริโภค น้ำประปา ทำให้มีการพัฒนาและศึกษาวิจัยเพิ่มมากยิ่งขึ้น เพื่อหาวิธีการต่างๆ ที่ใช้ในการควบคุมและลดปริมาณการเกิดสาร THMs ในน้ำ ประปา เช่น การใช้สารฆ่าเชื้อโรค (disinfectant) ชนิดอื่นทดแทนการใช้คลอรีน การบำบัดน้ำภายหลังจากการเกิด THMs วิธีการดังกล่าวเป็นวิธีที่สลับซับซ้อนและมีการลงทุนสูง แต่มีอีกวิธีการหนึ่งที่สามารถลด THMs ในน้ำได้ คือ การกำจัดสารตั้งต้น (precursor) ก่อนที่จะทำปฏิกิริยากับคลอรีน โดยการใช้กระบวนการโอโซนซึ่งเป็นการใช้กระบวนการที่ถูกใช้ในระบบการผลิตน้ำ ประปาทั่วไปและเป็นวิธีที่มีการลงทุนต่ำกว่าวิธีการอื่นๆ นอกจากสามารถลดสารแขวนลอย ความขุ่นในน้ำยังสามารถลดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้อีกด้วย (USEPA, 1999)

ระบบประปาขนาดใหญ่ซึ่งใช้น้ำดิบประปาจากคลองอุตตะเกาเป็นระบบประปาหลักในอำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ที่ผลิตน้ำเพื่อการอุปโภคและบริโภคเพื่อแจกจ่ายให้กับประชากรในอำเภอหาดใหญ่และอำเภออื่นๆ ส่วนระบบประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ใช้น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ในการผลิตน้ำประปาแจกจ่ายเพื่อการอุปโภคบริโภคในพื้นที่ของมหาวิทยาลัย น้ำดิบดังกล่าวเป็นน้ำที่มีค่าความขุ่นเฉลี่ยตลอดทั้งปีค่อนข้างต่ำประมาณ 6.0-31.0 NTU (ปวีตร ชัยวิสิทธิ์, 2548) โดยค่าความขุ่นส่วนหนึ่งมาจากตะกอนขนาดเล็ก สารอินทรีย์ต่างๆ แพลงตอนพืช แพลงตอน

สัตว์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ และน้ำที่ไหลมาจากลำธารต้นน้ำสายหลักลงสู่ในอ่างเก็บน้ำศรีตรังเกิดการปนเปื้อนและเป็นแหล่งสะสมสารอินทรีย์ต่างๆ รวมทั้งสารอินทรีย์ละลายน้ำ เนื่องจากกระบวนการผลิตน้ำประปาสามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ออกจากน้ำได้เพียงบางส่วน และระบบประปาใช้สารคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรคสารอินทรีย์ละลายน้ำที่หลงเหลืออยู่หลังจากผ่านการปรับปรุงคุณภาพน้ำเข้าไปทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิดเป็นสาร THMs ถึงแม้ว่าน้ำประปาดังกล่าวไม่ได้ถูกนำมาบริโภคโดยตรง แต่ใช้ในการอุปโภคหรือดำเนินกิจกรรมประจำวัน เช่น การอาบน้ำ การล้างหน้า และการแปรงฟัน สามารถรับ (exposure) สาร THMs เข้าสู่ร่างกายได้เช่นเดียวกัน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยกระบวนการโคเอกกูเลชันโดยการใช้สารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคเอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชัน (ozonation) เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการต่างๆ ในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ออกจากน้ำดิบประปา ตลอดจนแยกประเภทของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ออกเป็นสองกลุ่ม ได้แก่ HPI และ HPO และวิเคราะห์โอกาสการก่อตัวของสารก่อมะเร็งที่เกิดขึ้นจากสารอินทรีย์ละลายน้ำแต่ละกลุ่ม ซึ่งจะนำไปสู่การปรับปรุงคุณภาพน้ำให้มีคุณภาพผ่านเกณฑ์มาตรฐาน และเป็นทางเลือกสำหรับการนำไปประยุกต์ใช้ในการปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปาให้ดีขึ้น ทำยที่สุดย่อมส่งผลต่อผู้อุปโภคและบริโภคน้ำประปาให้ได้ใช้น้ำประปาที่สะอาด ปราศจากเชื้อโรค และลดความเสี่ยงต่อการได้รับสารก่อมะเร็งในน้ำประปา

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

- แจกแจงลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำของน้ำดิบประปาในฤดูฝนและฤดูแล้ง ตลอดจนประเมินโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติทั้งสองกลุ่ม
- ศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำของน้ำดิบประปาโดยกระบวนการโคเอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้โอโซนและการดูดซับโดยใช้ถ่านกัมมันต์

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

- การศึกษาทดลองใช้แหล่งน้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบประปา การประปาส่วนภูมิภาค อำเภอลาดใหญ่ จังหวัดสงขลา (UTM 661975 772906) และน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง (UTM 666327 774845) โดยทำการเก็บตัวอย่าง 3 ครั้ง คือเดือนกันยายน 2551 (ครั้งที่ 1) เป็นตัวแทนฤดูฝน เมษายน 2552 และ (ครั้งที่ 2) เป็นตัวแทนฤดูแล้ง กรกฎาคม 2552 (ครั้งที่ 3) เป็นตัวแทนฤดูฝน

- การศึกษาแจกแจงลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำของน้ำดิบประปาในฤดูฝนและฤดูแล้ง ตลอดจนประเมินโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติทั้งสองกลุ่ม

- การศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำของน้ำดิบประปาโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้โอโซนและการดูดซับโดยใช้ถ่านกัมมันต์

- การศึกษาหาปริมาณโอกาสการก่อตัวของสารประกอบ THMs ทั้ง 4 ชนิด คือ Chloroform (CHCl_3), Bromodichloromethane (CHBrCl_2), Dibromochloromethane (CHBr_2Cl) และ Bromoform (CHBr_3) ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

โครงการวิจัยนี้เป็นการประเมินคุณภาพน้ำซึ่งเกี่ยวข้องกับสุขภาพของประชากร ได้มาซึ่งข้อมูลของลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติอันจะก่อให้เกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปาและวิธีการลดสารอินทรีย์ธรรมชาติดังกล่าว ก่อให้เกิดการพัฒนากระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำที่ดีมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่จะก่อให้เกิดสารก่อมะเร็งลดลง ทำให้สุขภาพของประชากรในพื้นที่ที่ทำการศึกษาดีขึ้นและเกิดการกระตุ้นจิตสำนึกอย่างแท้จริงในการช่วยอนุรักษ์แหล่งน้ำให้มีความสะอาดอย่างยั่งยืน

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 สารตั้งต้นในปฏิกิริยาการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทน

2.1.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติ

สารอินทรีย์ธรรมชาติ เป็นสารประกอบเชิงซ้อนของสารอินทรีย์ที่อยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติ ซึ่งมีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำ ตัวอย่างเช่น กระบวนการออกซิเดชัน (Oxidation) กระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation) กระบวนการแอดซอร์ปชัน (adsorption) และกระบวนการฆ่าเชื้อโรค (Disinfection) เป็นต้น เมื่อสารอินทรีย์ธรรมชาติทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิดเป็น Disinfection by-products (DBPs) ตัวอย่างเช่น Trihalomethanes (THMs) โดยทั่วไปสามารถจัดแบ่งประเภทของสารอินทรีย์ธรรมชาติตามสถานการณ์ละลายออกเป็น 2 ส่วนดังนี้

$$\text{NOM} = \text{DOM} + \text{POM}$$

เมื่อ Dissolved Organic Matter (DOM) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำและ POM Particulate Organic Matter (POM) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำ และเมื่อทำการแบ่งประเภทของสารอินทรีย์ธรรมชาติ โดยใช้กระดวยกรองที่มีขนาดความพรุนแตกต่างกัน (เช่น $<0.1 \mu\text{m}$, $<0.45 \mu\text{m}$, $<1.0 \mu\text{m}$) สามารถแยกประเภทของสารอินทรีย์ธรรมชาติได้เพิ่มขึ้น โดยเป็นส่วนหนึ่งของสารอินทรีย์ประเภทคอลลอยด์ (Colloidal organic matter, COM) ซึ่งเป็นส่วนที่อยู่ระหว่าง DOM และ POM

$$\text{NOM} = \text{DOM} + \text{COM} + \text{POM}$$

2.1.2 สารอินทรีย์ละลายน้ำ

Dissolved Organic Matter (DOM) สามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนได้แก่ humic และ non-humic substance โดยมี humic substance เป็นส่วนประกอบหลักประมาณ 50-65% ซึ่งมีลักษณะเป็นสารที่มีขั้ว สีฟางข้าว และเป็นกรดอินทรีย์ซึ่งได้มาจากการย่อยสลายของดินและพืชน้ำ Humic substance เป็นสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic) ประกอบด้วย humic และ fulvic acid ในส่วนของ non-humic substance ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (Hydrophilic) ประกอบด้วย

hydrophilic acid , proteins , amino acid , carbohydrate และ carboxylic acid (Thurman, 1985; Amy, 1993) อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาจากลักษณะทางเคมีของ humic substance และ non-humic substance ที่มีผลต่อระบบบำบัดน้ำพบว่าในส่วนของ humic substance มีความสำคัญมากกว่าส่วนของ non-humic substance

2.1.3 ฮิวมิก

Humic substances มีส่วนประกอบที่ซับซ้อนมาก มีรูปร่างไม่แน่นอน โดยมีต้นกำเนิดจากการสลายตัวของซากพืช และมีลักษณะสมบัติ (Vik et al, 1985) ดังนี้

- 1.) ฮิวมัสที่ละลายน้ำ มักจะปรากฏในรูปของ Total organic carbon (TOC) ที่มีความเข้มข้นมากกว่า 1 mg Carbon(C)/L ในขณะที่สารประกอบตัวอื่นมีความเข้มข้นต่ำกว่ามาก
- 2.) ฮิวมัสแสดงถึงการแลกเปลี่ยนไอออน (Ion exchange) และลักษณะสมบัติที่ซับซ้อน ซึ่งสัมพันธ์กับองค์ประกอบของน้ำ รวมทั้ง สารพิษ (Toxic elements) และ Organic micropollutants
- 3.) ฮิวมัสเป็นพาหะในการเคลื่อนย้ายสารพิษ สารที่ไม่ละลายน้ำ และ Organic micropollutants
- 4.) คลอรีนสามารถทำปฏิกิริยากับกรดฮิวมิกก่อให้เกิด Chlorinated organic compounds เช่น Chloroform ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งได้

รูปแบบโครงสร้างโมเลกุลของสารประกอบฮิวมิก ประกอบด้วยกลุ่มของ Polyhetero condensate ของโมเลกุลสารอินทรีย์ที่ซับซ้อน โดยมีกลุ่มฟังก์ชันต่าง ๆ ยื่นออกมาตามผิว ได้แก่ Carboxyl, Phenolic, Alcoholic, Ketonic, Quinonoid และ Methoxyl ดังแสดงในรูปที่ 2.1 กลุ่มฟังก์ชันต่าง ๆ เหล่านี้มีผลต่อการละลายน้ำของสารประกอบฮิวมิก และเป็นส่วนที่คลอรีนอิสระจะมากทำปฏิกิริยาจนเกิด THMs ขึ้นมา (Trussell and Umphres, 1978)

ลักษณะของสารฮิวมิกเป็นสารประกอบสีน้ำตาล หรือดำ มีสภาพเป็นกรด มวลโมเลกุลอยู่ในช่วงร้อยไปจนถึงหลายล้าน พบในธรรมชาติทั้งในดิน และในน้ำ (Schnitzer and Khan, 1972) และเมื่อทำการวัดค่า specific Ultraviolet Absorbance (SUVA) ที่ความยาวคลื่น 254 nm จะได้ค่าอยู่ในช่วง 4.8 -7.4 L/mg-m ในขณะที่ส่วน fulvic acid ซึ่งมีมวลโมเลกุลอยู่ในช่วง 500-2000 a.m.u. วัดค่า SUVA ได้อยู่ในช่วง 2.9-4.3 L/mg-m เมื่อเปรียบเทียบระหว่าง humic และ fulvic acid พบว่า fulvic acid มีความหนาแน่นของประจุสูงกว่าและทำการแยกโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันแบบ

charge neutralization ได้ยากกว่าส่วนของ humic acid นอกจากนั้น fulvic acid ยังมีปริมาณและความสามารถในการละลายมากกว่าส่วนของ humic acid

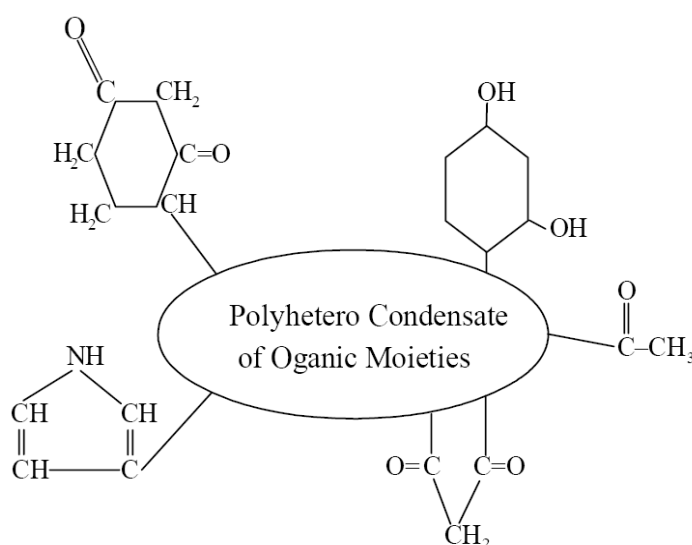
สารฮิวมิกเป็นสารประกอบประเภท Polyaromatic และมีกลุ่มฟังก์ชันคือ Phenolic และ Carboxylic โดยส่วนใหญ่สารฮิวมิกในน้ำจะอยู่ในรูป Anionnic และอาจเป็น Polyanions (Rebhun and Lurie, 1993)

สารฮิวมิกสามารถจำแนกได้เป็น 3 ส่วนใหญ่ๆ คือ (Trussell and Umphres, 1978; Berger, 1987)

1.) กรดฮิวมิก (Humic acid) เป็นส่วนที่พบมากของสารอินทรีย์ที่อยู่ในดิน ซึ่งมีสมบัติละลายได้ในด่าง (Alkaline solution) แต่ไม่ละลายในสารละลายกรดที่ $\text{pH} < 2$ หรือ Ethyl alcohol

2.) กรดฟุลวิก (Fulvic acid) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่อยู่ในดิน (Soil organic material) ซึ่งมีคุณสมบัติละลายทั้งในสารละลายกรดและด่าง

3.) ฮิวมิน (Humins) มีคุณสมบัติไม่ละลายทั้งในสารละลายกรดและด่าง



รูปที่ 2.1 โครงสร้างของสารประกอบฮิวมิก (Trussell and Umphres, 1978)

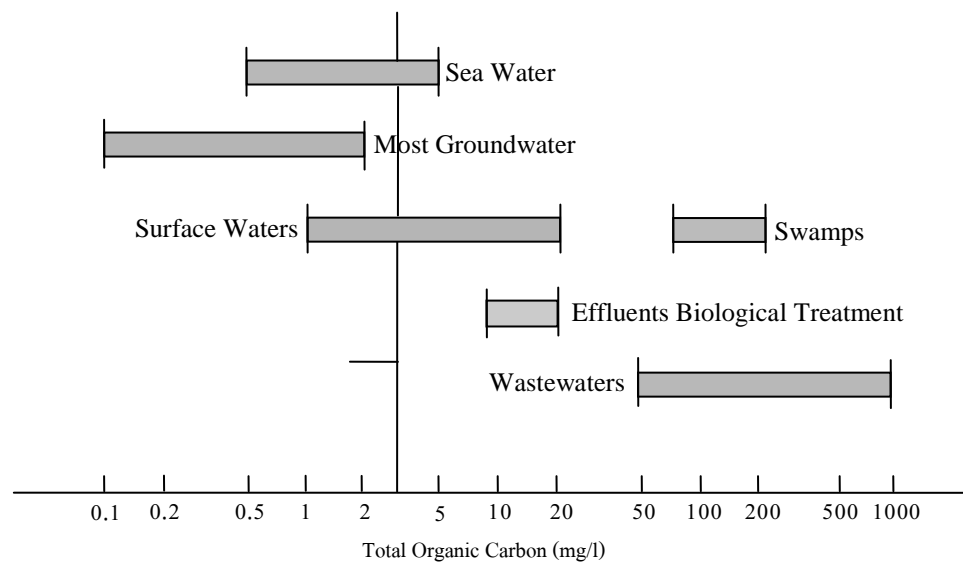
2.1.4 ดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ธรรมชาติ

การใช้ดัชนีตัวแทนในการอธิบายคุณลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติ โดยทั่วไปแล้วไม่สามารถใช้ดัชนีที่ได้จากวิธีการวิเคราะห์เพียงชนิดเดียวเป็นตัวแทนเพื่ออธิบายคุณลักษณะโดยรวมที่หลากหลายได้ ซึ่งดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่นำมาใช้แทนการพิจารณา

ประกอบด้วย Total Organic Carbon (TOC), Dissolved Organic Carbon (DOC), and Ultraviolet absorbance ที่ความยาวคลื่น 254 nm (UV-254), Specific Ultraviolet Absorption (SUVA) และ Fluorescence Excitation-Emission fluorescence (FEEM)

Total Organic Carbon (TOC)

TOC โดยทั่วไปใช้เป็นตัวชี้วัดแทนเพื่อใช้วัดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ ปริมาณความเข้มข้นของ TOC ในแหล่งน้ำธรรมชาติมีช่วงที่กว้างซึ่งแสดงในรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ช่วงค่าต่าง ๆ ของ Total Organic Carbon ในแหล่งน้ำธรรมชาติ (Kavanaugh, 1978)

United State Environmental Protection Agency (USEPA) ได้เสนอถึงเปอร์เซ็นต์ TOC ที่ถูกกำจัดออกสำหรับกระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยขึ้นอยู่กับค่าความเข้มข้นของ TOC และค่าความเป็นด่างในน้ำดิบ โดยแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 เปอร์เซ็นต์การลดค่า TOC โดยกระบวนการ โคแอกกูเลชัน (USEPA, 1999)

ค่า TOC ในแหล่งน้ำ (mg/L)	ค่าความเป็นด่างในแหล่งน้ำ (mg/L as CaCO ₃)		
	0-60	>60 – 120	>120
2.0-4.0	35.0%	25.0%	15.0%
4.0-8.0	45.0%	35.0%	25.0%
>8.0	50.0%	35.0%	30.0%

Dissolved Organic Carbon (DOC)

Dissolved Organic Carbon (DOC) ซึ่งเป็นส่วนหนึ่งของ TOC สามารถแยกได้โดยการกรองผ่านกระดาษกรองขนาด 0.7 μm GF/F (Julie, Minhan and Robert, 2004)

UV Absorbance at Wavelength 254-nm (UV-254)

การดูดกลืนแสง ultraviolet (UV) มีประโยชน์โดยใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการวัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ สารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างจะดูดกลืนแสง UV เป็นปริมาณที่สัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างนั้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำมีค่าสูงขึ้นจะทำให้ปริมาณการดูดกลืนแสง UV ที่วัดได้สูงขึ้นตามไปด้วยโดยน้ำตัวอย่างจะถูกนำมากรองผ่านกระดาษกรองเพื่อกำจัดอนุภาคแขวนลอยในน้ำก่อนการวัด UV สารอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบของ aromatic compound และโมเลกุลที่เป็นพันธะคู่จะดูดกลืนแสง UV ได้ดี ในขณะที่สารอินทรีย์ในกลุ่มของ simple aliphatic acids แอลกอฮอล์ และน้ำตาลจะไม่ดูดกลืนแสง UV หรือดูดกลืนได้น้อย (Edzwald *et al.*, 1985) โดยในการวัดค่า UV นั้นจะทำการวัดที่ความยาวคลื่น 253.7 nm (โดยประมาณ 254 nm) เนื่องจากสารอินทรีย์ที่ต้องการศึกษาจะดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นนี้ได้ดีที่สุดและมีการรบกวนจากสารประกอบอื่น ๆ น้อยที่สุด (Eaton, 1995) นอกจากนี้ในปัจจุบันได้มีการนำค่า UV-254 มาใช้ในการตรวจวัดคุณภาพน้ำจากกระบวนการบำบัดน้ำรวมถึงใช้ในการประเมินการลดปริมาณสารอินทรีย์จากกระบวนการโคแอกกูเลชัน

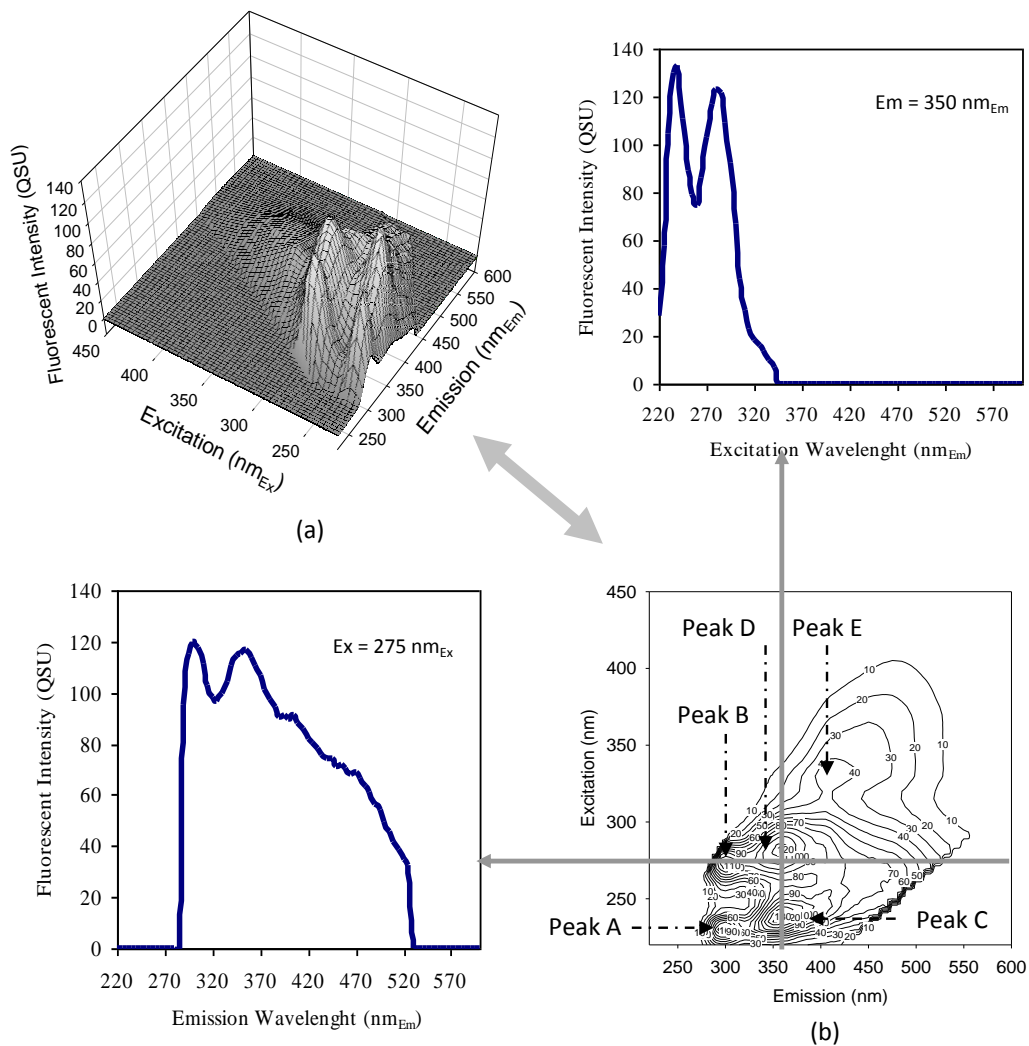
Specific Ultraviolet Absorption (SUVA)

SUVA เป็นดัชนีชี้วัดของสารอินทรีย์กลุ่ม humic ที่อยู่ในน้ำ สามารถคำนวณจากค่าของ UV-254 (ในหน่วย cm^{-1}) หารด้วยค่า DOC (ในหน่วย mg/L) ค่า SUVA มีหน่วยเป็น $\text{L/mg}\cdot\text{m}$ น้ำตัวอย่างที่มีค่า SUVA ต่ำโดยส่วนใหญ่ประกอบด้วยสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic และไม่เหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าว ในอีกกรณีหนึ่งถ้า น้ำตัวอย่างมีค่า SUVA สูงโดยทั่วไปเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน (USEPA, 1999)

Three-dimensional fluorescence spectroscopy (fluorescent excitation-emission matrix, FEEM)

FEEM เป็นการวิเคราะห์ลักษณะของสารอินทรีย์ในน้ำโดยใช้เครื่อง spectrofluorometer ผลการวิเคราะห์ FEEM ที่ได้จะแสดงลักษณะเคมีของสารอินทรีย์ในน้ำเป็นฟังก์ชันของโครงสร้างและ functional groups ของโมเลกุล ซึ่งเป็นวิธีที่ง่ายและรวดเร็วโดยใช้

ปริมาณของตัวอย่างน้อยและมีความเข้มข้นต่ำ ผลที่ได้จากการวัด FEEM คือผลรวมของ emission spectra ของน้ำตัวอย่างที่ excitation wavelength ต่างๆ ซึ่งบันทึกเป็น matrix ของ fluorescent intensity (Swietlik *et al.*, 2004) รูปที่ 2.3 แสดง FEEM (a) และภาพชันความสูง (b) ของการใช้ spectrofluorometry วิเคราะห์ลักษณะสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว โดยตำแหน่ง A และ B เป็นการตรวจพบสารกลุ่ม tyrosine-like substances ที่ตำแหน่ง C และ D เป็นการตรวจพบสารกลุ่ม tryptophan-like substances ส่วนที่ตำแหน่ง E เป็นการตรวจพบสารกลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ซึ่งสารกลุ่มที่กล่าวมามีผลต่อการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทน



รูปที่ 2.3 Fluorescent Excitation-Emission Matrix (a) และภาพชันความสูง (b) ของการใช้ Spectrofluorometry วิเคราะห์ลักษณะสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Musikavong, 2007)

2.1.5 กระบวนการแยก (Fractionation) ชนิดของสารอินทรีย์ในน้ำโดยเรซิน

กระบวนการ Fractionation สารอินทรีย์ในน้ำมีความสำคัญมากขึ้น เนื่องจากสามารถกำหนดการเข้าทำปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์ละลายน้ำกับสารเคมีที่ใช้ในการฆ่าเชื้อโรคซึ่งก่อให้เกิด disinfection by - product (DBP) และทำให้เข้าใจลักษณะทางเคมีของสารอินทรีย์ละลายน้ำเพื่อใช้ออกแบบระบบบำบัดที่เหมาะสมในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ กระบวนการแยกสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในน้ำโดยเรซิน เป็นเทคนิคที่ใช้เพื่อแยกชนิดของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำธรรมชาติ สามารถจำแนกออกได้เป็นแบบ Hydrophobic fraction (HPO) ซึ่งประกอบด้วยส่วนหลัก ๆ คือ fulvic และ humic acid จัดเป็นส่วนของ humic fraction อีกส่วนหนึ่งเป็นแบบ Hydrophobic fraction (HPI) หรือ non humic fraction ซึ่งประกอบด้วยคาร์โบไฮเดรต โปรตีนที่มีมวลโมเลกุลต่ำ และกรดอะมิโน โดย Hydrophobics มีโครงสร้างเป็นแบบ aromatic มากกว่า Hydrophilics

Thurman และ Malcolm (1981) ได้ทำการทดลองโดยใช้เรซินชนิด XAD-8 ในการดูดซับ humic substance ภายใต้อุณหภูมิความเป็นกรด (pH=2) ซึ่งส่วนที่ค้างอยู่ในเรซินจะถูก elute โดยใช้ NaOH Leenheer *et al.*, (1982), Leenheer and Noyes, (1984) and Reckhow *et al.*, (1992) ได้เสนอลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่ผ่านการ fractionation และกลุ่มทางเคมี ซึ่งแสดงในตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 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>Bases</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>Bases</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) สำหรับแยกสาร อินทรีย์กลุ่ม HPI

และ HPO งานวิจัยในประเทศไทยส่วนใหญ่นิยมใช้เรซินชนิด DAX-8 เนื่องจาก DAX-8 เป็น เรซิน ที่มีแรงยึดเหนี่ยวระหว่างไฮโดรคาร์บอนสูง มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนสูง และมีความชื้นน้อยกว่า 1 เปอร์เซ็นต์ โดยน้ำหนัก (w/w) ทำให้สามารถนำมาใช้งานได้ง่ายและสามารถแยกสารอินทรีย์ออกจากน้ำได้ดี (Peuravuori *et al.*, 2002) การใช้เรซิน XAD และ DAX แยกสารอินทรีย์ในน้ำจากการทบทวนเอกสารดังแสดงในตารางที่ 2.3

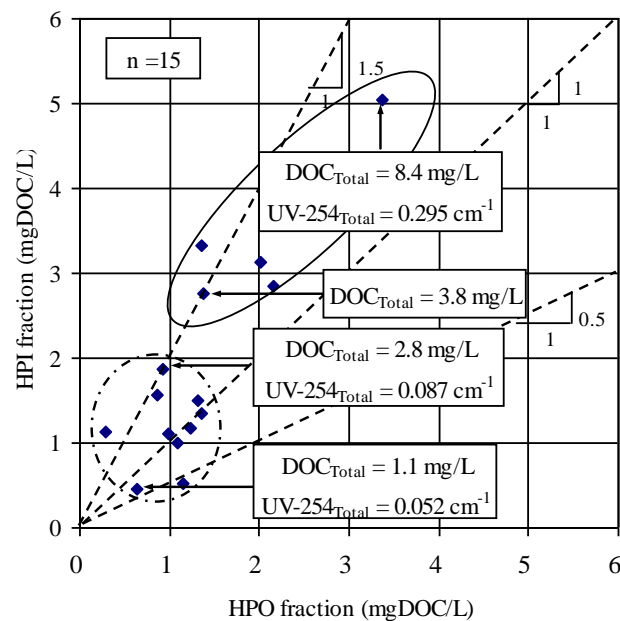
ตารางที่ 2.3 กระบวนการแฟรกชัน DOM โดยการใช้เรซินชนิดต่างๆ สำหรับแยกสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปา

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
อ่างเก็บน้ำแม่กวัง 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
อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ เชียงใหม่	DAX-8	HPO 49% และ HPI 51%	Phumpaisachai, 2005

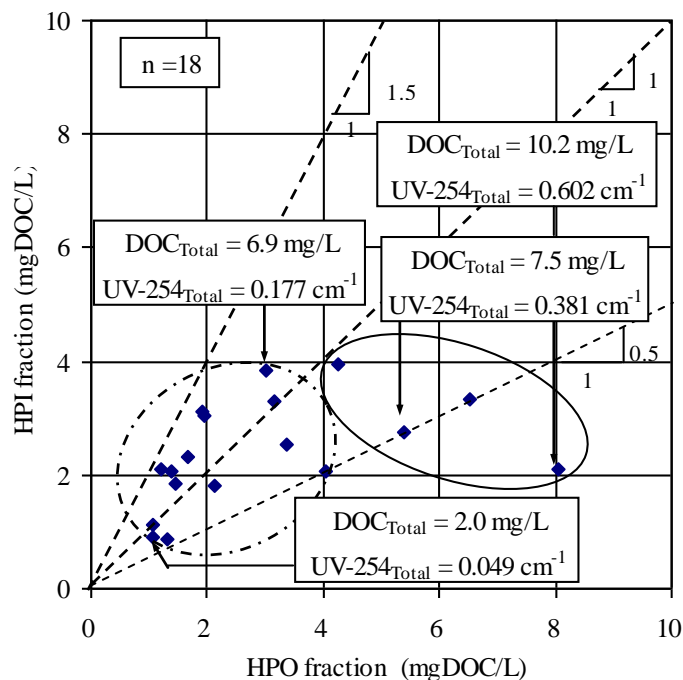
ตารางที่ 2.3 กระบวนการแฟรกชัน DOM โดยการใช้เรซินชนิดต่างๆ สำหรับแยกสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปา (ต่อ)

แหล่งน้ำดิบประปา	เรซิน	แฟรกชัน	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

Musikavong (2007) แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่า DOC ของ HPO และ DOC ของ HPI ในน้ำแม่น้ำ และ น้ำในทะเลสาบและอ่างเก็บน้ำ ดังรูปที่ 2.4 และ 2.5 ตามลำดับ จากรูปที่ 2.4 พบว่าเมื่อค่า DOC ในน้ำแม่น้ำก่อนกระบวนการแยกสารอินทรีย์ในน้ำโดยใช้เรซิน มีค่าระหว่าง 1.1 ถึง 2.8 mg/L DOC ของ HPO และ HPI มีค่าใกล้เคียงกัน เมื่อ DOC ในน้ำแม่น้ำก่อนกระบวนการแยกสารอินทรีย์ในน้ำโดยใช้เรซินเพิ่มขึ้นจาก 3.8 mg/L เป็น 8.4 mg/L DOC ของ HPI มีค่ามากกว่า DOC ของ HPO จึงอาจกล่าวได้ว่าน้ำในแม่น้ำที่มีค่า DOC สูงมีอัตราส่วนของ HPI (non-humic) มากกว่า HPO (humic) เมื่อพิจารณารูปที่ 2.5 พบว่าเมื่อค่า DOC ในน้ำจากอ่างเก็บน้ำก่อนกระบวนการแยกสารอินทรีย์ในน้ำโดยใช้เรซิน มีค่าระหว่าง 2.0 ถึง 6.9 mg/L DOC ของ HPO และ HPI มีค่าใกล้เคียงกัน เมื่อ DOC ในน้ำจากอ่างเก็บน้ำก่อนกระบวนการแยกสารอินทรีย์ในน้ำโดยใช้เรซินเพิ่มขึ้นจาก 7.5 mg/L เป็น 10.2 mg/L DOC ของ HPO มีค่ามากกว่า DOC ของ HPI แสดงให้เห็นว่าน้ำในอ่างเก็บน้ำที่มีค่า DOC สูงมีอัตราส่วนของ HPO (humic) มากกว่า HPO (non-humic) จากผลการศึกษาดังกล่าวสามารถกล่าวได้ว่าแหล่งน้ำแต่ละชนิดมีส่วนประกอบหลักของสารอินทรีย์ต่างกันมีผลทำให้ต้องใช้วิธีการที่แตกต่างกันในการลดสารอินทรีย์ดังกล่าว



รูปที่ 2.4 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC ของ HPO และ DOC ของ HPI ในน้ำจากแม่น้ำ



รูปที่ 2.5 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC ของ HPO และ DOC ของ HPI ในน้ำจากอ่างเก็บน้ำ

2.2 คลอรีน

2.2.1 ประวัติความเป็นมา

สารประกอบคลอรีน มีการกล่าวถึงมาตั้งแต่ปี ค.ศ. 77 หรือประมาณเกือบ 2000 ปีมาแล้ว โดยชาวโรมันชื่อ Pliny ได้ทำการทดลองทางเคมีเพื่อแยกทองคำให้บริสุทธิ์พบว่าเกิดสารไฮโดรเจนคลอไรด์จากปฏิกิริยาดังกล่าว และต่อมาอีก 800 ปี ก่อนมีการบันทึกข้อมูลเป็นลายลักษณ์อักษร ชาวอาหรับได้ทำการศึกษาพบว่ามีแก๊สชนิดหนึ่งเมื่อทำปฏิกิริยากับน้ำแล้วให้กรดเกลือ (HCl) ในราว ค.ศ. 1200 นักเล่นแร่แปรธาตุได้พบว่า ขณะที่นำกรดเกลือมาผสมกับดินประสิว (HNO₃) เพื่อทำการกัดทอง ได้แก๊สชนิดหนึ่ง มีสีตองอ่อนและหนักกว่าอากาศแต่ไม่ได้มีการบันทึกรายละเอียดไว้ จนมาถึง ค.ศ.1630 ได้มีนักเคมีชาวเบลเยียมชื่อ Jean Baptist Van Helmont เรียก แก๊สนี้ว่า แก๊สเกลือ (Salt gas) ซึ่งในปัจจุบันรู้จักกันในชื่อ “คลอรีน” โดยแผลงมาจากภาษากรีก “Chloros” ที่แปลว่าสีเขียวอ่อนตามลักษณะสีของตัวเอง ในปี ค.ศ. 1774 เกสเซอร์ชาวสวีเดนชื่อ Carl Wilhelm Scheele ได้ทำการสังเคราะห์และศึกษาคุณสมบัติต่าง ๆ ของคลอรีนได้พบโดยบังเอิญว่า เมื่อนำดอกไม้และใบไม้ไปใส่ไว้ในขวดที่บรรจุแก๊สคลอรีนภายในช่วงครูดอกไม้และใบไม้จะเปลี่ยนเป็นสีขาวซึ่งเป็นการแรกที่มนุษย์ได้บันทึกคุณสมบัติฟอกสีของคลอรีนไว้ ปี ค.ศ. 1789 บริษัทผู้ผลิตสิ่งทอของ

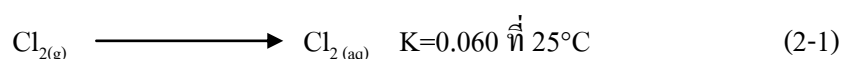
ฝรั่งเศสที่เมืองจาเวลล์ (Javelle) ได้ผลิตน้ำยาคลอรีนฟอกสีออกมาจำหน่ายในเชิงพาณิชย์เป็นครั้งแรกโดยใช้ชื่อ โอ เดอ จาเวลล์ หรือ จาเวลล์ วอเตอร์ จากนั้นไม่นานคลอรีนถูกนำมาใช้ประโยชน์อย่างรวดเร็วแพร่หลายในอุตสาหกรรมสิ่งทอและกระดาษ และใน ค.ศ. 1913 ได้มีการตั้งโรงงานแยกความชื้นออกจากคลอรีนเหลวซึ่งมลรัฐเพนซิลวาเนียได้นำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียเป็นมลรัฐแรก ค.ศ.1930 อุตสาหกรรมเคมีได้เจริญก้าวหน้าอย่างมาก คลอรีนถูกนำมาใช้เป็นส่วนประกอบสำคัญต่อโภภภัณฑ์ในชีวิตประจำวันของมนุษย์ คุณสมบัติการฟอกสีของคลอรีนและการฆ่าเชื้อโรคกลายเป็นเพียงคุณประโยชน์ส่วนหนึ่งเท่านั้นปัจจุบันคลอรีนเป็นวัตถุดิบสำหรับผลิตสาร PVC (Polyvinylchloride) เพื่อใช้ทำเป็นวัสดุปูพื้น ท่อ กระดาษปิดผนัง เสื้อผ้า เครื่องเรือนและวัสดุในครัวเรือนหลายชนิด น้ำยาทำความสะอาดเสื้อผ้า คราบน้ำมัน จารบีฉาบผิวโลหะ สกัดคาเฟอีนจากกาแฟ สกัดคลีน ใช้ในขบวนการผลิตน้ำยาฆ่าโรค เป็นส่วนประกอบพื้นฐานสารเคมีฆ่าแมลง สารเคมีกำจัดวัชพืชอีกหลายชนิด และยังใช้เป็นส่วนประกอบของวัตถุสำหรับทำความเย็น (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2536)

2.2.2 การทำคลอรีเนชัน

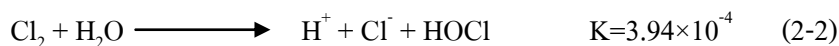
การทำคลอรีเนชัน (Chlorination) คือ การฆ่าเชื้อโรคในน้ำ (Disinfection) โดยใช้คลอรีนในการเติมในระบบประปา ถือว่าเป็นขั้นตอนสุดท้ายในกระบวนการผลิตน้ำประปา เป็นวิธีที่ใช้กันมานาน และยังเป็นที่ยอมรับในปัจจุบัน เนื่องจากราคาถูก มี Oxidizing power สูง ทำให้หยุดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียส่วนใหญ่ได้ และคงประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคในเส้นท่อได้นาน รวมทั้งง่ายในการจัดหา การวัดและควบคุมปริมาณในการใช้ สารที่ใช้ ได้แก่ แก๊สคลอรีน สารประกอบไฮโปคลอไรต์ (Hypochlorites) และ คลอรีนไดออกไซด์ (ClO₂) ปัจจัยที่ต้องพิจารณาในการทำคลอรีเนชัน มีดังนี้

1) ปฏิกริยาของคลอรีนในน้ำ (สุพร สาครอรุณ, 2530)

สมการดุลคลอรีนแก๊ส (Cl_{2(g)}) และรูปแบบของเหลว (Cl_{2(aq)}) (Cotton and Wilkinson, 1972)



เมื่อมีการเติมแก๊สคลอรีนลงไปในน้ำบริสุทธิ์จะมีปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว ดังนี้ (Rosenblast, 1975)



กรดเกลือ (HCl) สามารถแตกตัวได้อย่างสมบูรณ์กลายเป็น H^+ และ Cl^- แต่กรดไฮโปคลอรัส (HOCl) เป็นกรดอ่อนแตกตัวได้เป็นบางส่วน



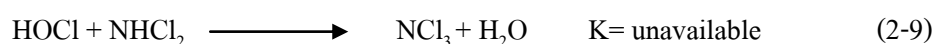
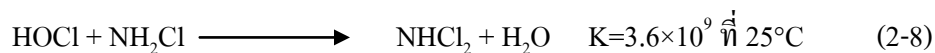
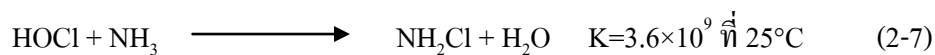
ด้วยเหตุนี้ในน้ำจึงมีคลอรีนที่อยู่ในรูปกรดเกลือที่แตกตัว HOCl, OCl^- และมีแก๊สคลอรีนเหลืออยู่ในรูปอิสระบ้างเล็กน้อย กรดที่เกิดขึ้น ทำให้ pH ของน้ำมีค่าลดลง แต่ไม่ทำให้ประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคลดลง HOCl และ OCl^- รวมเรียกว่า คลอรีนอิสระ (Free available chlorine) ซึ่งฆ่าเชื้อโรคในน้ำ ระดับการแตกตัวเป็นไอออนของกรดไฮโปคลอรัสขึ้นอยู่กับ pH ดังแสดง ในรูปที่ 2.6 จะเห็นได้ว่าถ้า pH ต่ำ น้ำจะมี HOCl มาก ถ้าน้ำมี pH สูง จะมี OCl^- มาก แต่เนื่องจาก HOCl มีอำนาจในการฆ่าเชื้อโรคสูงกว่า OCl^- หลายเท่า การทำคลอรีเนชัน ที่ pH ต่ำได้ผลมากกว่าที่ pH สูง เหตุผล เพราะว่า HOCl มี Oxidizing power สูงกว่า OCl^- และเนื่องจาก OCl^- มีประจุลบทำให้ไม่เป็นที่ต้องการของ Cell ซึ่งมีประจุลบเหมือนกัน HOCl ไม่มีประจุจึงสามารถสัมผัสกับ Cell ได้ง่ายกว่า เพราะไม่ถูกผลักการเติมสารประกอบคลอรีน เช่น แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ $[\text{Ca}(\text{OCl})_2]$ ให้กับน้ำบริสุทธิ์ จะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ดังนี้



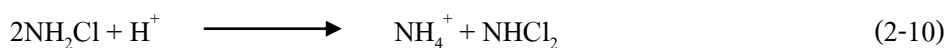
จะเห็นว่า มีคลอรีนอิสระ HOCl, OCl^- เกิดขึ้นทั้งสองตัว เช่นเดียวกับกรณีการเติมแก๊สคลอรีนให้กับน้ำ แตกต่างกันว่า $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ ทำให้น้ำมี pH สูงขึ้น แต่ Cl_2 ทำให้น้ำมีค่าลดลง

ในกรณีที่น้ำมีสารละลายหรือตะกอนแขวนลอย ปฏิกิริยาของคลอรีนจะมีเพิ่มขึ้น เนื่องจากคลอรีนสามารถทำปฏิกิริยากับสารต่างๆ ได้แทบทุกชนิด สารประกอบที่ควรพิจารณา คือ

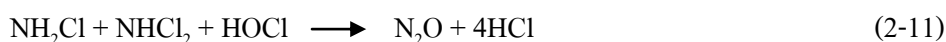
แอมโมเนีย (NH_3) เมื่อเติม คลอรีน หรือสารประกอบของคลอรีน ให้กับน้ำที่มี NH_3 (มีอยู่เองหรือเติมลงไป) กรดไฮโปคลอรัสจะทำปฏิกิริยากับ NH_3 ทำให้เกิดสารประกอบโมโนคลอรามิน (NH_2Cl), ไดคลอรามิน (NHCl_2), และไตรคลอรามิน (NCl_3) ดังนี้



อัตราส่วนระหว่างสารคลอรามินทั้งสามชนิดขึ้นอยู่กับปริมาณของตัวทำปฏิกิริยาทั้งคู่และ pH เมื่ออัตราส่วนของจำนวนโมลระหว่างคลอรีนและแอมโมเนียไม่เกิน 1:1 NHCl_2 จะเกิดขึ้นได้ ทั้งคู่ อย่างไรก็ตาม ปริมาณของสารทั้งสองขึ้นอยู่กับ pH ดังนี้



เมื่อ pH ต่ำ จะมีสาร NHCl_2 มาก แต่ถ้า pH สูงจะมีสาร NH_2Cl มากกว่า ดังรูปที่ 2.7 เมื่ออัตราส่วนระหว่างคลอรีนและ NH_3 สูงกว่า 1:1 จะมี NCl_3 เกิดขึ้น สำหรับในน้ำที่มีอยู่เล็กน้อย เมื่ออัตราส่วนระหว่างคลอรีนและ $\text{NH}_3 = 2 : 1$ จะได้ N_2O เกิดขึ้น



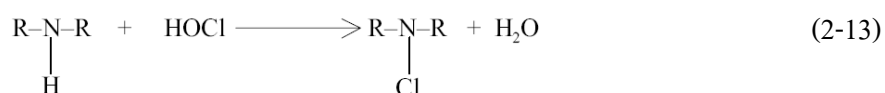
สารประกอบคลอรามินทั้งสามชนิด รวมเรียกว่า คลอรีนรวม (Combined available chlorine) ซึ่งมีอำนาจในการฆ่าเชื้อต่ำกว่าคลอรีนอิสระมาก ดังรูปที่ 2.8 แต่มีข้อดีคือ สามารถคงตัวอยู่ในน้ำได้นานกว่าคลอรีนอิสระทำให้มีอำนาจการฆ่าเชื้ออยู่ได้นาน ๆ จึงเหมาะสมสำหรับใช้ในระบบท่อส่งน้ำเพื่อให้มีคลอรีนตกค้างจนถึงมือผู้ใช้น้ำ นอกจาก NH_3 แล้ว คลอรีนจะทำปฏิกิริยากับสารรีดิวซิงเอเจนต์อื่น ๆ เช่น H_2S , Fe^{++} , NO_2 เป็นต้น บางครั้งคลอรีนจะทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ (ที่มีความเข้มข้นต่ำ) ในน้ำ เช่น phenol, Chloroform เป็นต้น ทำให้เกิดกลิ่นและรสที่น่ารังเกียจ ดังสมการข้างล่างนี้ (สุพร สาครอรุณ, 2530 ; มั่นสิน คณิตกุลเวศม์, 2526)

ก) HOCl ทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ไม่อิ่มตัวเกิดเป็นสารประกอบอินทรีย์คลอรีน ดังนี้

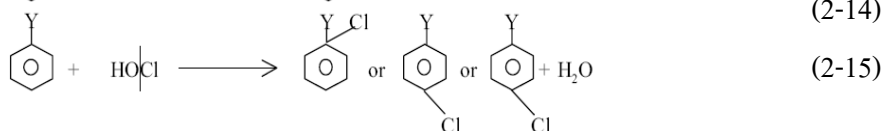
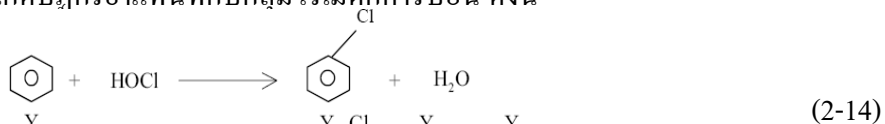


(2-12)

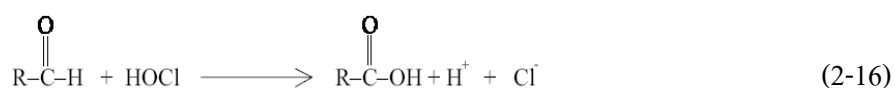
ข) แทนที่ไฮโดรเจนอะตอมเกิดสารประกอบคลอรามิน ดังนี้



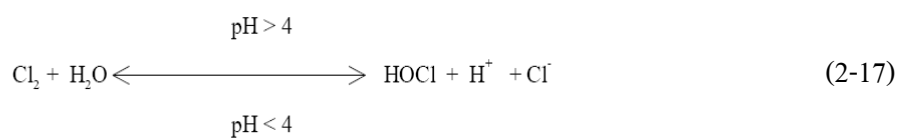
ค) เกิดปฏิกิริยาแทนที่กับกลุ่มโรเมติกคาร์บอน ดังนี้



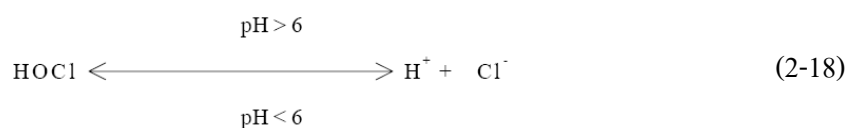
ง) เกิดปฏิกิริยา Oxidation กับสารประกอบอินทรีย์ ดังนี้



รูปที่ว่องไวของคลอรีนที่อยู่ในน้ำที่ได้รับการฆ่าเชื้อ มีได้อยู่ในรูปของ Aqueous chlorine molecule แต่จะเกิดการแตกตัวดังสมการข้างล่าง



กรดไฮโปคลอรัส เป็นกรดอ่อน สามารถแตกตัวได้อีก ดังสมการ



การแตกตัวนี้ขึ้นอยู่กับค่า pH และอุณหภูมิของน้ำ ความเข้มข้นของ HOCl และ OCl⁻ จะมีค่าเท่ากันเมื่อความเป็นกรด-ด่างของน้ำมี pH = 7.5 และอุณหภูมิ 250 °C รูปแบบอื่นเช่น H₂OCl⁺ พบว่ามีอยู่บ้างในช่วง pH ระหว่าง 5 – 9 แต่มีปริมาณน้อยมาก Chlorinium ion (Cl⁺) ถือว่าเป็นส่วนสำคัญในการทำปฏิกิริยาในสารละลายอินทรีย์ ปฏิกิริยาของ HOCl กับ Organic carbon และ Aminonitrogen จะเป็นลักษณะของสารชอบประจุด้วยกันกล่าวคือคลอรีนอะตอมจะเข้าไปมีส่วนร่วมกับอิเล็กตรอนคู่ในสารนั้นสำหรับ Chlorine residual (Cl*) จะทำปฏิกิริยาในที่ที่มีแสงสว่างทำให้เกิดเป็น Chlorine-substituted organic compounds ในกลุ่มคลอรีนอิสระ ซึ่งได้แก่ HOCl, OCl⁻, Cl₂, H₂OCl⁺, Cl⁻ จะทำปฏิกิริยา Oxidation กับ Br⁻ และ I⁻ จนได้สาร Hypobromous acid กับ Hypoiodous acid (HOBr และ HOI) อันเป็นสารสำคัญในการทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์จนเกิด Mixed-halide haloforms ต่อไป (Rosenblast, 1975)

2) ความเข้มข้นของคลอรีน

การทำคลอรีเนชันขึ้นกับปริมาณของคลอรีนที่ใช้ในการทำปฏิกิริยากับสารในน้ำเรียกว่า ความต้องการคลอรีน (Chlorine demand) ในน้ำ โดยรวมปริมาณคลอรีนที่ต้องการให้ตกค้างเพื่อสำรองไว้ฆ่าเชื้อโรคด้วย ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะทางกายภาพและเคมีของน้ำ เช่น น้ำที่มีความขุ่นหรือสารละลาย มักต้องการคลอรีนสูง เป็นต้น ส่วนระดับคลอรีนตกค้างนั้นขึ้นอยู่กับมาตรฐานน้ำประปาที่กำหนดขึ้น

3) pH

pH ต่ำเป็นสถานะที่เหมาะสมสำหรับทำคลอรีเนชัน เนื่องจากคลอรีนจะอยู่ในรูปของ HOCl ที่ pH ต่ำ ซึ่งมีอำนาจในการฆ่าเชื้อได้ดีมาก และทำให้สิ้นเปลืองคลอรีนน้อยด้วย ความสำคัญของ pH อาจดูได้จากรูปที่ 2.9

4) เวลาสัมผัส

ขึ้นอยู่กับปริมาณและชนิดของคลอรีนที่ใช้เป็นสำคัญ เช่น ถ้าใช้คลอรีนมาก เวลาสัมผัสอาจต่ำได้ แต่ถ้าใช้คลอรีนน้อยจำเป็นต้องมีเวลาสัมผัสนาน และถ้าใช้คลอรีนอิสระ เวลาสัมผัสก็ไม่

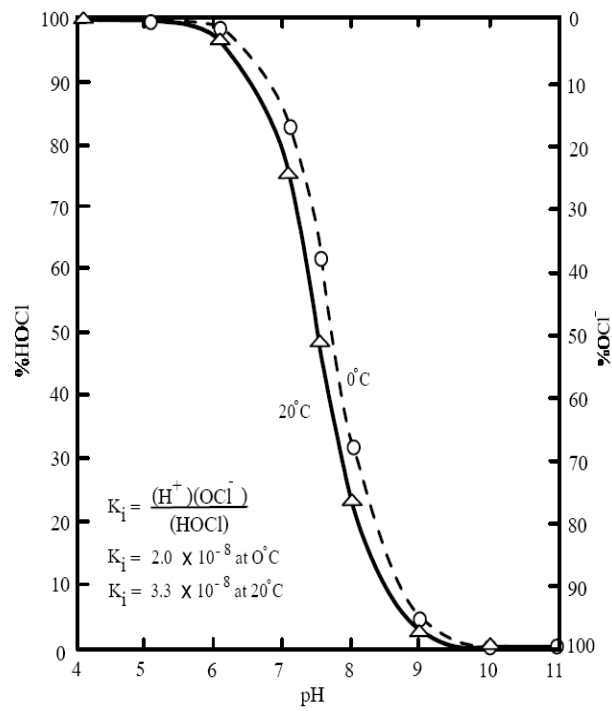
จำเป็นต้งมาก เนื่องจากคลอรีนอิสระมีอำนาจสูงฆ่าเชื้อโรคได้รวดเร็ว แต่ถ้าใช้คลอรีนรวมต้องให้มีเวลาสัมผัสนานกว่า ทั้งนี้เพื่อให้มีการฆ่าเชื้อโรคเกิดขึ้นอย่างแน่นอน

5) ความขุ่นของน้ำ

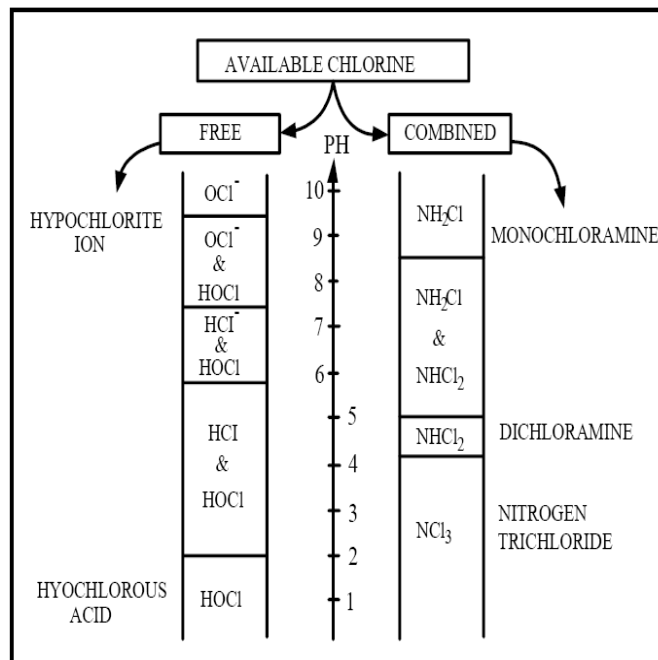
อนุภาคความขุ่น เป็นเกราะกำบังให้กับเชื้อจุลินทรีย์ ทำให้คลอรีนไม่สามารถเข้าไปสัมผัสได้ ดังนั้นการฆ่าเชื้อโรคจะให้ผลดีก็ต่อเมื่อน้ำมีความใสสูง เช่น น้ำที่ผ่านเครื่องกรองแล้ว เป็นต้น

6) Breakpoint chlorination

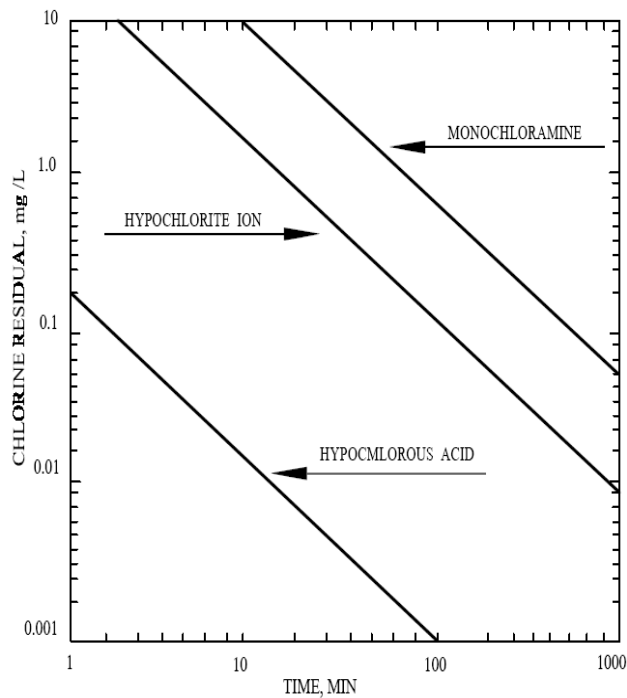
การฆ่าเชื้อโรคในน้ำด้วยคลอรีน จะได้ผลอย่างแน่นอนก็ต่อเมื่อการเติมคลอรีน จนกระทั่งมีคลอรีนอิสระตกค้าง (Free chlorine residual) ปรากฏอยู่ในน้ำ วิธีการเช่นนี้เรียกว่า Breakpoint chlorination แสดงถึงกราฟความสัมพันธ์ระหว่างคลอรีนที่เติมและปริมาณคลอรีนตกค้าง ถ้าทดลองเติมคลอรีนในปริมาณต่าง ๆ ให้กับน้ำ และวัดปริมาณคลอรีนตกค้างหลังจากเวลาสัมผัส 30 นาทีตามทฤษฎีแล้วเมื่อเติมคลอรีนให้กับน้ำบริสุทธิ์จะได้คลอรีนตกค้างเท่ากับคลอรีนที่เติม เนื่องจากไม่มีการสูญเสียคลอรีนเกิดขึ้น อย่างไรก็ตาม การเติมคลอรีนให้กับน้ำประปาที่สะอาดย่อมมีการสูญเสียคลอรีนเกิดขึ้นเสมอเนื่องจากในน้ำประปามีสารละลายที่เป็น Reducing agent เช่น Fe^{++} เป็นต้นทำให้มีคลอรีนตกค้างน้อยกว่าคลอรีนที่เติมลงไป แต่หลังจากที่เกิดปฏิกิริยากับ Reducing agent แล้ว คลอรีนที่เติมลงไปจะเท่ากับคลอรีนตกค้าง ในกรณีที่น้ำประปามีแอมโมเนียหรือสารอื่น ๆ กราฟที่ได้ จะเป็น (ดังรูปที่ 2.10) ช่วงแรกของกราฟ (ระยะ กข) มีคลอรีนตกค้างต่ำมาก เนื่องจากคลอรีนถูกสารประกอบอินทรีย์จับไว้เกือบหมด นอกจากนี้คลอรีนยังมีปฏิกิริยากับ Reducing agent ที่อยู่ในน้ำ ระยะ ขค มีปฏิกิริยาระหว่างคลอรีนกับแอมโมเนียเกิดขึ้น ทำให้ได้สารคลอรามินต่าง ๆ ซึ่งเป็นคลอรีนรวม (Combined chlorine) ด้วยเหตุนี้ แม้ว่าคลอรีนอิสระจะลดลงแต่คลอรีนรวมมีเพิ่มมากขึ้น กราฟ ขค จึงยังปรากฏให้เห็นการเพิ่มของคลอรีนตกค้าง เมื่อเติมคลอรีนเพิ่มขึ้นอีกจนเลขจุดค ปฏิกิริยา Oxidation ยังเกิดต่อไปแต่เป็นการทำลายสารประกอบคลอรามินให้กลายเป็นไนโตรเจนออกไซด์ ปริมาณคลอรีนตกค้างจึงลดลง แอมโมเนียและสารประกอบคลอรามินจะลดลงจนเหลือน้อยที่สุดที่จุด ง จุดนี้เรียกว่า Breakpoint แสดงถึงปฏิกิริยาระหว่างคลอรีนกับสารในน้ำถึงที่สุดแล้ว จากนั้นไปคลอรีนตกค้างจะอยู่ในรูปคลอรีนอิสระซึ่งใช้ฆ่าเชื้อโรค คลอรีนตกค้างจะเท่ากับคลอรีนที่เติมเมื่อถึงและเลขจุด ง ไปแล้ว (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2526 ; ไพศาล วิรกิจ, 2539)



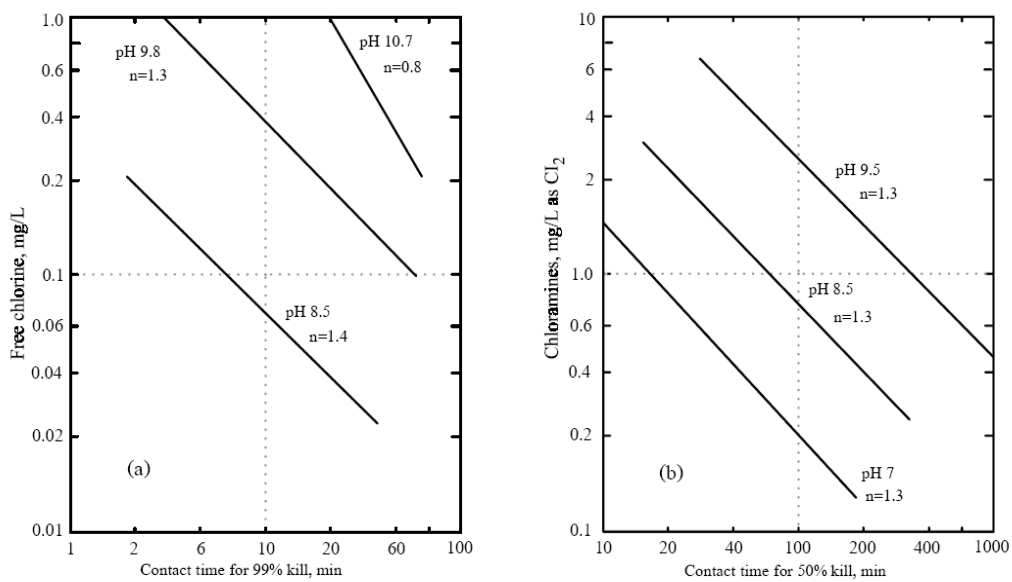
รูปที่ 2.6 การกระจาย HOCl และ OCl- ในน้ำที่พีเอชต่างๆ (มันสัน, 2526)



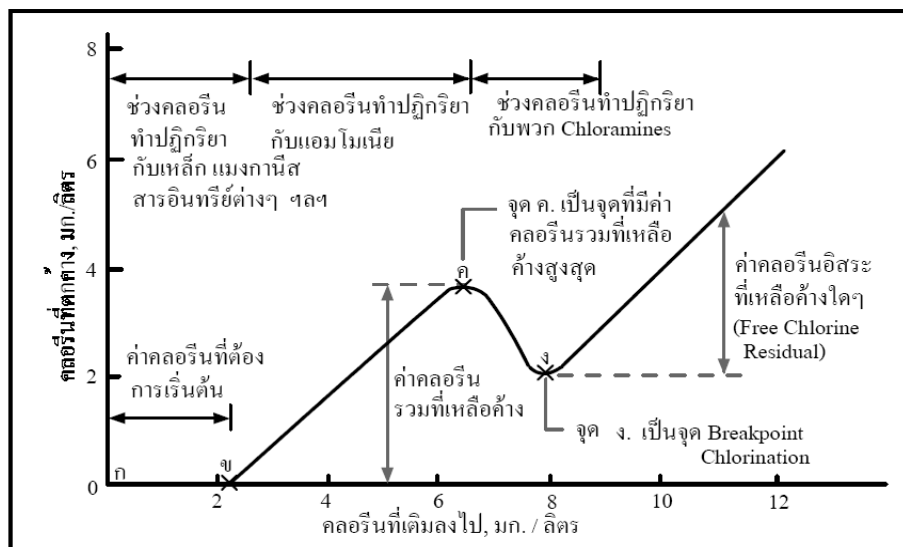
รูปที่ 2.7 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช และ สารประกอบคลอรีนชนิดต่างๆ (มันสัน, 2526)



รูปที่ 2.8 การเปรียบเทียบอำนาจในการฆ่าเชื้อโรคระหว่างคลอรีนรวมและคลอรีนอิสระ (มันสิน, 2526)



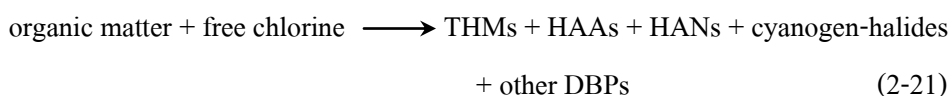
รูปที่ 2.9 ความสำคัญของพีเอชและเวลาสัมผัสในการฆ่าเชื้อโรคของคลอรีนรูปต่างๆ (มันสิน, 2526)



รูปที่ 2.10 กราฟของการเกิด Breakpoint chlorination (เกรียงศักดิ์, 2536)

2.2.3 สารตกค้างในน้ำประปาเนื่องจากการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน

Marhaba และ Washington (1998) แสดงสมการ การทำปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์กับคลอรีนอิสระ (สมการที่ 2-21) โดยปฏิกิริยาดังกล่าวก่อให้เกิดสารตกค้างจาก DBPs ได้แก่ เช่น THMs, HAAs, haloacetonitriles (HANs) และอื่นๆ แต่กลุ่มที่พบมากที่สุดคือสารในกลุ่มไตรฮาโลมีเทน ด้วยเหตุนี้งานวิจัยที่เกี่ยวข้องของกับสารตกค้างจากการฆ่าเชื้อโรคได้มุ่งศึกษาการเกิด ความเป็นพิษ การลดการเกิด และการกำจัดสารกลุ่มไตรฮาโลมีเทน



จากการศึกษาของ (Rook, 1977) พบว่า การฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนสามารถก่อให้เกิดสารตกค้างจาก DBPs อันเกิดจากการทำปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์กับคลอรีนอิสระ เช่น THMs ซึ่งประกอบด้วยคลอโรฟอร์ม (Chloroform) ไดโบรโมคลอโรมีเทน (Dibromochloroethane) โบรโมไดคลอโรมีเทน (Bromodichloromethane) และ โบรโมฟอร์ม (Bromoform)

2.3 ไตรฮาโลมีเทน

2.3.1 ลักษณะทางเคมีของสารไตรฮาโลมีเทน

THMs เป็นสารประกอบออร์แกโนฮาโลเจน (Organohalogen) ซึ่งมีชื่อเรียกเป็นส่วนหนึ่งของมีเทน โดยสูตรโครงสร้างทั่วไปของ THMs คือ CHX_3 เมื่อ X คือ อะตอมของฮาโลเจน จากสูตรโครงสร้างจะมีไฮโดรเจนอยู่ 1 อะตอม และที่เหลืออีก 3 อะตอมจะเป็นอะตอมของฮาโลเจนเช่น ฟลูออรีน, คลอรีน, โบรมีน, ไอโอดีน หรืออาจจะผสมกัน THMs จะเกิดขึ้นระหว่างกระบวนการเติมคลอรีนลงในน้ำที่มีสารอินทรีย์ สารประกอบ THMs ประกอบไปด้วย Chloroform (CHCl_3), Bromodichloromethane (CHBrCl_2), Dibromochloromethane (CHBr_2Cl), Bromoform (CHBr_3) สำหรับข้อมูลพื้นฐานทางเคมีและกายภาพของสารประกอบไตรฮาโลมีเทนแสดงในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ข้อมูลพื้นฐานทางเคมีและกายภาพของสารประกอบไตรฮาโลมีเทน

	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	Sweet, 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, carbon Trtrachloride, carbon disulfide, oils	ละลายได้	สามารถละลายได้ใน ethanol, ether และ acetone	Benzene, petroleum ether, acetone
ความดันไอที่ 20 °C	160 mm Hg	50 mm Hg	76 mm Hg	5 mm Hg

ที่มา : Toxicological Profile Information, 2004, <http://atsdr.cdc.gov/toxprofiles/>

2.3.2 ความเป็นพิษของไตรฮาโลมีเทน

เมื่อพิจารณาความเป็นพิษของสารประกอบแต่ละชนิดพบว่า ปริมาณ Chloroform ที่ได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD50) มีค่าอยู่ในช่วง 36 ถึง 1,366 mg/kg ของน้ำหนักตัว International Agency for Research on Cancer (IARC) ได้จัด Chloroform ให้อยู่ในกลุ่ม 2B ซึ่งเป็นกลุ่มที่ทำให้เกิดมะเร็งในสัตว์ทดลองแต่ไม่มีหลักฐานแน่ชัดในการทำให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ ในกรณีของ Bromodichloromethane ปริมาณ Bromodichloromethane ที่ได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD50) มีค่าอยู่ในช่วง 450 ถึง 900 mg/kg ของน้ำหนักตัว IARC ได้จัด Bromodichloromethane ให้อยู่ในกลุ่ม 2B ปริมาณ Dibromochloromethane ที่ได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD50) มีค่าอยู่ในช่วง 800 ถึง 1,200 mg/kg ของน้ำหนักตัว IARC ได้จัด Chloroform ให้อยู่ในกลุ่ม 3 ซึ่งเป็นกลุ่มซึ่งมีหลักฐานไม่แน่ชัดว่าทำให้เกิดมะเร็งในสัตว์ทดลองแต่ไม่มีหลักฐานแน่ชัดในการทำให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ (IPCS, 1994) ในกรณีของ Bromoform ปริมาณ Bromoform ที่ได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD50) มีค่าอยู่ในช่วง 1,400 ถึง 1,550 mg/kg ของน้ำหนักตัว IARC ได้จัด Bromoform ให้อยู่ในกลุ่ม 3 (IARC,1991)

สารไตรฮาโลมีเทน มีพิษต่อเซลล์ในตับและไตของหนูทดลอง เมื่อได้รับในปริมาณเท่ากับ 0.5 mmol/kg ของน้ำหนักตัว จากนั้นยังมีผลเล็กน้อยต่อระบบสืบพันธุ์ และระบบพัฒนาการ แต่มีผลต่อการเคลื่อนที่ของสเปิร์มเมื่อได้รับน้ำที่มีสาร Bromodichloromethane เป็นปริมาณ 39 mg/kg ของน้ำหนักตัวต่อวัน Bromodichloromethane ก่อให้เกิดโรคมะเร็งในตับและไตเมื่อได้รับในปริมาณที่สูงตลอดช่วงชีวิต เช่นเดียวกับกับ chloroform เมื่อถูกเติมลงไป ในน้ำมันข้าวโพด Bromodichloromethane และ Bromoform สามารถก่อให้เกิดเนื้องอกในส่วนลำไส้ใหญ่ของหนูทดลอง (International Program on chemical safety , IPCS, 2000)

จากความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทน จึงได้มีการกำหนดค่า maximum contaminant level (MCL) ของ THMs ขึ้นที่ระดับแตกต่างกันในแต่ละประเทศ ดังตารางที่ 2.5

2.3.3 กลไกการเกิดพิษของไตรฮาโลมีเทน

ในสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม THMs จะถูกดูดซึม สันดาป และถูกกำจัดออกอย่างรวดเร็ว ภายหลังจากได้รับเข้าสู่ระบบทางเดินอาหารและระบบทางเดินหายใจ เมื่อร่างกายดูดซึมจะสะสม THMs ในไขมัน ตับและไต โดยครึ่งชีวิต (half-life) ของ THMs มีค่าเท่ากับ 0.5 ถึง 3 ชั่วโมง และจะถูกกำจัดออกผ่านการสันดาปกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ สารประกอบ THMs ที่มีส่วนประกอบของ bromine จะถูกสันดาปได้เร็วกว่า Chloroform สารประกอบ THMs จะเป็นหลัก ผ่าน cytochrome P450 ซึ่งจะนำไปสู่การเกิดเป็น Dihalocarbonyls เมื่อเสร็จสิ้นกระบวนการสันดาปจะเกิดเป็นสารอนุมูลอิสระ (free radical) ซึ่งเป็นพิษต่อเซลล์และสารที่ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงลักษณะของยีนส์ (genes) (IPCS,2000)

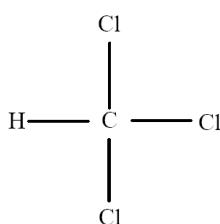
ตารางที่ 2.5 maximum contaminant level (MCL) ของแต่ละประเทศ

countries	MCL (µg/L)	อ้างอิง
US	80	USEPA, 2007
Austria	250	Iriarte-Velasco <i>et al.</i> , 2007
Canada	100	Canadian Drinking Water, 1999
Germany	50	Iriarte-Velasco <i>et al.</i> , 2007
EU countries	100	EU, 1998
Spain	150	REAL DECRETO, 2003
Italy	30	Italy, 2001
Turkish	100	TWCR, 2005

2.3.4 ความเป็นพิษของสารประกอบไตรฮาโลมีเทนแต่ละชนิด

Chloroform

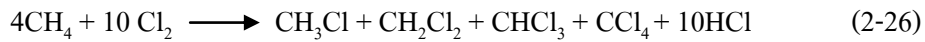
Chloroform or Trichloromethane (CHCl₃) มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 119.378 และมีสูตรโครงสร้าง



คุณสมบัติ คือ ไม่มีสี หักเหแสงได้สูง ปกติเป็นของเหลวหนัก ระเหยเป็นไอได้ง่าย มีกลิ่นเฉพาะตัวสามารถผสมเข้ากับสารต่าง ๆ เหล่านี้ได้ ได้แก่ Alcohol, Ether, Benzene, Carbon disulfide, Carbon tetrachloride แต่ละละลายได้น้อยกว่าน้ำ, ความถ่วงจำเพาะ 1.485 (20 °C), จุดเดือด 61-62 °C, จุดเยือกแข็ง - 63.5 °C, wt/gal 12.96 lb (25 °C), refractive index 1.442 มีเกิดจากปฏิกิริยาต่าง ๆ ดังนี้



และเป็นผลจากการทำ Chlorination ในน้ำที่มีสาร Methane หรือ Hydrocarbon อยู่ด้วยดัง
สมการ

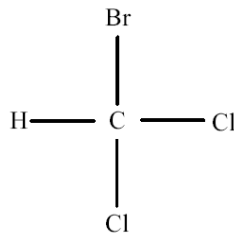


Chloroform ถูกดูดซึมได้ดีผ่านระบบทางเดินอาหาร ทางเดินหายใจและทางผิวหนัง เมื่อได้รับสารทางระบบทางเดินหายใจ จะดูดซึมสารได้ในปริมาณ 60 ถึง 80 เปอร์เซ็นต์ และสามารถซึมผ่านผิวหนังได้ในขณะอาบน้ำ Chloroform จะถูกกระจายไปทั่วร่างกายและถูกกำจัดออกในรูปแบบคาร์บอนไดออกไซด์ ในขณะที่หายใจออก Chloroform ส่วนที่เหลือจะสะสมในไขมันได้นานกว่าเนื้อเยื่อชนิดอื่น ๆ อวัยวะส่วนที่สะสม Chloroform ได้มากที่สุดคือตับและไต

ปริมาณ Chloroform ที่เมื่อได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD50) มีค่าอยู่ในช่วง 36 ถึง 13 mg/kg ของน้ำหนักตัว อาการที่เกิดจากการได้รับ Chloroform ในมนุษย์คือหมดสติ อาจถึงแก่ชีวิตจากอาการล้มเหลวของระบบทางเดินหายใจและหัวใจเต้นผิดจังหวะ อาจมีอาการเนื้อเยื่อที่ไตตายตลอดจนไตไม่สามารถทำงานได้ International Agency for Research on Cancer (IARC) ได้จัด Chloroform ให้อยู่ในกลุ่ม 2B ซึ่งเป็นกลุ่มที่ทำให้เกิดมะเร็งในสัตว์ทดลองแต่ยังไม่มีหลักฐานแน่ชัดถึงการทำให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ (IPCS,1994)

Bromodichloromethane

Bromodichloromethane หรือ Dichlorobromomethane (CHCl_2Br) มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 163.83, จุดเดือด 90.1 °C และมีสูตรโครงสร้าง

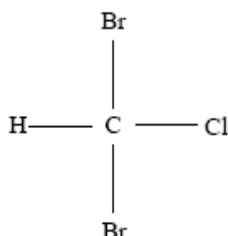


Bromodichloromethane มีพิษต่อตับและไตของหนูทดลองหลังจากได้รับภายใน 24 ชั่วโมง และพิษนั้นจะมีผลในการทำลายตับได้นานกว่า Chloroform

ปริมาณ Bromodichloromethane ที่เมื่อได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD50) มีค่าอยู่ในช่วง 450 ถึง 900 mg/kg ของน้ำหนักตัว อาการที่เกิดขึ้นในหนูทดลองหลังจากการได้รับ Bromodichloromethane คือไม่สามารถควบคุมการทรงตัวได้ ง่วงซึม หายใจช้าลง หมดสติ ตับและไตถูกทำลาย IARC ได้จัด Bromodichloromethane ให้อยู่ในกลุ่มที่ทำให้เกิดมะเร็งในสัตว์ทดลองแต่ยังไม่มีหลักฐานแน่ชัดถึงการทำให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ (IARC,1991)

Dibromochloromethane

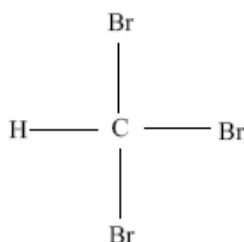
Dibromochloromethane หรือ Dibromochloromethane (CHClBr_2) มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 208.28 และมีสูตรโครงสร้าง คุณสมบัติ คือ เป็นของเหลวหนัก ไม่มีสี ใส ความถ่วงจำเพาะ 2.38 จุดเดือด 116 - 120 °C



Dibromochloromethane มีพิษต่อตับและไตของหนูทดลอง ปริมาณ Dibromochloromethane ที่เมื่อได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD50) มีค่าอยู่ในช่วง 800 ถึง 1200 mg/kg ของน้ำหนักตัว เมื่อได้รับ Dibromochloromethane ในปริมาณ 500 mg/kg ของน้ำหนักตัว จะทำให้ไม่สามารถควบคุมการทรงตัว ง่วงซึมและหมดสติ IARC ได้จัด Dibromochloromethane ให้อยู่ในกลุ่ม 3 ซึ่งมีหลักฐานไม่แน่ชัดว่าทำให้เกิดมะเร็งในสัตว์ทดลองและไม่มีหลักฐานที่แสดงถึงการเกิดมะเร็งในมนุษย์ (IARC, 1991)

Bromoform

Bromoform หรือ Tribromomethane หรือ Methyl tribromide (CHBr_3) มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 237.9, จุดเดือด 149 – 150 °C และมีสูตรโครงสร้าง



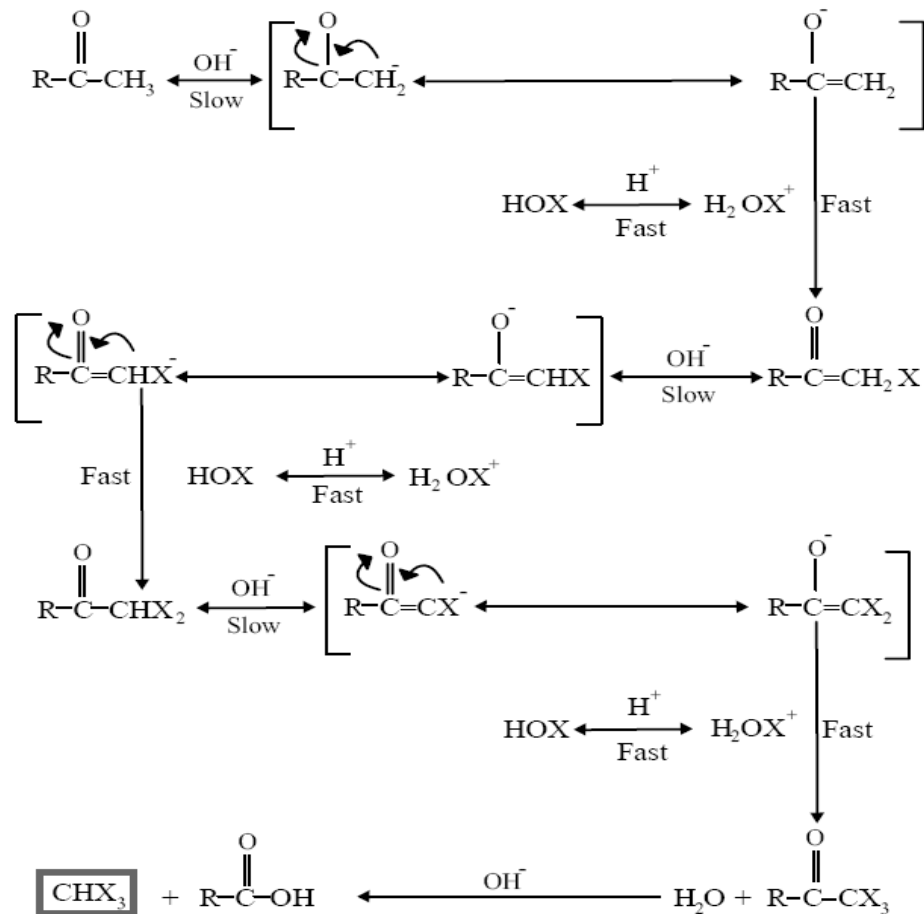
คุณสมบัติ คือ เป็นของเหลวหนัก ไม่มีสี กลิ่นและรส คล้าย Chloroform ละลายได้ใน Alcohol, Ether, Chloroform, Benzene, Naptha และละลายน้ำได้เล็กน้อย ในน้ำธรรมชาติมักจะมีธาตุ Br, I อยู่ด้วย ดังนั้นเวลาที่ Cl_2 เข้าทำปฏิกิริยาจะเกิดปฏิกิริยาเป็น CHCl_2 , CHClBr_2 , CHBr_3 , และ CHI_3

Bromoform มีพิษต่อตับน้อยที่สุด เมื่อเปรียบเทียบกับสารประกอบ THMs ที่มี bromine เป็นส่วนประกอบ ปริมาณ Bromoform ที่เมื่อได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD50) มีค่าอยู่ในช่วง 1400 ถึง 1550 mg/kg ของน้ำหนักตัว

Bromoform ทำให้เกิดเนื้องอกในลำไส้ใหญ่ IARC ได้จัด Bromoform ให้อยู่ในกลุ่ม 3 ซึ่งมีหลักฐานไม่แน่ชัดว่าทำให้เกิดมะเร็งในสัตว์ทดลองและไม่มีหลักฐานที่แสดงถึงการเกิดมะเร็งในมนุษย์ (IARC, 1991)

2.3.5 ปฏิกิริยาฮาโลฟอร์ม

Haloform reaction หมายถึง ปฏิกิริยาใด ๆ ในน้ำที่เกิดจากสารประกอบอินทรีย์ทำปฏิกิริยากับ Hypochlorous acid จนเกิดสาร THMs หรือ การทำปฏิกิริยาระหว่าง Hypochlorous acid กับสารประกอบที่มีส่วนประกอบของ Acetyl groups หรืออนุพันธ์ ปฏิกิริยานี้เริ่มต้นจากสารประกอบหรือกลุ่มของสารประกอบที่มีสูตรทั่วไปคือ $\text{CH}_3\text{CHOH-R}$ หรือ CH_3COR ซึ่งรวมถึง Ethanol, Acetaldehyde, Methyl ketone และ Secondary alcohols ซึ่งสาร Olefin ที่มีสูตรโครงสร้างทั่วไปเป็น $\text{CH}_3\text{-CH=CR}_1\text{-R}_2$ จะถูกออกซิไดซ์โดย Hypochlorous acid (HOCl) ไปเป็น First หรือ Secondary alcohols และไปเป็น Methyl ketones ก็รวมอยู่ในปฏิกิริยานี้ด้วย ส่วนที่ถูกทำปฏิกิริยาโดยคลอรีน คือ Methyl group ที่อยู่ติดกับอะตอมของคาร์บอนที่มีพันธะของ Oxygen ติดอยู่ด้วย Hydrogen อะตอม 1 ตัว ของ Methyl group และถูกแทนที่ด้วยคลอรีน 1 อะตอม จาก Hypochlorous acid (HOCl) แต่ละตัวจนกระทั่งถูกแทนที่หมดในขั้นตอนสุดท้าย Trihalogenated carbon ใน Methyl group จะถูก Hydrolysis จนได้สารประกอบ THMs เกิดขึ้น ดังรูปที่ 2.11



รูปที่ 2.11 เส้นทางของปฏิกิริยาฮาโลฟอร์ม (Trussell และ Umphres, 1978)

Humic acid และ Fulvic acid เป็นสารตั้งต้นของคลอโรฟอร์มในการทำคลอรีเนชัน ซึ่งเป็นสารในกลุ่ม THMs โดย Humic acid จะทำให้เกิดคลอโรฟอร์มในปริมาณที่สูงกว่า Fulvic acid เมื่อความเข้มข้นของทั้งสองเท่ากัน (Babcock and Singer, 1979) ดังตารางที่ 2.6 กลุ่มบนสุดของรูปที่ 2.1 หรือ Methylhydroxy aromatic ring หรือ (m-dihydroxy) แสดงโมเดลของสารประกอบ Humic คือ กลุ่มที่มักจะทำปฏิกิริยากับคลอรีน และได้ THMs เกิดขึ้น (Rook, 1977)

ตารางที่ 2.6 การทำปฏิกิริยากับสารฮิวมิกโดยคลอรีน

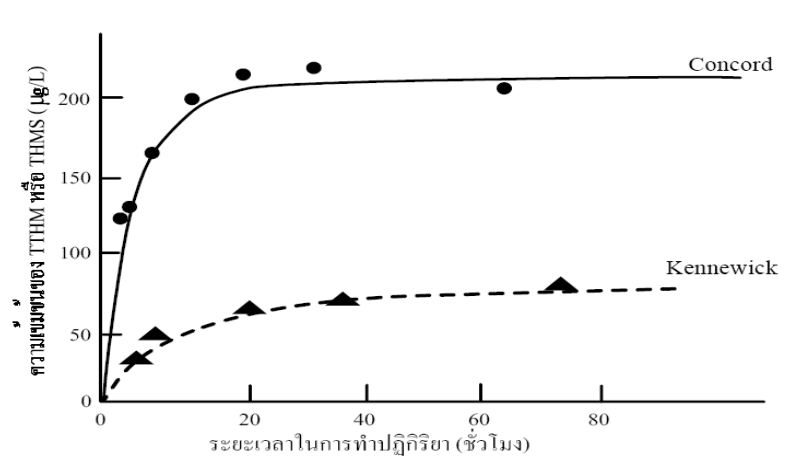
Humic compound	M. Cl ₂ Consumed M TOC Present	mM CHCl ₃ M TOC	mM CHCl ₃ M. Cl ₂ Consumed
Humic acid	1.4	13.0	9.2
Fulvic acid	0.8	6.0	7.5

2.3.6 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดไตรฮาโลมีเทน

เวลา

เวลาสัมผัสมีผลต่อประสิทธิภาพของคลอรีน โดยเมื่อระยะเวลาสัมผัสมากขึ้น ประสิทธิภาพของคลอรีนจะเพิ่มขึ้น (Department of Environment and labor, 2000) อัตราการทำปฏิกิริยาระหว่างน้ำตัวอย่างกับคลอรีน เมื่อมีการเติมคลอรีน 7 mg/L และ 10 mg/L สำหรับการเกิด THM ทั้งหมดที่ 100 µg/L จะใช้เวลา 11 ชั่วโมง และ 6 ชั่วโมง ตามลำดับ (Muttamara, 1995)

ปฏิกิริยาของการเกิด THMs ช้ามาก ส่วนใหญ่จะใช้เวลามากกว่า 24 ชั่วโมง ปฏิกิริยาจึงจะสมบูรณ์ อัตราในการเกิดไม่แน่นอนขึ้นกับ ความแตกต่างของส่วนประกอบต่าง ๆ ใน น้ำดิบที่ใช้เช่น ถ้ามีปริมาณ Bromide ในน้ำสูง ปฏิกิริยาจะเร็วและเกิด THMs ในปริมาณมาก เป็นต้น ดังรูปที่ 2.12

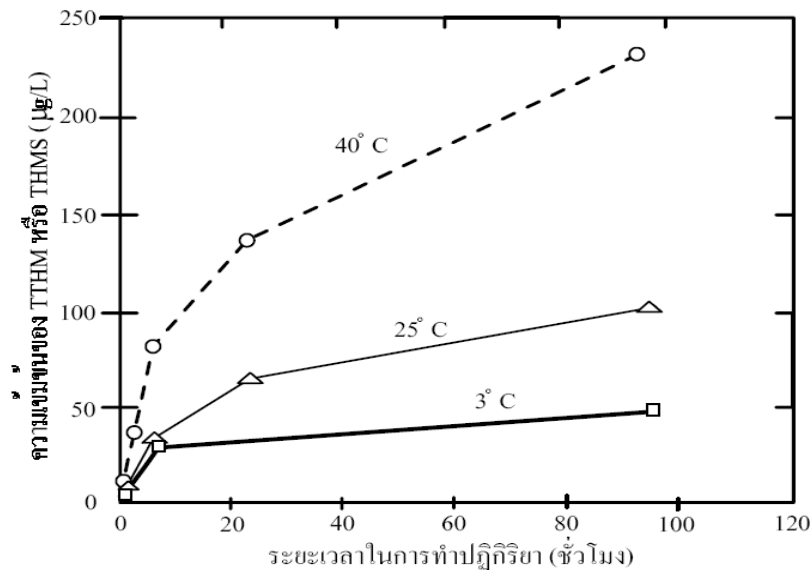


รูปที่ 2.12 อัตราการเกิด THMs ในปริมาณที่แตกต่างกันของการประปา Concord และ การประปา Kennewick ในสหรัฐอเมริกา (Trusell and Umphres, 1978)

อุณหภูมิ

ประสิทธิภาพของคลอรีนจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิของน้ำเพิ่มขึ้น (Department of Environment and labor, 2000) A.A Stevens et al. (1976) อธิบายการเกิด chloroform ที่อุณหภูมิต่าง ๆ คือ 3, 25 และ 40 องศาเซลเซียส ในกรณีที่อุณหภูมิสูงเช่น 40 องศาเซลเซียส และระยะเวลาสัมผัสนาน ความเข้มข้นของ chloroform จะเกิดขึ้นประมาณ 150 $\mu\text{g/L}$ ถึง 225 $\mu\text{g/L}$

ได้มีการทดลองที่การประปา Cincinnati เกี่ยวกับการเกิดคลอโรฟอร์มในห้องทดลอง โดยการเอาน้ำจากแม่น้ำ Ohio มาเติมคลอรีนและมีการเพิ่มอุณหภูมิในระดับต่าง ๆ พบว่าอุณหภูมิมิมีความสัมพันธ์กับการเกิด Chloroform และสัมพันธ์กับฤดูกาล ดังนั้นในการควบคุมจะต้องพิจารณาเป็นพิเศษในฤดูร้อน ซึ่งอุณหภูมิจะสูงขึ้นในระหว่างการผลิต และในระบบแจกจ่ายน้ำประปาดังรูปที่ 2.13



รูปที่ 2.13 ผลของอุณหภูมิที่มีต่อการเกิดคลอโรฟอร์ม

(Trusell and Umphres, 1978)

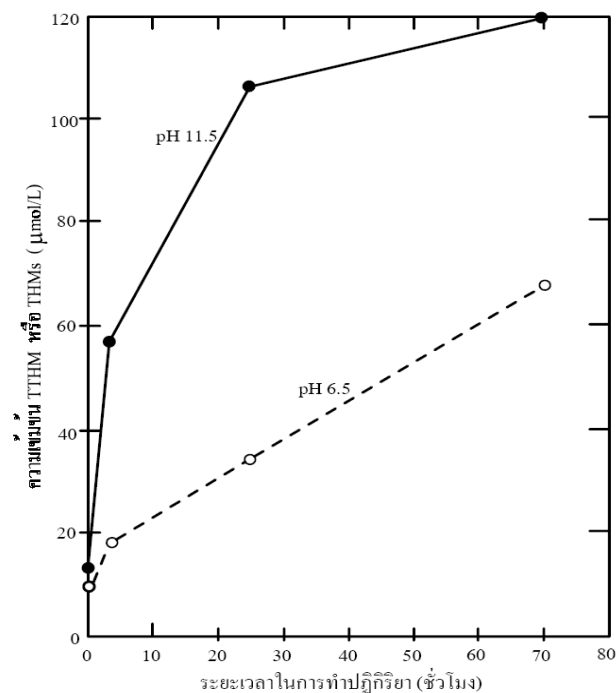
ปริมาณความเข้มข้นของ Bromide และ Iodide

ไอออนของ Bromide และ Iodide จะถูกออกซิไดซ์โดยคลอรีนในน้ำในลักษณะแทนที่ในสารอินทรีย์ จนเป็นผลให้เกิด THMs ทั้งในรูปของ Halogen ทั่ว ๆ และ mixed halogen แต่สำหรับสารฟลูออไรด์ ไม่ปรากฏการทำ ปฏิกิริยา Oxidation กับคลอรีนในน้ำเพื่อให้เกิดสารฟลูออไรด์ในรูปที่ว่องไว แต่ประการใด (Bunn et al, 1975)

สภาพความเป็นกรด-ด่างของน้ำ

มีการศึกษาวิจัยจำนวนมากที่แสดงให้เห็นว่าถ้าเพิ่มค่า pH ของน้ำให้สูงขึ้น จะทำให้อัตราการเกิด THMs ในระบบการผลิตน้ำประปาสูงขึ้นด้วยดังตารางที่ 2.7 แสดงปริมาณคลอโรฟอร์มที่เกิดจากสารอินทรีย์ตัวเดียวกันที่ระดับ pH ต่างกัน และ รูปที่ 2.14 เป็นตัวอย่างของการทดลองให้เกิด THMs โดยปล่อยให้ปฏิกิริยาเป็นไปอย่างต่อเนื่อง และมีค่าความเป็นกรด-ด่างต่างกัน ซึ่งพบว่าเมื่อระยะเวลาผ่านไปนาน ๆ การเกิด THMs เป็นไปในลักษณะเดียวกัน การเพิ่มขึ้นของอัตราการเกิด THMs โดยการเพิ่ม pH ของน้ำเป็นสิ่งที่คาดการณ์ได้เพราะปฏิกิริยา Halogen เป็นปฏิกิริยาประเภท Base catalyzed อย่างไรก็ตามถ้า นำเอาโครงสร้างของ Humic acid ที่ซับซ้อนมาเกี่ยวข้องกับตัว ก็จะทำปฏิกิริยาได้ยาก เพราะ Simple methyl ketones ซึ่งเป็นรูปแบบของการอธิบาย Haloform reaction นั้น ได้ทำปฏิกิริยาจนเกิดเป็น THMs ได้ช้ามาก

Natural Environmental Board, (1984) ได้เสนอถึงผลของ pH ต่อการเกิด chloroformภายใต้สภาวะที่อุณหภูมิ TOC และ ปริมาณคลอรีนคงที่ ความเข้มข้นของ chloroform จะลดลงเมื่อค่า pH ลดลง Stevens et al (1976) อธิบายถึงผลของ pH ต่อการเกิด THMs เมื่อมี Humic acid 1 mg/L และปริมาณคลอรีน 10 mg/L ที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส โดยวัดความเข้มข้นของ THMs ที่สภาพ pH ต่าง ๆ กันคือ 3.4, 5.2, 6.2 และ 9.2 ตามลำดับ



รูปที่ 2.14 ผลของพีเอชของน้ำต่อการเกิดคลอโรฟอร์มในน้ำภายหลังการตกตะกอนที่อุณหภูมิ 25^oC (77^oF) และใช้คลอรีนความเข้มข้น 10 mg/L

ตารางที่ 2.7 ปริมาณคลอโรฟอร์มที่เกิดจากสารอินทรีย์ตัวเดียวกัน ที่ระดับพีเอชต่างกัน
(Oliver, B.G. And Lawrence, J., 1979)

Organic	Chloroform Concentration ($\mu\text{g/L}$)	
	pH 7	pH 11
Fulvic acid	28	39
Humic acid	29	42
Tannic acid	11	61
Lignosulphonic acid	3	9
Aspartic acid	2	85
Phenol	24	31

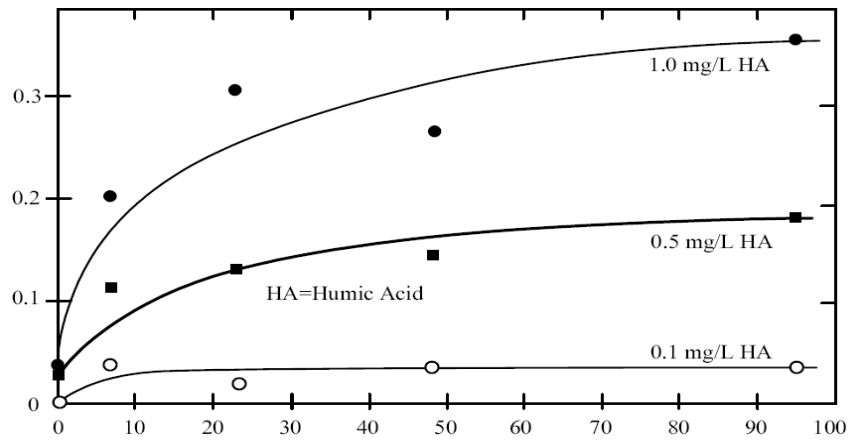
*Reaction condition ; organic 2 mg/L ; chlorine 10 mg/L ; time 24 hr.; temp. 20 °C

คุณลักษณะเฉพาะและความเข้มข้นของสารเริ่มต้น

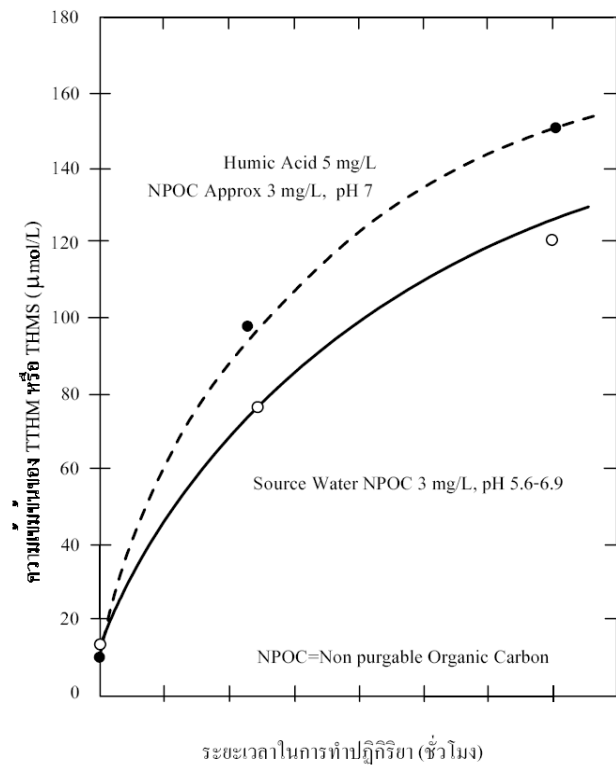
การเพิ่มความเข้มข้นของสารเริ่มต้น (Precursor) ในสภาวะปกติโดยมีปริมาณคลอรินมากเกินไปอยู่แล้ว พบว่ามีการเพิ่มขึ้นของ THMs เป็นสัดส่วนโดยตรงกับปริมาณของ Humic acid ดังรูปที่ 2.15 และรูปที่ 2.16 ซึ่งในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ Humic acid ที่มีความเข้มข้นของ NPOC (Non-purgable organic carbon) เท่า ๆ กัน จะให้ผลของ THMs เหมือน ๆ กัน อย่างไรก็ตาม เมื่อแหล่งน้ำดิบที่ใช้ต่างกัน มักจะพบว่าความเข้มข้นของ Organic carbon และ THMs ที่เกิดขึ้นจะมีความสัมพันธ์กันเพียงหยาบ ๆ เท่านั้น

อัตราการเกิดของ THMs จะมีความแตกต่างกันอย่างเห็นได้ชัดเจน ขึ้นอยู่กับสารเริ่มต้นจากการศึกษาของ (Rook, 1977) แสดงให้เห็นถึงสารเริ่มต้นที่เป็น Fulvic acid จะให้รูปแบบการเกิด THMs ที่คล้าย ๆ กับ m-dihydroxyphenyl moieties เช่น Resorcinol เป็นต้น ผลของปฏิกิริยาจะสมบูรณ์ที่สุด เมื่อความเป็นกรด-ด่างของน้ำเป็นกลางอย่างน้อย 2 ชั่วโมง อย่างไรก็ตามปฏิกิริยาดังกล่าวมักเกิดขึ้นอย่างช้า ๆ ใช้เวลา 3-4 วันขึ้นไป ดังรูปที่ 2.17

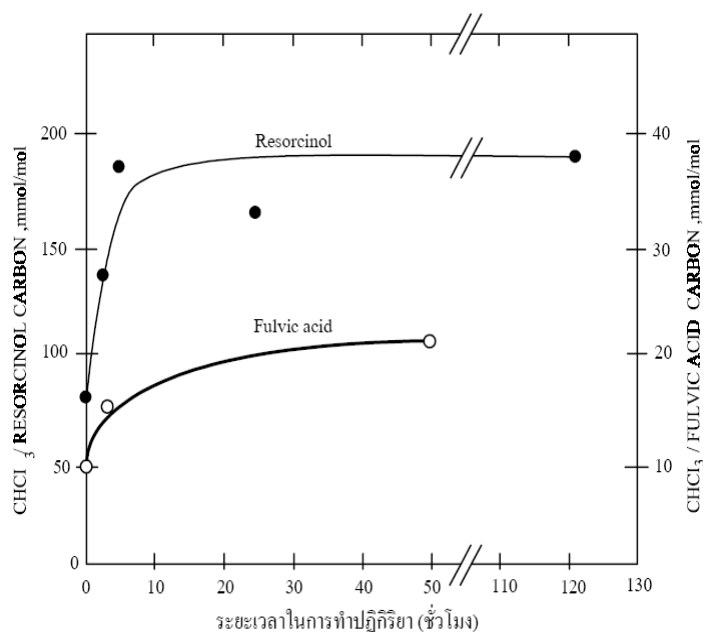
Natural Environmental Board, (1984) อธิบายถึงความสัมพันธ์ระหว่างค่า TOC ในน้ำดิบกับความเข้มข้นของ THM ทั้งหมด (TTHM) ภายหลังจากเติมคลอริน ภายใต้อุณหภูมิของปริมาณคลอริน 10 mg/L ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส และ เวลาสัมผัส 24 ชั่วโมง จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ความเข้มข้นของ THM ทั้งหมดเพิ่มขึ้น เมื่อ TOC เพิ่มขึ้น โดยค่าความเข้มข้นของ THM ทั้งหมด อยู่ในช่วงระหว่าง 1-250 $\mu\text{g/L}$ เมื่อค่า TOC อยู่ในช่วงระหว่าง 1-11 mg/L



รูปที่ 2.15 ความเข้มข้นของกรดฮิวมิกในน้ำต่อการเกิดไตรฮาโลมีเทนเมื่อใช้คลอรีนความเข้มข้น 10 mg/L ที่พีเอชของน้ำเท่ากับ 6.7 ที่อุณหภูมิ 25°C (77°F)



รูปที่ 2.16 เปรียบเทียบปริมาณความเข้มข้นของคลอโรฟอร์มที่เกิดจากการทำปฏิกิริยาระหว่างคลอรีนความเข้มข้น 10 mg/L กับกรดฮิวมิกในน้ำดิบซึ่งวัดในรูปของ NPOC



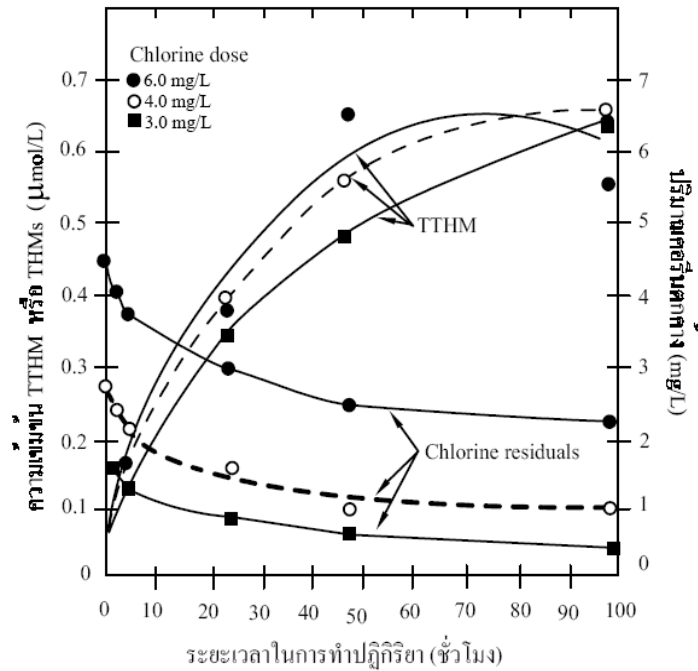
รูปที่ 2.17 เวลาในการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารที่เป็นแบบอย่างของสารเริ่มต้นของไตรฮาโลมีเทน กับคลอรีนในน้ำ (Rook, 1977)

ปริมาณสารคลอรีน

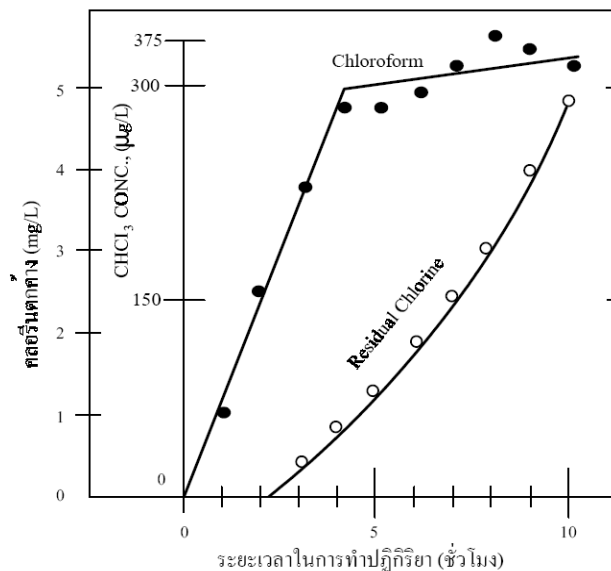
ประสิทธิภาพของคลอรีนจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีปริมาณคลอรีนเพิ่มขึ้น (Department of Environment and labor, 2000) ดังจะเห็นได้จากความสัมพันธ์ระหว่างระดับการเกิด Chloroform ในระบบแจกจ่ายน้ำกับอัตราการเติมคลอรีน โดยระดับของ Chloroform จะเพิ่มขึ้นจาก 20 $\mu\text{g/L}$ เป็น 220 $\mu\text{g/L}$ ภายหลังจากการเติมคลอรีนเพิ่มขึ้นจาก 4 mg/L เป็น 30 mg/L และที่ปริมาณคลอรีน 22 mg/L จะเกิด Chloroform ในระดับสูงที่สุด (Natural Environment board, 1984) R. Rhodes Trussell (1978) รายงานถึงผลของปริมาณคลอรีนที่ทำให้เกิด THMs ซึ่งขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของคลอรีนที่แตกต่างกันเมื่อปริมาณคลอรีน 1 mg/L และ 80 mg/L ถูกเติมลงในน้ำสังเคราะห์ซึ่งมีค่า TOC ประมาณ 0.2 mg/L พบว่าคลอรีนที่ความเข้มข้นต่ำจะเกิด THMs ได้น้อย แต่เมื่อความเข้มข้นของคลอรีนเพิ่มขึ้นเป็น 20 mg/L พบว่า THMs จะมีปริมาณเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วและมี chlorine residual เกิดขึ้น

เมื่อสารตั้งต้นอยู่ในสภาวะคงที่ อัตราการเกิด THMs มากหรือน้อยจะขึ้นอยู่กับ การเพิ่มความเข้มข้นของปริมาณคลอรีนอิสระในน้ำนั้น รูปที่ 2.18 และ รูปที่ 2.19 (Kajino and Yagi, 1980) ได้แสดงให้เห็นว่า เมื่อเติมคลอรีนจนเพียงพอกับความต้องการคลอรีนของน้ำแล้ว ถ้าเพิ่มปริมาณ Chlorine residual ลงไปอีก ก็จะมีผลต่อการเกิด THMs เพียงเล็กน้อยเท่านั้น ส่วนในการทดลองกับสารเริ่มต้นที่ได้จากน้ำดิบหลายแหล่งก็ให้ผลเช่นเดียวกัน แต่จะไม่พบการเกิด THMs จากการ ใช้ Combined chlorine (Chloramine) เลย และอาจสรุปได้ว่าความเข้มข้นของสารเริ่มต้นจะมี

ความสำคัญต่อการเกิด THMs มากกว่าปริมาณและชนิดของคลอรีนที่ใช้และเมื่อทำการเปรียบเทียบระหว่างการใช้ Free chlorine residual กับ Combined chlorine residual พบว่า อัตราการเกิด THMs มีผลมาจาก free chlorine residual เพียงอย่างเดียว



รูปที่ 2.18 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณคลอรีนตกค้างไม่มีผลต่ออัตราการเกิดไตรฮาโลมีเทนในน้ำที่พีเอชเท่ากับ 7 และอุณหภูมิ 25 °C (77°F) (Kajino and Yagi, 1980)



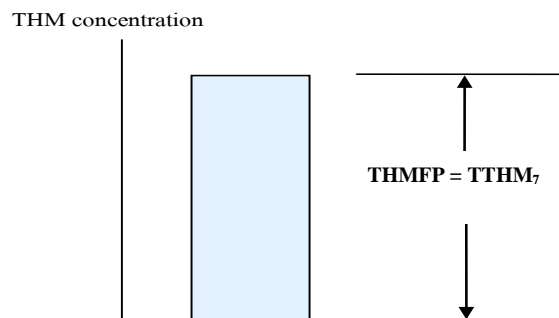
รูปที่ 2.19 เปรียบเทียบอัตราการเกิดคลอโรฟอร์มกับปริมาณคลอรีนตกค้างที่ใช้ซึ่งไม่สัมพันธ์กัน (Kajino and Yagi, 1980)

ความขุ่น

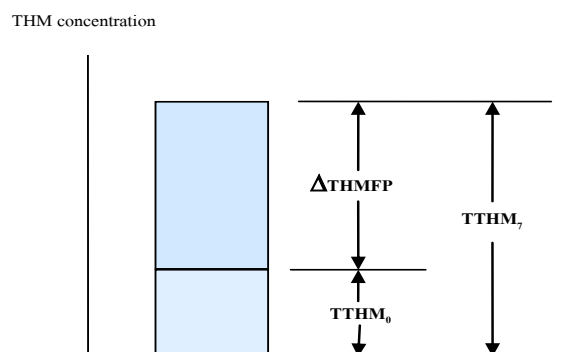
ความขุ่นจะขัดขวางการเข้าทำปฏิกิริยาระหว่างคลอรีนกับสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำซึ่งประสิทธิภาพของคลอรีนจะเพิ่มขึ้นเมื่อน้ำมีความขุ่นลดลง (Department of Environment and labor, 2000)

2.3.7 Trihalomethane formation potential (THMFPP)

THMFPP เป็นผลต่างระหว่างความเข้มข้นของค่า total trihalomethanes ณ. เวลาใดๆ ($TTHM_T$) กับค่า $TTHM_0$ ณ. เวลาที่เก็บตัวอย่าง (รูปที่ 2.20 และ 2.21) เมื่อค่า $TTHM_T$ เป็นความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 ชนิดของสารไตรฮาโลมีเทน โดยปกติจะรายงานในรูปของ $TTHM_7$ ซึ่งเป็นค่า $TTHM$ หลังจากเก็บน้ำตัวอย่างไว้เป็นระยะเวลา 7 วัน และค่า $TTHM_0$ เป็นเป็นความเข้มข้นของ THM ณ. เวลาเก็บตัวอย่างน้ำ ถ้าน้ำตัวอย่างไม่มีการเติมคลอรีนในขณะที่เก็บ $TTHM_0$ จะมีค่าเข้าใกล้ศูนย์ ค่า THMFPP จะเป็นค่า $TTHM_7$ และถ้าน้ำตัวอย่างมีการเติมคลอรีนในขณะที่ทำการเก็บจะทำให้เกิด THMs ส่วนหนึ่ง และ $\Delta THMFPP$ จะเป็นค่าที่แตกต่างกันระหว่างความเข้มข้นของ $TTHM$



รูปที่ 2.20 อธิบายการเกิด THMs ของน้ำตัวอย่างเมื่อขณะเก็บน้ำตัวอย่างไม่มี free chlorine (Standard Methods, 1995).



รูปที่ 2.21 อธิบายการเกิด THMs ของน้ำตัวอย่างเมื่อขณะเก็บน้ำตัวอย่างมี free chlorine (Standard Methods, 1995).

2.4 การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ

2.4.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติในกระบวนการผลิตน้ำประปา

สารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบการผลิตน้ำประปามาจากน้ำดิบที่นำมาใช้ในการผลิตน้ำประปาโดยส่วนใหญ่แล้วคือ สารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural Organic Matter, NOM) สารอินทรีย์ธรรมชาติที่มีในแหล่งน้ำธรรมชาติโดยทั่วไปจะเกิดจากการเจริญเติบโต หรือการเน่าเปื่อยของพืชและกระบวนการสลายตัวของจุลินทรีย์ต่างๆ โดยแหล่งที่มาของสารอินทรีย์ธรรมชาติในแหล่งน้ำมีผลต่อส่วนประกอบของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

สารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำพบอยู่ในรูปของอนุภาคคอลลอยด์หรือในรูปสารละลาย โดยทั่วไปอนุภาคสารอินทรีย์จะถูกกำจัดได้ง่ายโดยกระบวนการที่ใช้ในการผลิตน้ำประปาในปัจจุบัน เหมือนกับอนุภาคทั่วไปที่ทำให้เกิดความขุ่นในน้ำ สารอินทรีย์ละลายน้ำคือ โมเลกุลของสารอินทรีย์ที่สามารถผ่านเมมเบรนที่ขนาด 0.45 ไมโครเมตรซึ่งไม่สามารถกำจัดโดยวิธีการเดียวกันกับสารอินทรีย์โดยกระบวนการผลิตน้ำประปาได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่วนสารอินทรีย์ที่เป็นคอลลอยด์จะแตกต่างจากโมเลกุลของ สารอินทรีย์ละลายน้ำตรงที่สามารถกำจัดออกโดยใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันแบบทำให้ประจุเป็นกลาง (Charge Neutralization) (Crozes *et al.*, 1995)

สารอินทรีย์ธรรมชาติสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ส่วน คือส่วนที่เป็นฮิวมิกและส่วนที่ไม่ใช่ฮิวมิก สารอินทรีย์ธรรมชาติที่เป็นฮิวมิกจะมีสมบัติเป็นสาร hydrophobic โดยประกอบด้วย กรดฮิวมิก กรดฟัลลิก และฮิวมิน ส่วนสารอินทรีย์ธรรมชาติที่ไม่ใช่สารฮิวมิกจะมีสมบัติเป็นสาร Hydrophilic Acids โปรตีน กรดอะมิโน และคาร์โบไฮเดรต (Owen *et al.*, 1995)

2.4.2 สาเหตุที่ต้องกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติในกระบวนการผลิตน้ำประปา

ปัญหาของการมีสารอินทรีย์ธรรมชาติอยู่ในแหล่งน้ำที่ใช้ในการผลิตน้ำประปาเป็นที่ทราบกันตั้งแต่ก่อน ค.ศ. 1970 โดยงานวิจัยจะเน้นในเรื่องลักษณะสมบัติของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดื่ม และวิธีการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติออกจากแหล่งน้ำที่ใช้ในการผลิตน้ำประปา สาเหตุที่สารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นปัญหาและมีความต้องการกำจัดออก ทั้งนี้เนื่องจากสารอินทรีย์ธรรมชาติ อยู่ในแหล่งน้ำ เช่นการทำให้ความต้องการปริมาณสารฆ่าเชื้อโรคมากขึ้นในการผลิตน้ำประปา ความสามารถในการจับโลหะ (Hydrophobic organic Chemicals) ซึ่งทำให้เกิดการปนเปื้อนของสารเหล่านี้ในน้ำที่ผลิตได้ การก่อให้เกิดการกักกร่อนและการเจริญเติบโตขึ้นใหม่ของแบคทีเรียในระบบจ่ายน้ำโดยเฉพาะอย่างยิ่งเมื่อมีการใช้สารออกซิแดนท์ เช่นคลอรีนหรือโอโซน ในกระบวนการบำบัดการก่อให้เกิดกลิ่นและรสในน้ำแวนโน้มในการเป็นตัวขัดขวางการกำจัดสารปนเปื้อนอื่นๆในน้ำ และการเป็นสารที่ก่อให้เกิดสาร Disinfection By-products (DBPs) ซึ่งเป็นปัญหาที่สำคัญมากในปัจจุบัน

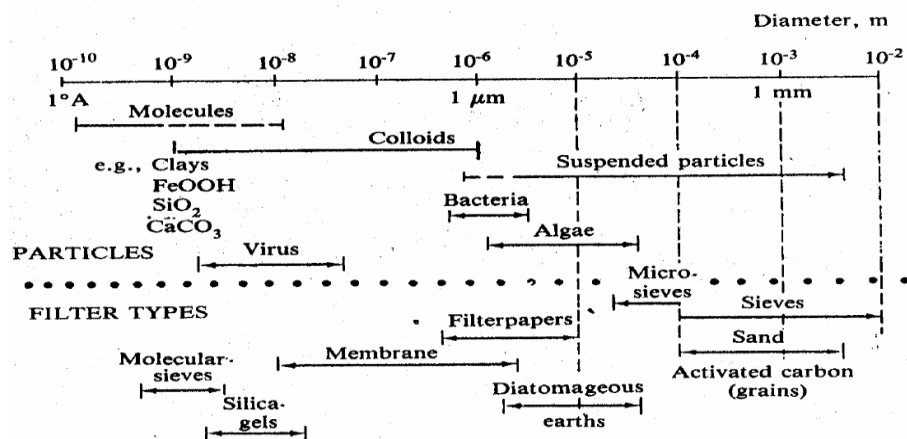
กระบวนการที่ใช้ในการผลิตน้ำประปาทั่วไปในปัจจุบันหรือที่เรียกว่า Conventional Process ซึ่งประกอบด้วย กระบวนการ โคลแอกกูเลชัน ฟล็อกกูเลชัน การตกตะกอน และการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนนั้น ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติได้เพียงพอที่จะควบคุมไม่ให้เกิดปัญหา ดังที่กล่าวมาแล้วข้างต้นได้ ในทางกลับกันอาจยิ่งเพิ่มปัญหาให้กับน้ำประปาที่ผลิตได้ ตัวอย่างเช่น ในขั้นตอนการฆ่าเชื้อโรค โดยการเติมคลอรีนให้กับน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติอยู่มาก หากการฆ่าเชื้อโรคคำนึงถึงเพียงแต่ปริมาณคลอรีนคงเหลือในน้ำประปา (Free Residual Chlorine) อาจก่อให้เกิดสาร DBPs ได้แก่ สารไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethane, THMs) ในปริมาณสูงซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งที่มีอันตราย โดยปริมาณของสารอินทรีย์ธรรมชาติในแหล่งน้ำมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นทุกปี เป็นเพราะว่าการเติบโตของเมืองและการใช้น้ำในภาคการเกษตรมีแนวโน้มมากขึ้น ด้วยเหตุนี้จึงมีความจำเป็นที่จะต้องศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติออกจากน้ำในกระบวนการผลิตน้ำประปา

2.4.3 กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ

กระบวนการโคลแอกกูเลชันและฟล็อกกูเลชัน

อนุภาคขนาดเล็ก ซึ่งเรียกว่าอนุภาคคอลลอยด์ โดยทั่วไปมีขนาดของอนุภาคอยู่ในช่วง 10^{-6} จนถึง 10^{-3} มม. (รูปที่ 2.22) เนื่องจากมีขนาดเล็กจึงไม่สามารถตกตะกอนได้ด้วยน้ำหนักของตัวเอง ในเวลาจำกัด นอกจากนี้อนุภาคคอลลอยด์เมื่ออยู่ในน้ำจะมีประจุประจําตัว โดยพวกที่ชอบน้ำ (Hydrophilic) จะมีประจุบวก เช่น สารอินทรีย์, สบู่ หรือสารจําพวก Detergent ส่วนพวกที่ไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic) มักจะมีประจุเป็นลบ เช่น อนุภาคของดินเหนียว และเนื่องจากอนุภาคดังกล่าวมีประจุทำให้อนุภาคที่มีประจุชนิดเดียวกันเกิดแรงผลักระหว่างอนุภาค ทำให้อนุภาคเหล่านั้นมีเสถียรภาพสูง ดังนั้นการทำให้อนุภาคต่างๆรวมตัวกันและจับกันเป็นก้อนจะมีขั้นตอน 2 ขั้นตอนคือ (มันสิน, 2537)

1. ทำลายเสถียรภาพ (Destabilization) ของอนุภาคคอลลอยด์ โดยกลไกวิธีใดวิธีหนึ่งดังนี้



รูปที่ 2.22 การจำแนกขนาดของสารต่างๆในน้ำ (มันลิน, 2537)

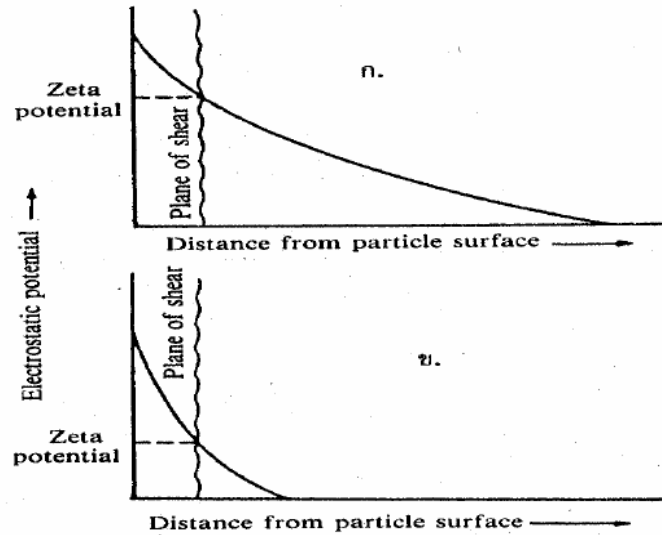
1.1 กลไกลดความหนาของชั้นกระจาย (Diffuse Layer) โดยการเพิ่มประจุตรงกันข้ามกับ คอลลอยด์ในชั้นกระจายให้มากขึ้น ซึ่งจะหาค่าศักย์ไฟฟ้า (Zeta Potential) ที่ผิวนอกสุดของน้ำลดตามไปด้วย (รูปที่ 2.23) การทำลายเสถียรภาพโดยการลดความหนาของชั้นกระจายด้วยการเติมสารละลายของเกลือต่างๆมีข้อที่น่าสนใจดังนี้

- ปริมาณสารตัวนำไฟฟ้า (ที่มีไอออนประจุบวก) ที่เติมเพื่อทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ด้วยวิธีลดความหนาของชั้นกระจาย ไม่ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของคอลลอยด์
- ไม่ว่าจะเติมไอออนบวกมากเพียงใด จะไม่สามารถทำให้คอลลอยด์เปลี่ยนประจุไฟฟ้าจากลบเป็นบวก (Charge Reversal) (รูปที่ 2.24)

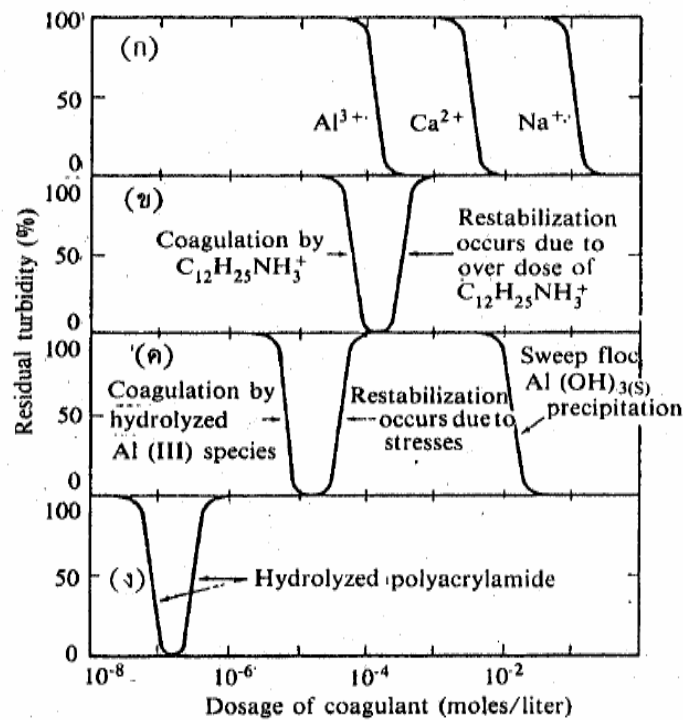
1.2 กลไกดูดซับและทำลายประจุของอนุภาคคอลลอยด์ (Adsorption and Charge Neutralization) โดยใช้สารเคมีบางหมู่ที่มีความสามารถให้ประจุตรงกันข้ามกับอนุภาคคอลลอยด์และดูดซับได้ ซึ่งจะมีผลในการลดศักย์ไฟฟ้าของคอลลอยด์ ซึ่งเป็นการทำลายเสถียรภาพนั่นเอง

1.3 กลไกการสร้างผลึกขึ้นมาเพื่อให้อนุภาคคอลลอยด์มาเกาะจับ (Sweep Coagulation) เช่น การใส่สารส้มให้เกิดผลึก $Al(OH)_3$ เหมือนวุ้นสีขาว เพื่อให้อนุภาคมาเกาะแล้วรวมกันเป็นฟล็อกได้ กลไกการใช้ผลึกสารอินทรีย์ในการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์มีลักษณะที่แตกต่างจากกลไก 2 แบบแรกคือ ปริมาณโคแอกกูแลนต์ที่เหมาะสม (Optimum Dosage) แปรผกผันกับความเข้มข้นของคอลลอยด์ กล่าวคือ น้ำที่มีความขุ่นน้อยต้องใช้โคแอกกูแลนต์จำนวนมากจึงจะเกิดโคแอกกูแลนต์ได้ดี ในทางตรงกันข้ามน้ำที่มีความขุ่นสูงอาจใช้โคแอกกูแลนต์น้อยกว่า เหตุผลคือน้ำที่มีความขุ่นต่ำจะมีโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคน้อย ดังนั้นแม้ว่าการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์จะเกิดขึ้นแล้วก็ตาม โคแอกกูแลนต์อาจไม่เกิดได้ดีเท่าที่ควร การใช้โคแอกกูแลนต์ปริมาณสูงก็เพื่อสร้างผลึกจำนวนมากๆสำหรับเป็นสารเป่าสัมผัสให้กับอนุภาคคอลลอยด์ แต่ในกรณีที่น้ำมีความขุ่นสูง โอกาสสัมผัสย่อมมีมาก จึงไม่จำเป็นต้องอาศัยเป่าสัมผัสจากภายนอกมากเท่ากับกรณีแรก

1.4 กลไกสร้างสะพานเชื่อมต่ออนุภาคคอลลอยด์ โดยใช้สารโพลีเมอร์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ เมื่อใส่ลงในน้ำจะให้ไอออนเป็นจำนวนมากเพื่อเกาะจับกับอนุภาคคอลลอยด์และยังมีแขนเชื่อมติดกับอนุภาคคอลลอยด์ตัวอื่นๆเพื่อทำให้เกิดฟล็อก



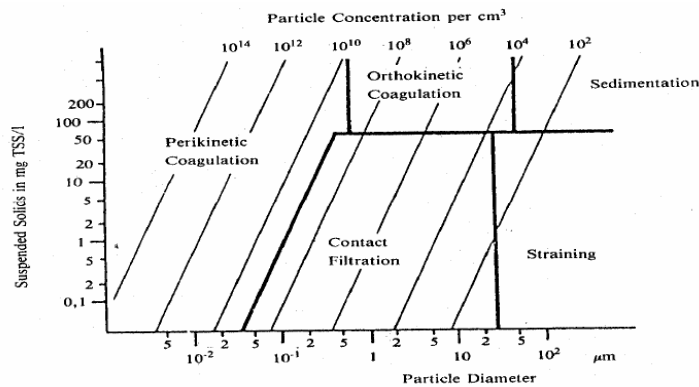
รูปที่ 2.23 ผลของการเติมไอออนที่มีประจุตรงกันข้ามให้กับคอลลอยด์ (ก) ก่อนเติมไอออน (ข) หลังจากการเติมไอออนแล้ว(มันสัน, 2537)



รูปที่ 2.24 การเปรียบเทียบปริมาณโคแอกกูแลนต์ ที่ใช้ในการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ด้วยกลไกแบบต่างๆ แสดงว่า ก) ซึ่งเป็นการลดความหนาของชั้นกระจายด้วย Al^{3+} , Ca^{2+} และ Na^{+} ต้องการสารเคมีมากที่สุด ส่วนแบบ (ง) ซึ่งเป็นการใช้โพลิเมอร์เป็นตัวเชื่อมโยง (สะพาน) ให้อนุภาคคอลลอยด์มารวมตัวกัน มีความต้องการสาร โคแอกกูแลนต์น้อยที่สุด (มันสัน, 2537)

2. ทำให้อนุภาคคอลลอยด์ทั้งหมดเสถียรภาพ แล้วเคลื่อนที่มาสัมผัสและเกาะจับกันเป็นกลุ่มก้อนหรือฟล็อกคูเลชัน (Flocculation) วิธีการสร้างสัมผัสให้อนุภาคมีหลายวิธี (รูปที่ 2.25) ดังนี้

2.1 ทำให้อนุภาคคอลลอยด์เคลื่อนที่ไปมาในน้ำจนกว่าจะมีการสร้างสัมผัสเกิดขึ้น วิธีปฏิบัตินี้เป็นที่นิยมมากที่สุด คือ กวนน้ำให้เคลื่อนที่ในลักษณะที่ส่วนต่างๆของน้ำมีอัตราเร็วในการไหลแตกต่างกัน เป็นเหตุให้อนุภาคต่างๆมีอัตราเร็วในการเคลื่อนที่ไม่เท่ากันจึงมีการสัมผัสเกิดขึ้น การเคลื่อนที่ของน้ำต้องไม่รวดเร็วจนเกินไป มิฉะนั้นแล้วฟล็อกที่เกิดขึ้นอาจแตกหรือหลุดออกจากกันได้วิธีนี้เป็นวิธีธรรมดาที่นิยมใช้กันทั่วไป ซึ่งอุปกรณ์ในการสร้างสัมผัสหรือสร้าง ฟล็อกคูเลชันเรียกว่า ถังกวนช้า และวิธีการสร้างสัมผัสแบบนี้มีชื่อเทคนิคว่า Orthokinetic Flocculation อนุภาคคอลลอยด์ที่มีฟล็อกคูเลชันแบบนี้ควรมีขนาดใหญ่กว่า 0.1 – 1 ไมครอนและมีความเข้มข้นไม่น้อยกว่า 50 มก./ล.



รูปที่ 2.25 เภทท์ที่เหมาะสมสำหรับการสร้างสัมผัสระหว่างอนุภาคต่างๆทั้ง 5 ประเภท (มันสิน, 2537)

2.2 การสัมผัสของอนุภาคคอลลอยด์ อาจเกิดขึ้นได้เองโดยอาศัยการเคลื่อนที่แบบบราวเนียน ซึ่งเกิดขึ้นเนื่องจากอนุภาคคอลลอยด์กระทบกันเองหรือถูกชนโดยโมเลกุลของน้ำ เนื่องจากการเคลื่อนที่ของโมเลกุลของน้ำขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ การสัมผัสแบบนี้จึงขึ้นอยู่กับอุณหภูมิด้วย จึงอาจกล่าวได้ว่าการเคลื่อนที่แบบบราวเนียนเรียกว่า Perikinetic Flocculation

2.3 การสัมผัสระหว่างอนุภาคเกิดขึ้น เนื่องจากการตกตะกอนที่มีอัตราไม่เท่ากันของอนุภาคต่างๆ ฟล็อกคูเลชันด้วยวิธีนี้เกิดขึ้นพร้อมๆกับการตกตะกอน ทำให้สามารถกำจัดอนุภาคคอลลอยด์ออกจากน้ำได้เลย อนุภาคที่สามารถสร้างฟล็อกคูเลชันแบบนี้ได้ต้องมีขนาดใหญ่กว่า 5 ไมครอน และมีความเข้มข้นไม่น้อยกว่า 50 มก./ล. ในทางปฏิบัติอนุภาคที่มีขนาดดังกล่าวอาจเกิดฟล็อกคูเลชันมาก่อนแล้วครั้งหนึ่ง เมื่อมาถึงการตกตะกอนจึงเกิดฟล็อกคูเลชันอีกในขณะที่มีการตกตะกอน

2.4 ในกรณีที่อนุภาคคอลลอยด์มีขนาดใหญ่กว่า 0.1 –1 ไมครอน แต่เล็กกว่า 5 ไมครอนและมีความเข้มข้นน้อยกว่า 50 มก./ล. ฟล็อกคูเลชันอาจเกิดขึ้นโดยการสร้างสัมพัทธ์แบบ Orthokinetic Flocculation แต่อาจเกิดขึ้นช้าเนื่องจากโอกาสสัมพัทธ์น้อย วิธีแก้ไขอาจกระทำดังนี้

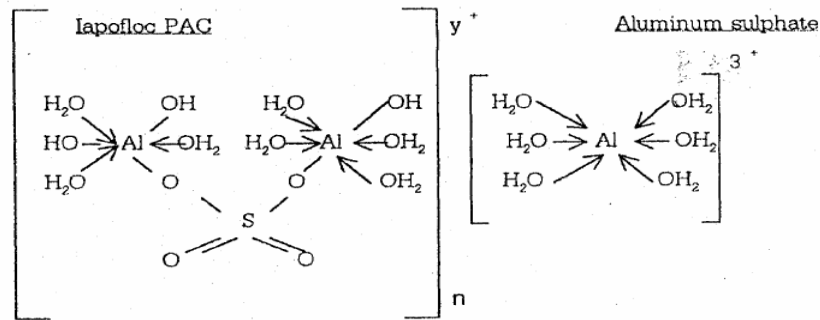
2.4.1 ใช้ถังกรองทรายแบบกรองเร็วหรือถังกรองแบบ 2 ชั้น ชั้นกรองช่วยเพิ่มอัตราสัมพัทธ์ให้และยังบังคับให้อนุภาคต่างๆเคลื่อนที่เข้ามาชิดกันด้วย การใช้ถังกรองช่วยสร้างฟล็อกคูเลชันเช่นนี้เรียกว่ากรองสัมพัทธ์ (Contact Filtration) แต่เนื่องจากช่องว่างในชั้นกรองมีจำกัด วิธีนี้จึงใช้ได้กับอนุภาคที่มีความเข้มข้นไม่เกิน 50 มก./ล. การใช้กรวดขนาดเล็กแทนทรายอาจเพิ่มปริมาตรช่องว่างได้แต่เป็นการลดพื้นที่สัมพัทธ์ ดังนั้นจึงอาจได้ผลในทางฟล็อกคูเลชันไม่ดีเท่าชั้นทราย

2.4.2 ใช้อนุภาคที่จับตัวกันเป็นฟล็อกแล้วเป็นเป้าสัมพัทธ์ให้กับอนุภาคใหม่ ในทางปฏิบัติสามารถกระทำได้ 2 วิธีคือ ทำให้ฟล็อกจับตัวกันเป็นชั้นสลัดจ์ (Sludge Blanket) และบังคับให้อนุภาคคอลลอยด์เคลื่อนที่ผ่านชั้นสลัดจ์ อีกวิธีหนึ่งคือนำเอาฟล็อกกลับคืนมาผสมกับอนุภาคคอลลอยด์จากนั้นจึงสร้างสัมพัทธ์ตามแบบ Orthokinetic Flocculation ไปตามปกติ การใช้ถังตกตะกอนแบบ Solids Contact Clarifier ก็ใช้หลักนี้

2.5 ในกรณีที่อนุภาคคอลลอยด์มีขนาดใหญ่กว่า 3 ไมครอนแต่มีความเข้มข้นต่ำ การสร้างสัมพัทธ์อาจใช้วิธีการองได้เช่นกัน แต่สารกรองที่ใช้ควรมีขนาดใหญ่กว่าทราย

กลไกโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอลูมิเนียมคลอไรด์

โพลีอลูมิเนียมคลอไรด์ (Polyaluminum chloride, PACl) เป็นสารสร้างตะกอนที่นิยมใช้กันตั้งแต่ปี ค.ศ. 1970 เป็นต้นมา โดยเป็นที่นิยมใช้ในประเศญี่ปุ่นและบางประเทศในทวีปยุโรป PACl ถูกเตรียมขึ้นโดยอลูมิเนียมที่เป็น Al_2O_3 นี้จะทำปฏิกิริยากับ HCl ที่อุณหภูมิสูงเพื่อให้รวมตัวเป็น $AlCl_3$ หลังจากนั้นจะทำปฏิกิริยากับเบสที่อุณหภูมิและความดันสูง เพื่อให้รวมตัวเป็นอลูมิเนียมโพลีเมอร์ ซึ่งเมื่อเติมสารส้มลงไปในสารละลายนี้ สารส้มจะไปลดความเข้มข้นของ Al_2O_3 ให้เหลือ 10–11 % และเติมซัลเฟตลงไปเพื่อไปทำ หน้าที่เป็นสะพานเชื่อมระหว่างอลูมิเนียม 2 อะตอม สูตรทั่วไปของ PACl คือ $Al_n(OH)_mCl_{3-n}$ ดังรูปที่ 2.26 แสดงโครงสร้างทางเคมีของ Lapofloc PACl และ alum (Hundt และ O'Melia, 1988; Viraraghavan และ Wimmer, 1988) เมื่อ PACl ละลายน้ำจะไฮโดรไลซ์ทันทีเป็นอลูมิเนียมเชิงซ้อนมากมาย ซึ่งตัวที่ประสิทธิภาพมากที่สุดคือ $[Al_3O_4(OH)_2]^{+7}$ หรือ Al^{+13} ซึ่งการรวมตัวเป็นอลูมิเนียมตัวนี้ขึ้นอยู่กับระดับการรวมตัวของค่ากับกับสารละลายอลูมิเนียมชนิดและความเข้มข้นของค่า ความเข้มข้นของสารละลายอลูมิเนียมคลอไรด์, อุณหภูมิซึ่งปัจจัยที่สำคัญที่สุดคือปริมาณของค่าที่เติมลงไปและระดับของความปั่นกลาง



รูปที่ 2.26 โครงสร้างทางเคมีของ lapofloc PACI และ Alum (Viraraghavan และ Wimmer, 1988)

Kawamura (1976) รายงานว่าปัจจัยที่สำคัญที่สุดสำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชัน คือ ชนิดและปริมาณของสารโคแอกกูแลนต์ที่ใช้ โดยในปัจจุบันเกลืออลูมิเนียม (Aluminum salt) ยังคงใช้ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และกระบวนการโคแอกกูเลชันของเกลืออลูมิเนียมจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของเกลือในน้ำดิบ พีเอช อุณหภูมิ ชนิดและขนาดของอนุภาค การกวนผสม และความเข้มข้นของสารโคแอกกูแลนต์ นอกจากนี้การใช้โพลีเมอร์เป็นสารโคแอกกูแลนต์ที่มีข้อดีกว่าการใช้สารเคมีอื่น เนื่องจากสามารถใช้ในปริมาณที่น้อยลง เกิดสลัดจ์ (Sludge) น้อยและยังลดปัญหาเรื่องการปรับพีเอชและความเป็นด่าง (Alkalinity) ในน้ำอีกด้วย (Kawamura, 1976) สอดคล้องกับ Shea และคณะ (1971) โดยรายงานว่าการใช้สารส้มเป็นสารโคแอกกูแลนต์ในระบบกรองส้มฝัสดจะทำให้ได้สลัดจ์ (Sludge) เพิ่มมากขึ้นเนื่องมาจากการตกตะกอนของอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ นอกจากนั้นยังศึกษาเปรียบเทียบกับการใช้โพลีอิเล็กโทรไลต์เป็นสารโคแอกกูแลนต์ซึ่งพบว่าจะใช้สารโพลีอิเล็กโทรไลต์ในปริมาณที่น้อยกว่า และสลัดจ์ที่เกิดขึ้นจะมาจากของแข็งแขวนลอยทั้งหมดที่อยู่ในน้ำดิบเดิมนั่นเอง นอกจากนี้การใช้สารโคแอกกูแลนต์ต่างชนิดกันมีผลต่ออัตราการกรองของระบบกรอง Adin และ Rebbun (1974) ศึกษาพบว่าการใช้สารส้มเป็นสารโคแอกกูแลนต์เพียงสารเดียวในระบบกรองส้มฝัสดให้ประสิทธิภาพควรมีอัตราการกรองอยู่ในช่วง 5-10 ลบ.ม./ตร.ม.-ชม. แต่การใช้โพลีอิเล็กโทรไลต์ประจุบวกเป็นสารโคแอกกูแลนต์นั้นสามารถกรองในอัตราการกรองที่สูงได้ถึง 20 ลบ.ม./ตร.ม.-ชม. นอกจากนี้ พรชัย (2515) ทำการศึกษาการนำเครื่องกรองแบบหลายชั้นมาใช้กำจัดความขุ่นของน้ำดิบที่มีความขุ่นไม่เกิน 5 NTU โดยไม่เตรียมน้ำก่อนกรองพบว่าประสิทธิภาพการกรองมีเพียง 40 เปอร์เซ็นต์ แต่เมื่อใช้ สารส้มเตรียมน้ำก่อนกรองพบว่าสามารถกำจัดความขุ่นได้มากขึ้น

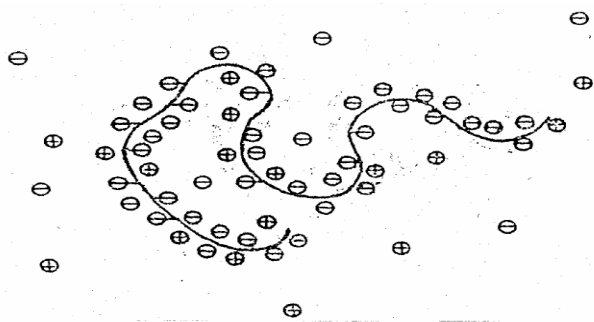
ความเป็นกรดหรือด่างของน้ำมีผลต่อกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดย Dempsey และคณะ (1985) พบว่า Polyaluminium Chloride (PACI) ใช้ได้ดีกว่าสารส้มเมื่อ pH สูงกว่าหรือต่ำกว่า pH ที่เหมาะสมของสารส้ม และ PACI ยังมีประสิทธิภาพดีกว่าสารส้มเมื่ออุณหภูมิของน้ำต่ำ ที่ความเข้มข้นของสารแขวนลอยต่ำถึงปานกลางพบว่า PACI เป็นสารโคแอกกูแลนต์ที่ดีกว่าสารส้ม

โดยเฉพาะที่ pH ที่น้อยกว่า 5 และมากกว่า 7 Kawamura และ Trussell (1991) กล่าวว่าประสิทธิภาพของ PACI ขึ้นอยู่กับคุณภาพของน้ำดิบและค่อนข้างได้ผลในน้ำที่มีความเป็นด่าง (Alkalinity) ต่ำ ความขุ่นสูง (> 30 NTU) โดยเฉพาะในสภาพอากาศหนาว แต่มีข้อเสียตรงที่ PACI มีราคาแพงมากกว่าสารส้มถึงแม้ว่าจะใช้ในปริมาณที่ต่ำกว่า

การใช้สารช่วยสร้างตะกอน

โพลีเมอร์สามารถแบ่งได้อย่างกว้างๆ 2 ชนิด คือ

1. โพลีเมอร์ที่ได้จากธรรมชาติ ใช้ในการปรับปรุงคุณภาพน้ำมีหลายชนิด เช่น เซลลูโลส (Cellulose), เจลาติน (Gelatin) และแป้ง (Starch)
2. โพลีเมอร์ที่ได้จากการสังเคราะห์ ในปี ค.ศ.1979 ได้มีการสังเคราะห์โพลีเมอร์ขึ้นอย่างสมบูรณ์ และนิยมใช้กันอย่างกว้างขวาง Polyacrylamide ที่สร้างขึ้นจาก monomer ที่รวมกันเป็นสายโซ่ยาวจำนวนโมเลกุลจะประกออบค้ำวนน้ำหนักโมเลกุลในปริมาณเป็นล้านหน่วยแสดงดังรูปที่ 2.27



รูปที่ 2.27 แสดงรูปร่างโพลีเมอร์ประกอบด้วยน้ำหนักโมเลกุลในปริมาณล้านหน่วย (USEPA, 1979)

องค์ประกอบและรูปแบบทางด้านกายภาพของโพลีเมอร์มีรูปร่างเป็นโซ่ยาว (long chain) เป็นสารเคมีชนิดพิเศษ สามารถสังเคราะห์ขึ้นได้อย่างสมบูรณ์จาก monomers หลากๆ อันรวมกันหรือสามารถทำได้จากการเพิ่มสารเคมีลงไปเพื่อเพิ่มน้ำหนักของ monomers ซึ่งเป็นตัวแบ่งประเภทของโพลีเมอร์ ที่เกิดขึ้น ดังนั้น monomer จึงเป็นส่วนประกอบหนึ่งของ โพลีเมอร์ แขนของ monomer ค่อนข้างกว้างจึงใช้ในการสังเคราะห์สารอินทรีย์โพลีเมอร์ เช่น acrylamide สารอินทรีย์สังเคราะห์โพลีเมอร์ สามารถแบ่งเป็นชนิดต่างๆคือ

- Cationic Polymer มีประจุบวกบนส่วนของสารอินทรีย์ ระดับของประจุบนโพลีเมอร์ขึ้นอยู่กับจำนวนอ็อกซิเจนของ nitrogen groups มีประสิทธิภาพสูงในการปรับสภาพตะกอนซึ่งมีประจุลบ ตัวอย่าง Cationic Polymer เช่น polydiallyldimethyl ammonium (PDADMA, cat-floc) สารรวมตะกอน polyacrylamide ประเภท cationic เตรียมได้โดยการ

เปลี่ยนแปลงรูปแบบสารเคมีชนิด non-ionic - polyacrylamide หรือเป็นการรวม cationic monomer ด้วย acrylamide polymer ชนิด cationic polymer จะนิยมใช้ในงานปรับสภาพตะกอน เนื่องจากของแข็งในน้ำตะกอนสดนั้น มีประจุลบ

- Anionic Polymer มีประจุลบบนส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ จำนวนประจุลบขึ้นอยู่กับจำนวนกลุ่มของ acrylamide ที่ละลายอยู่ใน acrylic acid ชนิดของ anionic polymer เช่น polyacrylamide acid(PAA), hydrolyzed polyacrylamide(HPAM) และ polystyrene sulfate(PSS) สารรวมตะกอน polyacrylamide ประเภท anionic มีประจุไฟฟ้าเป็นลบเมื่อละลายน้ำและทำให้เกิดกลุ่ม amide group (NH_2) หรือเกิดจากการรวมกลุ่มของ anionic monomer จนเป็น acrylamide polymer

- Nonionic polymer ไม่ละลายน้ำแต่มีประสิทธิภาพในการเชื่อมอนุภาคของตะกอนให้เกิดการรวมกลุ่มกันได้ดี ในทางปฏิบัติ nonionic polymer อาจเกิดจากการรวมกันของสารอนินทรีย์โพลีเมอร์ inorganic polymer และสารอินทรีย์โพลีเมอร์ (organic polymer) ซึ่งจะเพิ่มความแข็งแรงของ floc

โครงสร้างในรูปสารละลายของ สารอินทรีย์โพลีเมอร์เมื่อละลายน้ำจะเปลี่ยนเป็นสารละลาย ซึ่งจะเปลี่ยนแปลงตามความหนืด ค่าความหนืด (Viscosity) ขึ้นอยู่กับน้ำหนักโมเลกุลและระดับของประจุไฟฟ้าที่การเจือจางมากๆ โมเลกุลจะยึดแขนออก เพราะว่าผลของการผลักจึงทำให้เกิดการประชิดตามความยาวของสายโพลีเมอร์ ที่ความเข้มข้นปกติ สายโซ่ที่ยาวของโพลีเมอร์จะถูกลบ สันนิษฐานว่ามีรูปร่างคล้ายไส้ไก่ (ม้วนเป็นวง) อย่างไรก็ตามเนื่องจากความยาวของสายโมเลกุลของโพลีเมอร์ค่อนข้างยาวดังนั้นจึงไม่สามารถบอกตัวเลขของสายโพลีเมอร์ได้ทั้งหมดเมื่อโพลีเมอร์ละลายน้ำซึ่งประมาณโพลีเมอร์ความเข้มข้น 0.2 มิลลิกรัม/ลิตรจะมีสายโพลีเมอร์ประมาณ 120 ล้านสายต่อน้ำ 1 ลิตร จากการศึกษาของ Kawamura (1976) รายงานว่าการที่นำโพลีเมอร์มาใช้เป็นสารสร้างตะกอนหรือสารช่วยเร่งให้ตกตะกอนกันอย่างมากเนื่องจาก การใช้โพลีเมอร์จะช่วยลดปริมาตรตะกอนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดน้ำได้ ทำให้ได้กลุ่มตะกอนที่มีขนาดเล็กและแน่น(dense floc) ตะกอนที่เกิดขึ้นจะมีน้ำเป็นองค์ประกอบน้อย เมื่อเปรียบเทียบกับตะกอนที่เกิดจากการใช้สารส้มหรือเกลือเฟอริกคลอไรด์ ทำให้เกิดกลุ่มตะกอนที่รวดเร็วมากกว่าการใช้สารส้มหรือเกลือของเหล็กเป็นสารสร้างตะกอน สะดวกในการใช้งาน ไม่มีความเป็นพิษและอันตรายต่อผู้ใช้ สามารถทำลายหรือลดสภาพความเป็นด่างน้อยกว่าการใช้สารส้มหรือเกลือของเหล็กในการสร้างตะกอน ทำให้สารเคมีบางชนิด เช่น ชัลเฟต ตกค้างในน้ำในปริมาณที่น้อย

ปริมาณที่เหมาะสมของสารโคแอกกูแลนต์

ความล้มเหลวของกระบวนการโคแอกกูแลชันในกระบวนการปรับคุณภาพน้ำพบว่าส่วนหนึ่งเป็นผลมาจากการเติมสารโคแอกกูแลนต์ในปริมาณที่ไม่เหมาะสม การเติมสารโคแอกกูแลนต์ในปริมาณที่น้อยเกินไปอาจทำให้ไม่เพียงพอต่อการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์ ในขณะที่ปริมาณที่มากเกินไปจะนำไปสู่การกลับคืนสู่การมีเสถียรภาพอีกครั้งของประจุบนผิวอนุภาคคอลลอยด์ โดยปริมาณที่เหมาะสมเป็นสัดส่วนโดยตรงกับปริมาณของอนุภาคคอลลอยด์ ในปัจจุบันกระบวนการโคแอกกูแลชันและฟล็อกกูแลชันยังพัฒนาไม่เพียงพอที่จะบอกได้ถึงการเลือกปริมาณสารเคมีที่เหมาะสมของสารโคแอกกูแลนต์โดยปราศจากการทดลอง ซึ่งการทดลองครั้งนี้ใช้วิธีจาร์เทสต์ในการหาปริมาณสารโคแอกกูแลนต์ที่เหมาะสม

จาร์เทสต์เป็นวิธีการทดสอบอย่างง่าย ๆ โดยทำการทดลองในบีกเกอร์ เครื่องมือที่ใช้ในการทดลองสามารถปรับความเร็วรอบได้ ส่วนมากมักมีใบพัดกวนน้ำ 6 ชุด ในการทดลองแต่ละครั้งจะเลือกชนิดของสารโคแอกกูแลนต์และกำหนดสภาวะต่างๆ ได้แก่ ปริมาณของน้ำตัวอย่าง ความเร็วรอบ ระยะเวลากวนน้ำ และระยะเวลาในการตกตะกอนแล้วจึงทำการทดลองโดยแปรเปลี่ยนปริมาณสารโคแอกกูแลนต์ ส่วนระดับ pH อาจแปรเปลี่ยนหรือคงที่ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ของการทดลอง จากการทดลองจะได้ปริมาณของสารโคแอกกูแลนต์ และระดับ pH ที่เหมาะสมต่อการเกิดกระบวนการโคแอกกูแลชันและฟล็อกกูแลชัน แม้ว่าการทดลองจาร์เทสต์จะเป็นวิธีที่ใช้อย่างกว้างขวางในปัจจุบันก็จริงแต่วิธีนี้ยังมีข้อบกพร่องคือ บีกเกอร์ที่ใช้ในการทดลองมีลักษณะแตกต่างจากสภาพความเป็นจริงถึงแม้ว่าจะพยายามกำหนดตัวแปรต่างๆ ในการทดลองให้ใกล้เคียงความเป็นจริง แต่อิทธิพลดังกล่าวทำให้ตัวแปรที่มีค่าแตกต่างไปจากความเป็นจริง

โดยทั่วไปจาร์เทสต์สามารถบอกได้เพียงสารโคแอกกูแลนต์ ที่เหมาะสม แต่ความเข้มข้นและความแข็งแรงของกลุ่มตะกอนสามารถหาได้ดีที่สุดจากการศึกษาใน Pilot Plant เท่านั้น นอกจากนี้นักวิจัยบางท่านระบุว่าข้อมูลการกำจัดสารแขวนลอยที่ได้จากจาร์เทสต์ และถึงปฏิบัติการแบบไหลต่อเนื่องมีความแตกต่างกัน ในการทดลองส่วนใหญ่พบว่าจาร์เทสต์ให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารแขวนลอยที่ดีกว่าในถึงปฏิบัติการแบบไหลต่อเนื่อง

กระบวนการดูดติดผิว

การดูดติดผิวโดยทั่วไปเป็นปรากฏการณ์ระหว่างของแข็ง-ของแข็ง ก๊าซ-ของเหลว ของเหลว-ของเหลว หรือ ของเหลว-ของแข็ง ในการใช้ถ่านเป็นตัวดูดติดผิวสารอินทรีย์ในน้ำเป็นปรากฏการณ์ระหว่างของแข็งและของเหลวการดูดติดผิวแบ่งออกได้เป็น 2 ขั้นตอน คือการดูดติดผิวทางฟิสิกส์ (Physisorption) และการดูดติดผิวทางเคมี (Chemisorption) (Cheremisinoff and Ellerbusch, 1978) กล่าวคือเมื่อโมเลกุลของสารใดๆ ในของเหลวเคลื่อนตัวมาสัมผัสบริเวณผิวของของแข็งซึ่งเป็นผลมาจากแรงดูดติดผิว (Adsorbate) ที่มีต่อโมเลกุลนั้นมากกว่าพลังงานจลน์ (Kinetic energy)

ของโมเลกุล (Adsorbate) โมเลกุลของสารในของเหลวจะเกาะติดกับโมเลกุลของของแข็งด้วยแรงแวนเดอร์วาลส์ (Van der Waal's force) ขั้นตอนนี้เป็น การดูดซับทางฟิสิกส์ การเกาะตัวของโมเลกุลของของเหลวจะเพิ่มขึ้นเป็นชั้นๆ ตามความเข้มข้นของสารละลายจากนั้นจะเกิดการดูดซับทางเคมีขึ้น โดยมีพลังงานหนึ่งทำให้เกิดปฏิกิริยาระหว่างโมเลกุลของตัวดูดซับ และตัวถูกดูดซับ กลายเป็นสารประกอบเคมีใหม่ขึ้น ซึ่งไม่สามารถเปิดกลับไปได้ (Irreversible) ตรงข้ามกับการดูดซับทางฟิสิกส์สามารถแปรสภาพกลับได้ (Reversible) ขึ้นอยู่กับขนาดของแรงดึงดูดระหว่างโมเลกุล

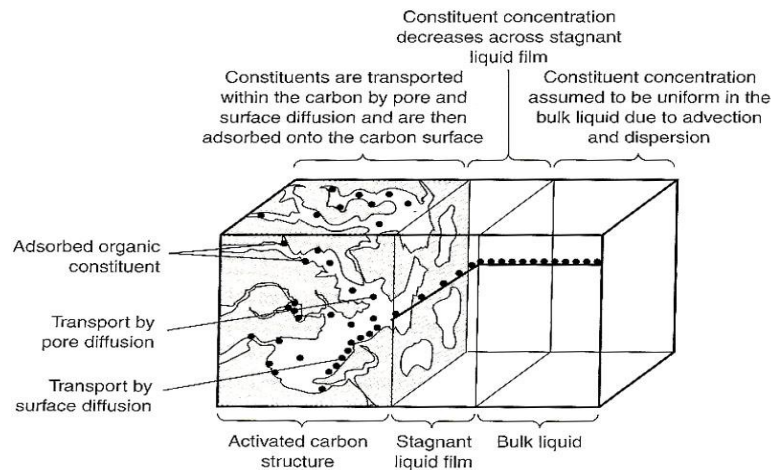
ในกระบวนการดูดซับโมเลกุลของสารที่ถูกดูดซับเข้ามาอยู่ในชั้นแรกจะสามารถเข้าไปทำปฏิกิริยากับผิวของตัวดูดซับได้จึงเกิดการดูดซับทั้งทางฟิสิกส์ และเคมี ส่วนการดูดซับในชั้นต่อไป จะเกิดการดูดซับทางด้านฟิสิกส์เท่านั้น ซึ่งรูปแบบของจำนวนชั้นของโมเลกุลที่ดูดซับทางฟิสิกส์จะมีความสำคัญต่อการเลือกใช้สมการทางคณิตศาสตร์ในการประเมินความสามารถในการดูดซับ หรือการคำนวณ ไอโซเทอมการดูดซับ

กลไกการดูดซับ

การดูดซับสิ่งสกปรกที่ละลายอยู่ในน้ำด้วยถ่านกัมมันต์ ในระยะแรกโมเลกุลของสิ่งสกปรกจะเคลื่อนที่ไปเกาะอยู่รอบนอกของเม็ดถ่าน ในระยะที่สองโมเลกุลของสิ่งสกปรกจะฟุ้งกระจาย (Diffusion) เข้าไปในรูของเม็ดถ่าน ดังแสดงในภาพที่ 3 ดังนั้นอัตราการดูดซับจึงถูกควบคุมด้วยอัตราการฟุ้งกระจายเข้าไปตามรูพรุนของเม็ดถ่าน อัตราการดูดซับนี้จะแปรผกผันกับกำลังสองของเส้นผ่านศูนย์กลางของโมเลกุล แล้วจะเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของสิ่งสกปรกในน้ำและจะลดลงตามการเพิ่มขึ้นของน้ำหนักโมเลกุล นอกจากนี้ยังแปรผันตามกำลังสองของเวลาสัมผัสระหว่างโมเลกุลของสิ่งสกปรกกับถ่าน และจะเพิ่มขึ้นถ้าค่าพีเอชของน้ำลดลง (เสริมพล รัตสุข และไชยยุทธ กลิ่นสุคนธ์, 2525) ความสามารถในการดูดซับของถ่านจะขึ้นอยู่กับคุณลักษณะของถ่านและชนิดของสารที่ถูกดูดซับ ดังนั้นการใช้ถ่านดูดซับ ดังนั้นการใช้ถ่านดูดซับจึงจำเป็นต้องศึกษาทดลองเพื่อหาถ่านที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการใช้งาน

อัตราการเคลื่อนย้ายโมเลกุล

กระบวนการเคลื่อนย้ายโมเลกุลโดยถ่านกัมมันต์ ดังรูปที่ 2.28 แบ่งพื้นที่เป็นสี่ส่วนคือ (1) Bulk solution transport (2) film diffusion transport (3) pore transport และ (4) adsorption (หรือ sorption)



รูปที่ 2.28 Definition sketch for adsorption of an organic constituent with activated carbon

(Metcalf และ Eddy, 2004)

อัตราการดูดติดผิวมีความสำคัญอย่างมาก เนื่องจากอัตราการดูดติดผิวที่รวดเร็วจะทำให้ระบบเข้าสู่ภาวะสมดุลได้เร็วขึ้น อัตราการดูดติดผิวจะถูกควบคุมโดยขั้นตอนที่มีความต้านทานมากที่สุดในการเคลื่อนย้ายโมเลกุล ขั้นตอนในการดูดติดผิวของสารละลาย โดยตัวดูดติดผิวที่มีรูพรุนได้แก่

ก. การขนส่งทั้งก้อน (Bulk transport) เป็นขั้นตอนที่เกิดขึ้นเร็วที่สุด โมเลกุลของสารละลายในของเหลว จะถูกส่งไปที่ผิวหน้าของชั้นของเหลวบางๆ ที่ห่อหุ้มตัวดูดติดผิว

ข. การขนส่งชั้นผิวหน้าของตัวดูดติดผิว (Surface transport) เป็นขั้นตอนที่โมเลกุลที่ผิวหน้าของชั้นของเหลวบางๆ แทรกตัวเข้าสู่ตัวดูดติดผิว การขนส่งในขั้นนี้เป็นการแพร่ที่เป็นการแพร่ผ่านฟิล์มของเหลว (Surface diffusion) จัดเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการดูดติดผิวขั้นตอนหนึ่ง

ค. การขนส่งภายในอนุภาค (Intraparticle transport) เป็นการแพร่ของโมเลกุลสารที่ละลายในของเหลวเข้าสู่โพรงหรือรูพรุนของตัวดูดติดผิว (Pore diffusion) และทำให้เกิดการดูดติดขึ้นภายใน ขั้นตอนนี้จัดเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการดูดติดผิวเช่นเดียวกัน

ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการดูดติดผิว

ก. ความปั่นป่วน อัตราเร็วในการดูดติดผิวอาจขึ้นอยู่กับ การแพร่ภายนอก หรือการแพร่ภายใน ซึ่งแล้วแต่ความปั่นป่วนของระบบ ถ้าน้ำมีความปั่นป่วนต่ำฟิล์มน้ำซึ่งล้อมรอบสารดูดติดผิวจะมีความหนาแน่นมากเนื่องจากไม่ถูกรบกวน ซึ่งจะทำให้เป็นอุปสรรคต่อการเคลื่อนที่ของโมเลกุลเข้าไปหาสารดูดติดผิว ในทางตรงกันข้ามถ้าน้ำมีความปั่นป่วนสูง ทำให้น้ำไม่

อาจสะสมตัวเป็นฟิล์มหนา เป็นผลให้โมเลกุลสารเคลื่อนที่ผ่านฟิล์มน้ำเข้าไปหาสารดูดติดผิวได้รวดเร็วกว่าการเคลื่อนที่เข้าไปในโพรง กรณีนี้การแพร่ภายในจะเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของตัวดูดติดผิว ด้วยเหตุนี้ในกรณีความปั่นป่วนสูงอัตราเร็วในการดูดติดผิวจะขึ้นอยู่กับอัตราการแพร่ภายใน และในกรณีความปั่นป่วนต่ำอัตราเร็วในการดูดติดผิวจะขึ้นอยู่กับอัตราการแพร่นอก

ข. ขนาดและพื้นที่ผิวของสารดูดติดผิว อัตราการดูดติดผิวเป็นสัดส่วนผกผันกับขนาดของสารดูดติดผิว ส่วนพื้นที่ผิวนั้นมีความสัมพันธ์โดยตรงกับขีดความสามารถในการดูดติดผิว (Adsorptive Capacity)

ค. ความสามารถในการละลายน้ำของสารที่ถูกดูดติดผิว เมื่อมีการดูดติดผิวเกิดขึ้น โมเลกุลจะถูกดูดออกจากน้ำ และไปเกาะติดบนผิวของของแข็ง สารที่ละลายน้ำได้หรือแตกตัวเป็นไอออนได้ ย่อมมีแรงยึดเหนี่ยวกับน้ำได้น้อยมากสามารถเกาะติดบนผิวของสารดูดติดผิวได้ดี อย่างไรก็ตามเกณฑ์ข้างต้นนี้ไม่ได้เป็นจริงเสมอไป ทั้งนี้เพราะสารที่ละลายในน้ำได้น้อยหลายชนิดเกาะติดผิวได้ยากเช่นกัน แต่ในทางตรงกันข้ามการดูดติดผิวอาจเกิดขึ้นได้ง่ายกับสารที่ละลายในน้ำได้ดีด้วยเหตุนี้จึงไม่สามารถกล่าวได้อย่างเต็มที่ว่ามีความสัมพันธ์อย่างแน่นอนในเชิงปริมาณระหว่างความสามารถในการดูดติดผิว และความสามารถในการละลายน้ำ

ง. ขนาดของสารที่ดูดติดผิว ขนาดของสารหรือโมเลกุลมีความสำคัญมากต่อการดูดติดผิว ซึ่งส่วนใหญ่จะเกิดขึ้นในโพรงของสารดูดติดผิว จากการวิจัยพบว่าการดูดติดผิวจะเกิดขึ้นได้ดีที่สุด เมื่อมีสารขนาดเล็กกว่าโพรงเล็กน้อย ทั้งนี้เพราะว่าแรงดึงดูดระหว่างสารและสารดูดติดผิวจะมีค่ามากที่สุด โมเลกุลขนาดเล็กจะถูกดูดเข้าไปในโพรงก่อน จากนั้นโมเลกุลขนาดใหญ่กว่าจึงถูกดูดเข้าไปบ้าง

จ. พิเอช การแตกตัวเป็นไอออนและความสามารถในการละลายน้ำของสารละลายต่างๆจะขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ดังนั้นพีเอชจึงมีผลต่อการดูดติดผิวด้วย

ฉ. อุณหภูมิ มีอิทธิพลต่ออัตราเร็วและความสามารถในการดูดติดผิว กล่าวคืออัตราเร็วจะเพิ่มขึ้นตามการเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิ และลดลงตามการลดลงของอุณหภูมิ แต่ในทางกลับกันขีดความสามารถในการดูดติดผิวจะมีค่าลดลงที่อุณหภูมิสูงขึ้น และจะมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิต่ำลง ทั้งนี้เพราะการดูดติดผิวเป็นปฏิกิริยาแบบคายความร้อน

ช. ระยะเวลาในการดูดติด ระยะเวลาในการดูดติด หมายถึงเวลาสัมผัส ต้องมีมากพอที่ทำให้เกิดการดูดติดเพื่อจะเข้าสู่ภาวะสมดุล

สมดุลของการดูดซับ

Adsorption Isotherm คือความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณของสารที่ถูกดูดซับต่อหน่วยน้ำหนักของตัวดูดซับและความเข้มข้นของสารนั้นที่ยังเหลืออยู่ในน้ำแล้วนำไปพลอตกราฟลอการิทึม โดยให้ความเข้มข้นของสารที่เหลืออยู่ในน้ำเป็นแกนนอน และปริมาณสารที่ถูกดูดซับไปต่อ

น้ำหนักตัวดูดซับเป็นแกนตั้ง เส้นโค้งที่เกิดจากการลากผ่านจุดที่ได้จากการทดลองทั้งหมด เรียกว่า Adsorption Isotherm ซึ่งมีประโยชน์มากในการหาความสามารถในการดูดซับของสิ่งสกปรกในน้ำ และเพื่อเปรียบเทียบชนิดตัวดูดซับที่เกิดขึ้น แต่ที่นิยมใช้งานมากที่สุดคือ ของ Langmuir theory และของ Freundlich theory

สมการ adsorption isotherm ที่โดยปกติใช้ในการอธิบายข้อมูลการดูดซับของถ่านกัมมันต์ถูกพัฒนาโดย Freundlich, Langmuir, and Brunauer, Emmet, and Teller ซึ่ง Freundlich isotherm ถูกใช้มากที่สุดในการอธิบายลักษณะของการ adsorption ของถ่านกัมมันต์ซึ่งใช้ในงานบำบัดน้ำ โดยสมการของ Freundlich isotherm เป็นดังนี้

$$x/m = K_f C_e^{1/n} \quad (2-27)$$

เมื่อ x/m = mass of adsorbate adsorbed per unit mass of adsorbent, mg adsorbate/g activated carbon

K_f = Freundlich capacity factor, (mg adsorbate/g activated carbon)(L water/mg adsorbate)^{1/n}

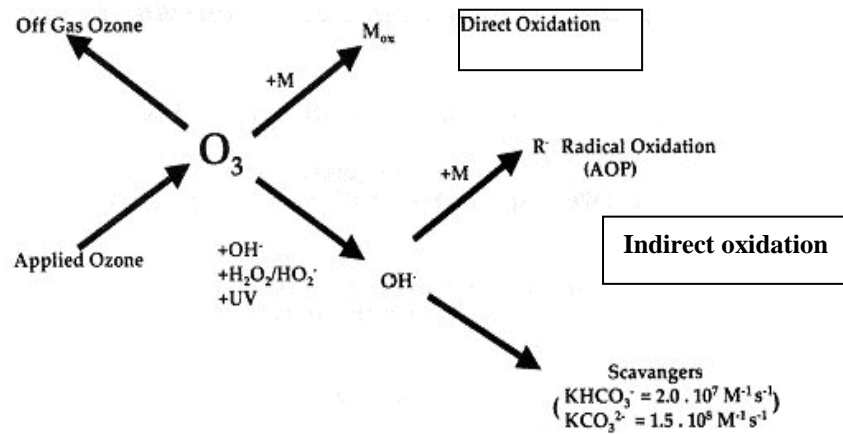
C_e = equilibrium concentration of adsorbate in solution after adsorption, mg/L

1/n = Freundlich intensity parameter

กระบวนการ Advance oxidation process

น้ำในแหล่งน้ำผิวดินและน้ำเสียทั่วไปประกอบด้วยองค์ประกอบอินทรีย์และสารอนินทรีย์ สารเหล่านี้โดยเฉพาะสารอินทรีย์ สามารถที่จะใช้เทคนิคในการบำบัดด้วยสารออกซิไดซ์ซึ่งจะย่อยสลายหรือเปลี่ยนแปลงสภาพสารอินทรีย์ให้อยู่ในรูปโมเลกุลขนาดเล็กลงหรือเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์(Mineralization) ถ้าต้องการให้ออกซิเดชันเป็นไปได้อย่างสมบูรณ์ สารที่จะนำมาใช้เพื่อเป็นตัวออกซิไดซ์อาจเป็นพวกคลอรีนหรือสารประกอบคลอรีน (Chlorine gas, hypochlorite, etc.) แต่พบว่าสารดังกล่าวอาจก่อให้เกิดสารก่อมะเร็ง หรือสารที่เป็นพิษต่อร่างกาย

โอโซน(O₃) เองก็เป็นตัวออกซิไดซ์ที่มีศักย์ออกซิเดชันที่สูงและน่าสนใจในด้านสิ่งแวดล้อม เพราะทำงานได้ดีโดยตัวของโอโซนเอง (Direct oxidation) และอีกส่วนหนึ่งมาจากการผลิต OH° (Indirect oxidation) โดยอาศัยตัวเร่งและปฏิกิริยาร่วมกับสารอื่นในน้ำเพื่อใช้ในการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันกับสารอินทรีย์ในน้ำโดยมีประสิทธิภาพสูงดังรูปที่ 2.29



รูปที่ 2.29 ปฏิกริยาของ โอโซนกับสารอินทรีย์

จากปฏิกริยาในรูปที่ 2.29 ดังกล่าวทำให้สารอินทรีย์ในน้ำมีปริมาณลดลงหรืออาจใช้โอโซนร่วมกับวิธีอื่นๆเพื่อให้ได้ประสิทธิภาพในการลดปริมาณสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น ซึ่งการผลิตน้ำประปาในขั้นตอนการฆ่าเชื้อโรค (Disinfection) ยังจำเป็นต้องใช้คลอรีน เพื่อให้มีปริมาณคลอรีนอิสระเหลืออยู่ในน้ำส่งไปตามเส้นท่อเพียงพอต่อการป้องกันการปนเปื้อนของเชื้อโรคในระหว่างการส่งน้ำ ก็จะทำให้เกิดปริมาณสารก่อมะเร็งลดลง

2.4.4 การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน

มีการศึกษาถึงการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยใช้การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการ โคแอกกูเลชัน จากการสำรวจโดยหน่วยงานของประเทศสหรัฐอเมริกา ภายใต้ชื่อ The Nation Organic Reconnaissance Survey (NORS) ระบุว่ากำจัดสาร NPTOC โดยใช้กระบวนการ Conventional Process มีเพียง 30 เปอร์เซ็นต์ โดยการใช้สารส้มตามด้วยการกรองด้วยทราย สามารถกำจัดสาร THMP ได้ประมาณ 2 ใน 3 (Symons *et al.*, 1975; Oliver and Lawrence, 1979) และ Kavanaugh (1978) ได้ศึกษาการใช้การเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด สาร THMP มีดังนี้คือ

ก. ปัจจัยด้านกายภาพ ประกอบด้วย การผสมขั้นแรกของสารโคแอกกูแลนต์ที่สถานะการกวนในถังกวนช้าและ กระบวนการแยกกระหว่างของแข็งกับของเหลว

ข. ผลของปัจจัยทางเคมีพบว่า ค่าพีเอช ที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 5-6 สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้สารส้ม ในขณะที่สารโคแอกกูแลนต์ที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดย Fe^{+3} มีค่าในช่วง 3-5 และพบว่า 15 เปอร์เซ็นต์ของกรดฮิวมิกไม่ถูกกำจัดโดยการใช้สารส้ม

ค. ผลของประเภทของสารฮิวมิก พบว่ากรดฟัลลิกต้องการปริมาณสารส้มสูงกว่ากรดฮิวมิกเพื่อให้ได้เปอร์เซ็นต์การกำจัด 80 เปอร์เซ็นต์เท่ากัน

ง. ความต้องการโพลิเมอร์พบว่าการเกิดขึ้นของฟล็อก ในสภาวะที่ไม่มีความขุ่นทำให้คุณสมบัติในการตกตะกอนไม่ดี

Crozes et al., (1995) สรุปผลการวิจัยเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน ในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติว่าสารโคแอกกูแลนต์ที่เป็นธาตุเหล็ก เช่น $FeCl_3$ มีประสิทธิภาพดีกว่าสารส้ม โดยค่าพีเอช ในกระบวนการโคแอกกูเลชันเป็นปัจจัยสำคัญในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ เมื่อใช้ $FeCl_3$ เป็นสารโคแอกกูแลนต์เบื้องต้น โดยการปรับค่าพีเอชให้อยู่ในช่วง 5.8-6.2 จะสามารถกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติได้ถึง 65 เปอร์เซ็นต์ และลดปริมาณสารโคแอกกูแลนต์ลงถึง 60 เปอร์เซ็นต์ แต่อย่างไรก็ตามการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันอาจจะไม่เพียงพอในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติเพื่อควบคุมปริมาณสาร DBPs (Jacangelo et al., 1995)

การลดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยใช้สารส้มและโพลิเมอร์ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน

การใช้สารโพลิเมอร์ในกระบวนการโคแอกกูเลชันนั้นช่วยให้เกิดการรวมตะกอนเกิดที่ดีขึ้น อันที่จริงแล้วสารโพลิเมอร์สามารถใช้เป็นสารโคแอกกูแลนต์ได้โดยตรง อย่างไรก็ตามเมื่อเปรียบเทียบราคาระหว่างสารโพลิเมอร์กับสารส้มแล้วสารโพลิเมอร์มีราคาค่อนข้างสูงจึงนิยมใช้เป็นสารช่วยในการสร้างตะกอน สำหรับระบบประปาที่ต้องการกำจัดเพียงความขุ่นและสารแขวนลอยการใช้สารส้มเพียงอย่างเดียวก็สามารถกำจัดมลพิษดังกล่าวให้ลดลงได้เป็นอย่างดี แต่ในกรณีที่ต้องการลดสารอินทรีย์การสารส้มเพียงอย่างเดียวก็สามารถลดสารอินทรีย์ได้ในระดับหนึ่งแต่สารอินทรีย์ที่เหลืออยู่ก็สามารถทำปฏิกิริยากับสารคลอรีนก่อให้เกิดสารก่อมะเร็งได้ ดังนั้นในกรณีที่ต้องการลดสารอินทรีย์ที่เหลือในปริมาณน้อยที่สุดการใช้สารโพลิเมอร์เป็นตัวช่วยในกระบวนการโคแอกกูเลชันนั้นคือทางเลือกที่มีความเป็นไปได้เป็นอย่างดี

การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยกระบวนการดูดติดด้วยถ่านกัมมันต์

Mc Creary and Snoeyink (1979) ได้ศึกษาผลของเกลืออนินทรีย์ และ พีเอชต่อการดูดติดผิวของสารอินทรีย์ธรรมชาติพบว่า การเพิ่มเพิ่มการดูดติดผิวของกรดฟัลวิกที่พีเอชต่ำ เป็นผลมาจากคุณสมบัติที่สารอินทรีย์ธรรมชาติมีความเป็นกรดอ่อนๆ โดยการลดลงของพีเอชทำให้ความสามารถในการละลายได้ลดลงและถูกดูดติดผิวคาร์บอนแบบแกร์ดได้ดีขึ้น แหล่งที่มาของสารอินทรีย์ธรรมชาติก็เป็นปัจจัยสำคัญ ดังจะเห็นได้ว่ากรดฟัลวิก ที่เกิดจากการสลายตัวของพืช ดูดติดผิวคาร์บอนแบบแกร์ดได้ดีกว่ากรดฮิวมิก ที่มีขายในท้องตลาด และกรดฮิวมิกที่มาจากดิน การใช้กระบวนการดูดติดผิวคาร์บอนแบบแกร์ดในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติอย่างมีประสิทธิภาพต้องมีการศึกษา ในสภาวะเฉพาะของสารอินทรีย์ธรรมชาติและคาร์บอนแบบแกร์ดในแต่ละแห่ง โดยการบำบัดเบื้องต้นหรือการปรับปรุงคุณสมบัติของสารอินทรีย์ธรรมชาติจะสามารถลดค่าใช้จ่ายในการ

ใช้กระบวนการดูดติดผิวคาร์บอนแบบเกร็ดในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ ได้ (Jacangelo *et al.*, 1995)

การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยกระบวนการเติมโอโซน

ได้มีการทดลองใช้กระบวนการเติมโอโซนเพื่อลดสารอินทรีย์ตั้งต้นสำหรับโรงงานผลิตน้ำประปาระดับ Pilot-scale ในประเทศสหรัฐอเมริกา โดยพิจารณาถึงการลดไตรฮาโลมีเทนทั้งหมดเมื่อใช้เวลาสัมผัสของคลอรีนประมาณ 24 ชั่วโมง Trussell และ Umphres (1978) สรุปว่ามีปัจจัย 5 ประการที่อาจมีผลต่อความไม่แน่นอนในการกำจัดสารที่ทำให้เกิด สำหรับการทดลองที่แตกต่างกัน คือ

- ก. ความเข้มข้นและคุณสมบัติจำเพาะของสารอินทรีย์ละลายน้ำ
- ข. คุณสมบัติทางเคมีของสารอินทรีย์ในน้ำ
- ค. ประสิทธิภาพในการถ่ายโอโซน
- ง. ความแตกต่างของเวลาสัมผัสหลังจากการเติมคลอรีน
- จ. ความล่าช้าระหว่างเวลาในการเติมโอโซนกับเวลาในการเติมคลอรีน

อย่างไรก็ตามการเติมโอโซนก็สามารถเกิด DBPs ได้เช่นกัน Najim และ Krasner (1995) ทำการศึกษาผลของ Br⁻ และสารอินทรีย์หลงเหลือ ต่อการเกิด Ozonation By-products พบว่าในแหล่งน้ำที่มี Br⁻ ในปริมาณสูงจะทำให้เกิดโบรมेट (Bromate) ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งในปริมาณสูงด้วยภายหลังการเติมโอโซน และถ้ามีค่าสารอินทรีย์ละลายน้ำสูงก็จะเพิ่มปริมาณความต้องการโอโซน ซึ่งทำให้เพิ่มปริมาณการผลิตโบรมेटด้วยเช่นกัน

ข้อดีและข้อเสียกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยวิธีต่างๆ

Jacangelo (1995) ได้สรุปผลจากการทดลองโดยใช้กระบวนการในการกำจัด NOM ออกจากน้ำ 3 กระบวนการ คือ กระบวนการโคแอกกูเลชัน การดูดติดผิวคาร์บอนแบบเกร็ด และกระบวนการ Nanofiltration Membrane (NF) ดังแสดงในตารางที่ 2.8 ซึ่งแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติของแต่ละกระบวนการ โดยพบว่า กระบวนการ NF มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ ดีที่สุด แต่ค่าใช้จ่ายในการดำเนินการยังค่อนข้างสูงกว่ากระบวนการอื่น ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชันมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติปานกลางแต่ค่าใช้จ่ายการดำเนินระบบค่อนข้างต่ำ

ในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยวิธีต่างๆย่อมมีข้อดีและข้อเสียแตกต่างกันออกไป โดย Marsono (1996) ได้สรุปข้อดีและข้อเสียของการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยกระบวนการต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.8 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติจากงานวิจัย 3 กระบวนการ

กระบวนการ	ประสิทธิภาพการกำจัด NOM	ความซับซ้อนของกระบวนการ	ค่าใช้จ่ายของกระบวนการ
โคแอกกูเลชัน การดูดติดผิวคาร์บอน แบบเกร็ด NF	พอใช้-ดี ดีมาก ยอดเยี่ยม	ต่ำ-ปานกลาง ปานกลาง-สูง ปานกลาง	ต่ำ-ปานกลาง ปานกลาง ปานกลาง-สูง

ที่มา : Jacangelo (1995)

ตารางที่ 2.9 ข้อดีและข้อเสียของการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ โดยกระบวนการต่าง ๆ

กระบวนการที่ใช้	ข้อดี	ข้อเสีย
โคแอกกูเลชัน	<ul style="list-style-type: none"> -เป็นทางเลือกที่ประหยัดที่สุด -สามารถทำได้ โดยการปรับปรุงกระบวนการโคแอกกูเลชันที่มีอยู่แล้ว -มีข้อมูลเกี่ยวกับกระบวนการนี้มาก -หลังจากกระบวนการโคแอกกูเลชันอนุภาคจะมีขนาดใหญ่ขึ้นซึ่งเป็นผลดีต่อการใช้ GAC ในขั้นตอนต่อมา 	<ul style="list-style-type: none"> -ใช้สารส้มในปริมาณที่สูง ถ้า น้ำมีความขุ่นต่ำและมีค่าของสีสูง -ประสิทธิภาพในการกำจัดพอใช้ได้-ดี โดยกำจัด THMP ได้ <60% และ DOC<50%
การดูดติดผิวโดยคาร์บอน	<ul style="list-style-type: none"> -สามารถกำจัดสี กลิ่นและรสออกจากน้ำ -ต้องการเวลาสัมผัสสั้น (10-15 นาที) -สามารถกำจัดสารปนเปื้อนอื่นด้วย (เช่น ยาฆ่าแมลง) 	<ul style="list-style-type: none"> -ประสิทธิภาพในการกำจัด DOC<50% ,THMP29-56% -ข้อมูลในการใช้ต้องศึกษาเฉพาะแต่ละแห่ง -กำจัด Br⁻ ได้น้อย
โอโซน	<ul style="list-style-type: none"> -สามารถกำจัดสี กลิ่นและรสออกจากน้ำ -สามารถใช้เป็นสารฆ่าเชื้อโรค ได้ด้วย -สามารถทำลายสารประกอบอินทรีย์ เช่น ฟีนอลได้ -ไม่ทำให้เกิดของแข็งละลายและฟิเอซของน้ำไม่มีผลต่อระบบ 	<ul style="list-style-type: none"> -สามารถทำปฏิกิริยากับ NOM เกิดเป็นสารOzonation Byproducts -สามารถทำปฏิกิริยากับ NOM และ Br⁻ เกิดเป็นสาร Brominated By-products

ที่มา : Marsono (1996)

2.4.5 สรุปสาระสำคัญจากเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ตารางที่ 2.10 สรุปสาระสำคัญจากเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ผู้วิจัย	แหล่งน้ำ	ข้อกำหนด	เปอร์เซ็นต์การกำจัด
Amy and Chadik, 1983	Biscayne Aquifer, Edisto River, Mississippi, Jame River, Ilwaco Reservoir, Daytona Beach Aquifer, and Scioto River (USA)	Four cationic polymer 4 ชนิด ความเข้มข้น 15-20 mg/L	THMFP ลดลง 27-65 %
Hubel and Edzwald, 1987	Grasse River	Alum และ cationic copolymer และ nonionic PAM	TOC ลดลง 32-66 % และ THMFP ลดลง 26-70 %
Crozes <i>et al.</i> , 1987	Missouri river และ Sacramento river	Alum, Ferric chloride 0-120 mg/L และ medium MW synthetic cationic polymer 0.1- 0.3 mg/L	TOC ลดลงประมาณ 50 %
Lee <i>et al.</i> , 1998	Synthetic water	Polyaluminium chloride 60 mg/L กับ copolymer acrylamide/trimethylaminoethyl acrylate และ nonionicpolyacrylamide 0.5 – 1 mg/L	Lindane ลดลง20 %, <i>p,p</i> -DDT ลดลง65% และ aldrin ลดลงมากกว่า 70 %
Bolto <i>et al.</i> , 1999	Moorabool river, Hope Valley (อ่างเก็บน้ำ/แม่น้ำ) และ Wanareroo (น้ำใต้ดิน)	DADMAC 5-8 mg/L, CatPAM 7-8 mg/L, CPMA (cationic polymethacrylate) 7-8 mg/L และ alum 30-60 mg/L	UV ลดลง37-70% 31-69% 50-75% และ 69-88 % ตามลำดับ

ตารางที่ 2.10 สรุปสาระสำคัญจากเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง (ต่อ)

ผู้วิจัย	แหล่งน้ำ	ข้อกำหนด	เปอร์เซ็นต์การกำจัด
Homklin, 2004	อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว เขื่อนแม่กวง และแม่น้ำแม่สา	Alum pH 5.5 ความเข้มข้น 60 mg/L และ alum pH 6 ความเข้มข้น 40 mg/L และ alum pH 6 ความเข้มข้น 40 mg/L สำหรับอ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว เขื่อนแม่กวง และแม่น้ำแม่สา ตามลำดับ	กำจัด HPI และ HPO ในน้ำดิบได้เท่ากับ 33.0 และ 79.6 % 27.6 และ 50.2 % และ 50.9 และ 79.9 % ตามลำดับ
Panyapinyopol, 2004	ระบบประปา กรุงเทพมหานคร	โพลีเมอร์ DADMAC, EpiDMA, CatPAM และ AnPAM	DADMAC มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลด THMFPRongลงมาคือ EpiDMA CatPAM และ AnPAM ตามลำดับ
Phumpaisanchai, 2005	อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะและเขื่อนภูมิพล	อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ ที่ pH เท่ากับ 6 ปริมาณสารส้ม 40 mg/L ในน้ำดิบจากเขื่อนภูมิพล ที่ pH เท่ากับ 5.5 ปริมาณสารส้ม 60 mg/L	สามารถกำจัด HPO ของอ่างเก็บน้ำแม่เหิยะและเขื่อนภูมิพลได้ 60 และ 51 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ
B. Xu <i>et al.</i> (2007)	แม่น้ำ Hunagpu	preozonation, coagulation, filtrayion, post-ozonation และ biologically activated carbon (BAC) process	The pre- and post-ozonation BAC กำจัด DOM และ DBPFP ดีกว่ากระบวนการอื่น
Unai Iriarte-Velasco <i>et al.</i> (2007)	อ่างเก็บน้ำใน Bakio, northern Spai	alum และ polyaluminium chloride (PACl) ที่ pH 6	ลด DOC ได้ 35 เปอร์เซ็นต์

ตารางที่ 2.10 สรุปสาระสำคัญจากเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง (ต่อ)

ผู้วิจัย	แหล่งน้ำ	ข้อกำหนด	เปอร์เซ็นต์การกำจัด
Chang <i>et al.</i> , 1999	Pan-Hsing water treatment plant (Taiwan) และ humic acid	ความเข้มข้นที่เหมาะสมที่ 2 mg/L และ 10 mg/L DADMAC ตามลำดับ	Chloroform ลดลง 69 % และ 82 % ตามลำดับ
Marhaba and Pipada, 2000	Raritan/Millstone และ Canal Road water treatment plants, Central Jersey	TOC ถูกกำจัดมากที่สุดสำหรับ HPIA, HPIB, HPIN และ HPON ที่ pH 6 และความเข้มข้น alum 60 mg/L สำหรับ HPOA และ HPOB fraction ที่ pH 6 และความเข้มข้น alum 40 mg/L	TOC ลดลงสำหรับ HPIA, HPIB, HPIN, HPON, HPOA และ HPOB มีค่าเท่ากับ 51 46 44 68 71 และ 52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ
Freese <i>et al.</i> , 2001	Kwazulu-Natal, South Africa.	Ferric chloride 6-30 mg/L	THMFP ลดลง 40 % และ organic carbon ถูกลดลง 50-75 %
Walker and Kim, 2001	Alum Creek (Delaware, OH) และ Walborn Reservoir (Alliance, OH)	Ferric chloride 0.5 mg/L ร่วมกับ <2.5 mg/L nonionic PAM, 10-20 และ 30 mg/L สำหรับ high และ medium cationic charge density cationic diallyl dimethyl ตามลำดับ	< 50% ถูกกำจัด UV สำหรับ cationic charge density cationic diallyl dimethyl และส่วนอื่นมีประสิทธิผลต่ำ
Bolto <i>et al.</i> , 2002	Bell Bay: Tasmania, Hope Valley: South Australia และ Wanneroo : Western Australia	DADMAC 5-8 mg/L, Cationic polymethacrylate 7-8 mg/L และ alum 30-60 mg/L	UV ถูกกำจัด >40%, >50% และ >60% ตามลำดับ
C. Suksaroj <i>et al.</i> , 2008	น้ำดิบประปาจากคลองอุตตะเกา สงขลา	alum 80 mg/L ที่ pH 5	ลด UV-254 ได้ 80 เปอร์เซ็นต์ แต่ลดค่า DOC และ FEEM ได้เพียง 50 เปอร์เซ็นต์

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 แหล่งน้ำดิบที่ใช้ในการทดลอง

ตัวอย่างน้ำดิบประปาที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำดิบที่เก็บจากจุดสูบน้ำดิบประปาสำหรับระบบประปาของการประปาส่วนภูมิภาค อำเภอลำทะเมนชัย จังหวัดสงขลา และน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ซึ่งตั้งอยู่ภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ซึ่งมีรายละเอียดการดังนี้

3.1.1 จุดสูบน้ำดิบประปา อำเภอลำทะเมนชัย จังหวัดสงขลา

คลองอู่ตะเภา เป็นลำน้ำสายหลักของกลุ่มน้ำคลองอู่ตะเภาซึ่งยาวคดเคี้ยวกว่า 90 กิโลเมตร มีพื้นที่รับน้ำประมาณ 2,160 ตารางกิโลเมตร ต้นน้ำเกิดจากเทือกเขา สันกาลาคีรี และเทือกเขาบรรทัด ไหลจากทางทิศใต้ ผ่านชุมชนและโรงงานอุตสาหกรรมที่อยู่กระจัดกระจายทั่วไปในพื้นที่รับน้ำ คลองอู่ตะเภา เป็นแหล่งน้ำที่มีประโยชน์ต่อชุมชนที่อาศัยในพื้นที่รับน้ำ โดยเฉพาะในอำเภอลำทะเมนชัยและอำเภอเมืองสงขลา การใช้ประโยชน์ที่สำคัญคือ

(1) การผลิตน้ำประปา คลองอู่ตะเภาเป็นแหล่งน้ำดิบสำหรับเทศบาลนครหาดใหญ่ และสงขลา น้ำดิบจะถูกสูบน้ำขึ้นที่โรงกรองน้ำ ณ ประปาส่วนภูมิภาค สงขลา ซึ่งตั้งอยู่ริมคลองอู่ตะเภาประมาณ 2 กิโลเมตรก่อนที่จะไหลเข้าสู่ตัวเมืองหาดใหญ่

(2) เป็นแหล่งรองรับน้ำเสีย คลองอู่ตะเภาเป็นแหล่งรองรับน้ำเสียจากชุมชนและโรงงานอุตสาหกรรมบริเวณตั้งในพื้นที่รับน้ำ โดยเฉพาะอย่างยิ่งทั้งสองฟากของทางหลวงหาดใหญ่-สะเดาไหลผ่านสู่จุดสูบน้ำดิบของระบบประปาหาดใหญ่ (จรัสยา และ คณะ, 2544)

ตำแหน่งเก็บตัวอย่างน้ำ (UTM 661975 772906) เพื่อทำการทดลองแสดงดังรูปที่ 3.1 โดยเป็นบริเวณจุดสูบน้ำดิบประปาสำหรับระบบประปาของการประปาส่วนภูมิภาค อำเภอลำทะเมนชัย จังหวัดสงขลา

3.1.2 อ่างเก็บน้ำศรีตรัง มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

อ่างเก็บน้ำศรีตรัง เป็นอ่างที่รองรับน้ำฝนและน้ำท่าที่ไหลมาจากเขาคอหงส์ มีความจุประมาณ 520,000 ลูกบาศก์เมตร และสามารถกักเก็บน้ำดิบได้เต็มที่ประมาณ 470,000 ลูกบาศก์เมตร (รูปที่ 3.2) โดยปริมาณน้ำดิบในอ่างเก็บน้ำจะขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำฝนและน้ำจากเขาคอหงส์ น้ำดิบดังกล่าวถูกนำมาใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปาของระบบประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ เพื่อการอุปโภคและบริโภคภายในหอพักนักศึกษา สำนักงานและหน่วยงานต่างๆ ที่ตั้งอยู่ภายในมหาวิทยาลัยได้ประมาณ 7-8 เดือน (คุณยา ศรีโยม และพาเกียรติ ขยัน

ยี่ง, 2546 และ ปวีตร ชัยวิสิทธิ์, 2548) ระบบผลิตน้ำประปาดังกล่าวเป็นระบบประปาที่ใช้ถังตกตะกอนแบบ Pulsator Clarifier ซึ่งเป็นการประยุกต์รวมกระบวนการโคแอกกูเลชัน ฟล็อกกูเลชัน และการตกตะกอนไว้ในถังเดียวกัน โดยมีการเติมสารเคมีประกอบด้วย คลอรีนเพื่อกำจัดเหล็กและแมงกานีส โพลิออลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl) เพื่อสร้างตะกอน เติมนุ่นขาวเพื่อปรับพีเอช และการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน



รูปที่ 3.1 จุดสูบน้ำดิบประปา การประปาส่วนภูมิภาค อำเภอลำปาง จังหวัดสงขลา



รูปที่ 3.2 บริเวณอ่างเก็บน้ำศรีตรังและจุดเก็บน้ำตัวอย่างภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

3.2 กระบวนการโคแอกกูเลชัน

3.2.1 สารโคแอกกูแลนต์และสารเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน

Polyaluminum chloride (PACl) ที่ใช้ในการทดลองนี้เป็น PACl ชนิดเดียวกันกับที่ใช้งานจริงในระบบการผลิตน้ำประปาของการประปาส่วนภูมิภาค อำเภอลำดวน จังหวัดสงขลา โดยได้รับความอนุเคราะห์จากสำนักงานการประปาส่วนภูมิภาค อำเภอลำดวน จังหวัดสงขลาเพื่อนำมาใช้เป็นสารโคแอกกูแลนต์หลักในกระบวนการโคแอกกูเลชันเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำ

คุณลักษณะทั่วไป

- ลักษณะเป็นผงหรือเป็นเกล็ด สีขาวหรือสีเหลือง
- เป็นสารสร้างตะกอนชนิดอินทรีย์สาร
- เป็นสารสร้างตะกอน ที่ไม่มีพิษภัยต่อมนุษย์ สัตว์และสิ่งแวดล้อม เมื่อนำไปใช้เป็นสารสร้างตะกอนในกระบวนการผลิตน้ำบริโภค
- เป็นสารสร้างตะกอน ที่สามารถนำไปละลายน้ำเพื่อเตรียมเป็นสารละลายสำหรับ นำไปใช้ในระดัความเข้มข้นต่างๆ ตามที่ต้องการได้ง่ายไม่ยุ่งยาก
- เมื่อ การประปาส่วนภูมิภาค ตรวจรับมอบสาร PACl แล้วจะต้องมีอายุการใช้งานมากกว่า 1 ปีขึ้นไป สำหรับคุณลักษณะทางเคมีของ PACl แสดงดังในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 คุณลักษณะทางเคมีของ Polyaluminum chloride (PACl)

สารประกอบ	หน่วย	ค่า	
อะลูมิเนียมออกไซด์ (Al ₂ O ₃)	ร้อยละโดยน้ำหนัก	ไม่น้อยกว่า	29
เบสิกซิตี (Basicity) ความเป็นกรด-ด่าง	ร้อยละ กรัมต่อลูกบาศก์ เดซิเมตร	โดยน้ำหนักตั้งแต่ ระหว่าง	65 ถึง 85 3.5 ถึง 5.0
ซัลเฟต	ร้อยละโดยน้ำหนัก	ไม่เกิน	10.5
เหล็ก (Fe)	ร้อยละโดยน้ำหนัก	ไม่เกิน	1.0
เกลือแอมโมเนียม	(คำนวณเป็น N) มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม	ไม่เกิน	300
สารหนู (As)	มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม	ไม่เกิน	3.0
แคดเมียม (Cd)	มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม	ไม่เกิน	3.0
ตะกั่ว (Pb)	มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม	ไม่เกิน	15
โครเมียม (Cr)	มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม	ไม่เกิน	15

Polymer

MR FLOC[®] 5000 flocculent ดังแสดงในรูปที่ 3.4 เป็น Polymer ที่มีวาลโมเลกุลปานกลาง (medium cationic charge polymer flocculent) จำหน่ายในรูปของผงแป้ง ใช้ในงานด้านบำบัดน้ำทิ้งและอุตสาหกรรมน้ำดื่ม โดยประยุกต์ใช้ในส่วนการทำน้ำใสหรือการตกตะกอน โดยคุณลักษณะทั่วไปของ polymer แสดงในตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 คุณสมบัติทั่วไปของ Polymer

Chemical Composition	Polyacrylamide
Appearance	White Granular Pamer
Bulk Density	0.85
Viscosity in cps	(L VI .30 RPM 25 °C)
5 G/L	800
2.5 G/L	355
1 G/L	100
Stability of the Demonized Water Solution	24 hours

Powder activated carbon (PAC)

- ชื่อผลิตภัณฑ์: Powdered Activated Coconut Shell Based Carbon
- เกรด: HRO M325-60
- วิธีวิเคราะห์: ASTM, unless otherwise stated

คุณสมบัติทั่วไปของ PAC แสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 คุณสมบัติทั่วไปของ Powder activated carbon (PAC)

Physical properties	Specification
Particle Size Distribution: under 325 mesh (.045 mm) (ASTM MESHIMM.)	MIN. 60 %
Apparent Density (g/cc)	MIN. 0.50
Moisture (% w/w) (As Packed)	MAX. 10
Ash (% w/w) (As Packed)	MAX. 8
pH	9 -11
Surface Area (m ² /g) (Calculated)	MIN. 1000
Iodine Number (mg / g) (AWWA B 604)	MIN. 950
Carbon Tetrachloride Adsorption (% w/w)	MIN. 40

Ozone

เครื่องกำเนิดโอโซนที่ใช้ในการทดลอง ออกแบบและจัดทำเพื่อการศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปา โดยดำเนินการสร้างคอลัมน์เพื่อนำมาต่อกับเครื่องกำเนิดโอโซน จากนั้นนำน้ำตัวอย่าง 5 ลิตร ใส่งในคอลัมน์ และดำเนินการทดลองตามสภาวะที่ใช้ในการทดลอง โดยเครื่องโอโซนสามารถกำหนดปริมาณละลายน้ำตั้งแต่ 72 ถึง 132 mg/hr และเวลาสัมผัสได้ 0 ถึง 60 นาที

3.2.2 กระบวนการทดลองจาร์เทสต์

เครื่องจาร์เทสต์ในการทดลองนี้ เป็นแบบเครื่องจาร์เทสต์แบบ 2 ใบพัด (Phipps and Bird, Richmond, Va.) และบีกเกอร์ขนาด 1 ลิตร ดังแสดงในรูปที่ 3.3 โดยเติมสารเคมีให้น้อยที่สุดในกระบวนการเพื่อลดการเจือจางตัวอย่างน้ำ (ไม่เกิน 4 เปอร์เซ็นต์ของปริมาณตัวอย่างน้ำทั้งหมด) (AWWA, 1999) สารเคมีที่เติมระหว่างการกวนเร็วใช้ digital micropipettes และ disposable polypropylene tips (Weaton Calibra.) เมื่อเติมสารโคแอกกูแลนต์ กวนเร็วด้วยความเร็วรอบ 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที และ กวนช้า 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 20 นาที โดยควบคุมค่า pH ด้วย 0.2 หรือ 1 N H₂SO₄ หรือ NaOH ตามสภาวะที่กำหนดไว้ทั้งก่อนและหลังการเติมสารโคแอกกูแลนต์ เนื่องจาก ถ้าค่า pH ไม่เสถียรระหว่างกระบวนการทดลองจะส่งผลกระทบต่อปฏิกิริยาทางเคมี (เช่น precipitation, hydrolysis) และ gas transfer (loss of CO₂) หลังจากกระบวนการกวนช้าและปล่อยให้ตกตะกอนเป็นเวลา 1 ชั่วโมง น้ำตัวอย่างส่วนที่ใส (supernatant) ถูกเก็บเพื่อนำไปหาค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ คือ ความเป็นด่าง, UV-254, DOC, THMFP และ FEEM จากนั้นทำการทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูแลชันในขั้นต่อไป



รูปที่ 3.3 เครื่อง Jar-test

3.2.3 การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน

จากหัวข้อที่ 3.2.2 อธิบายถึงกระบวนการทดลองจาร์เทสต์ เมื่อเสร็จสิ้นแต่ละการทดลอง ผลการทดลองถูกวิเคราะห์และเลือกปริมาณความเข้มข้นของสารโคแอกกูแลนต์และค่า pH ที่เหมาะสม โดยอาศัยปัจจัยในการวิเคราะห์หาสภาวะที่เหมาะสม คือ ให้ความสามารถในการลดลงของค่า DOC หรือ UV-254 ได้สูงที่สุด

โดยกระบวนการทดลองนี้ กำหนดสภาวะสำหรับการทดลองในหัวข้อที่ 3.4 โดยกำหนดสภาวะการใช้สาร PAC1 เป็นสารโคแอกกูแลนต์เป็นสภาวะทั่วไปและการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเพิ่มประสิทธิภาพ เช่น polymer และการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ โดยเติมลงไปพร้อมกับสารโคแอกกูแลนต์ก่อนการกวนเร็ว และนำน้ำส่วนใส่ภายหลังการกระบวนการโคแอกกูเลชันไปดำเนินการทดลองกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ Ozone เพื่อศึกษาการลดลงของ DOC, UV-254, THMFP และ FEEM

3.3 กระบวนการ Resin Fractionation

กระบวนการ Resin Fractionation เป็นกระบวนการที่ใช้ในการแยกสารอินทรีย์ละลายน้ำออกเป็น 2 ชนิดคือสารอินทรีย์ธรรมชาติชนิดชอบน้ำ (Hydrophilic Organic Fraction, HPI) และไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic Organic Fraction, HPO) โดยแผนผังกระบวนการทดลองแสดงในรูปที่ 3.4 เรซินที่ใช้เป็นชนิด DAX-8 ซึ่งมีค่าความพรุนเท่ากับ 0.6 ในขั้นตอนการเตรียมเรซินนั้นทำโดยนำเรซินมาแช่ในสารละลาย NaOH เข้มข้น 0.1 นอร์มัล เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง หลังจากนั้นจะนำเรซินไปทำความสะอาด โดยใช้เครื่องมือ Soxhlet Extraction (รูปที่ 3.5) ซึ่งจะทำทำความสะอาดด้วย acetone และ hexane อย่างละ 24 ชั่วโมง เรซินที่ผ่านการทำความสะอาดแล้วจะถูกแช่ใน methanol จากนั้นนำเรซินไปใส่ในคอลัมน์และล้างเรซินด้วย NaOH 0.1 นอร์มัลและ HCl 0.1 นอร์มัล เป็นปริมาณเท่ากับ 2.5 เท่า bed volume ตามลำดับ ในกระบวนการสุดท้ายจะล้างเรซินด้วยน้ำ Milli-Q จนกระทั่งค่าการนำไฟฟ้าและค่า DOC มีค่าต่ำกว่า 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ และ 0.2 มก./ล. ตามลำดับ (Leenheer, 1981; Marhaba and Bengraïne, 2003) ซึ่งคุณลักษณะของเรซิน DAX-8 แสดงรายละเอียดได้ดังนี้

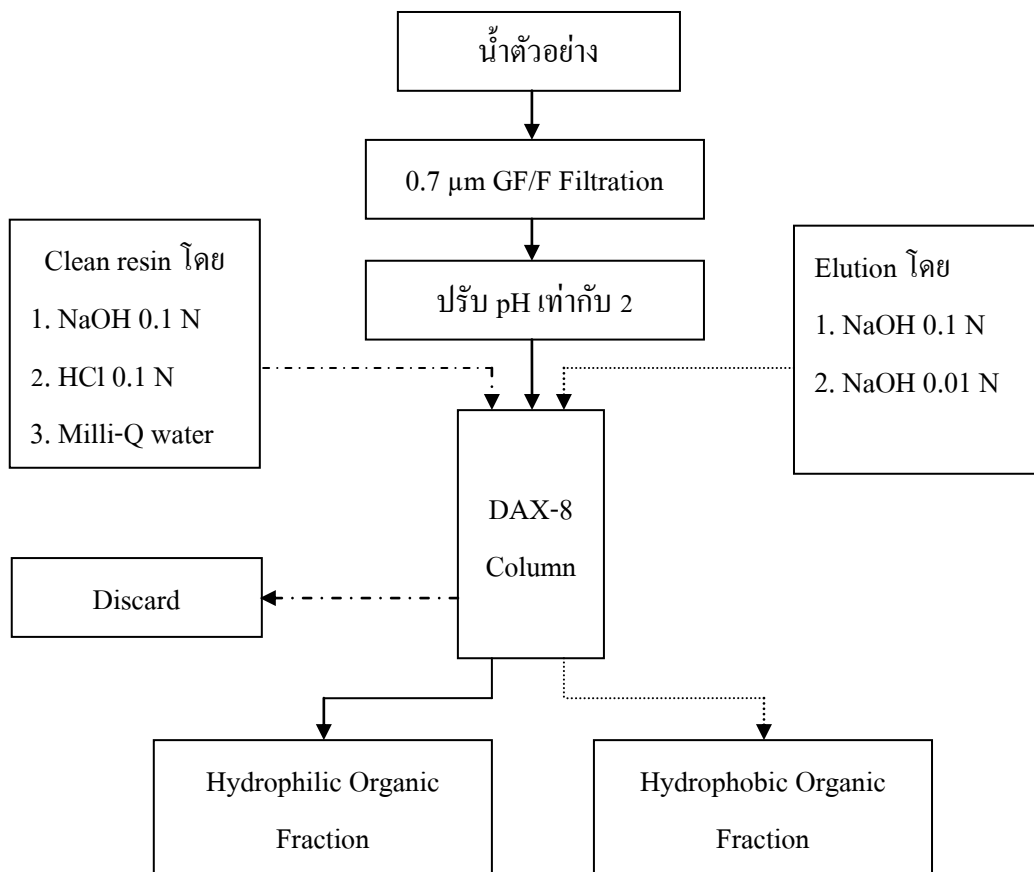
DAX-8

- Nonionic resin (SUPELCO)
- 60% Porosity
- 40-60 mesh
- 160 square meters per dry gram

ในส่วนของการเตรียมน้ำตัวอย่างก่อนที่จะนำมาผ่านเรซินนั้น น้ำตัวอย่างจะถูกกรองผ่านกระดาษกรองขนาด $0.7\ \mu\text{m}$ จากนั้นนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านการกรองมาปรับค่าพีเอช ให้เป็น 2 แล้วนำมาผ่านเรซินที่บรรจุในคอลัมน์โดยให้มีอัตราเร็วในการไหลผ่านเรซินต่ำกว่า $12\ \text{bed volumes/hr}$ น้ำส่วนที่ไหลผ่านเรซินจะเป็นส่วนของสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ

หลังจากนั้นจะล้างเรซินด้วยน้ำ Milli-Q เป็นปริมาณ $1\ \text{bed volumes}$ และปล่อยทิ้งในส่วนกระบวนการ Elution เพื่อให้ได้สารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ จะใช้สารละลาย NaOH 0.1 นอร์มัล ปริมาณเท่ากับ $0.25\ \text{bed volumes}$ และ NaOH 0.01 ปริมาณเท่ากับ $1.25\ \text{bed volumes}$ ปล่อยให้ไหลผ่านเรซินด้วยความเร็วไม่เกิน $2\ \text{bed volumes/hr}$ (Supelco, 1998)

ซึ่งลักษณะของเครื่องมือ Resin fractionation แสดงในรูปที่ 3.6



รูปที่ 3.4 แผนผังกระบวนการ Resin Fractionation



รูปที่ 3.5 เครื่องมือดึงเรซิน Soxhlet extraction

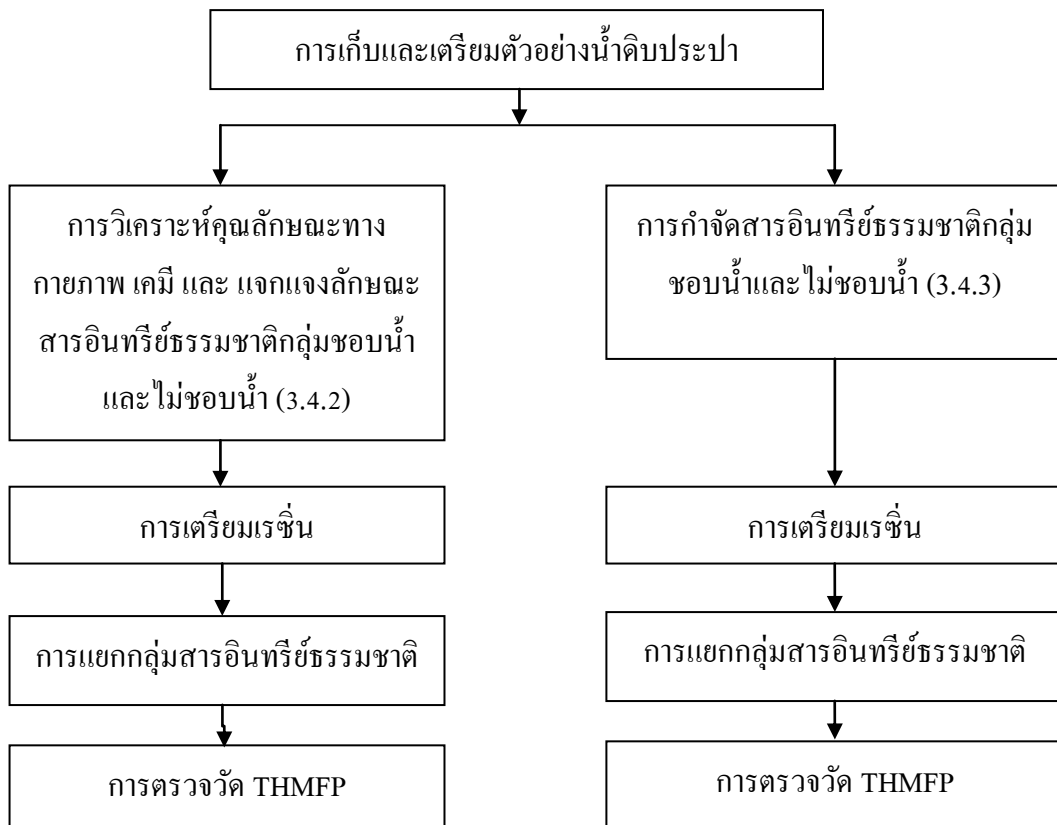


รูปที่ 3.6 เครื่องมือ Resin fractionations

3.4 กระบวนการทดลอง

น้ำตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษานี้ได้มาจากจุดสูบน้ำดิบประปา การประปาส่วนภูมิภาค อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาและน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ โดยเก็บน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปาเพื่อเป็นตัวแทนฤดูฝน (ครั้งที่1)ในวันที่ 17 กันยายน พ.ศ.2551 ตัวแทนฤดูแล้ง (ครั้งที่2)ในวันที่ 3 เมษายน พ.ศ.2552 และตัวแทนฤดูฝน (ครั้งที่3)ในวันที่ 2 กรกฎาคม พ.ศ.2552 และเก็บน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังเพื่อเป็นตัวแทนฤดูฝน(ครั้งที่ 1)ในวันที่ 17 กันยายน พ.ศ.2551 ตัวแทนฤดูแล้ง (ครั้งที่2) ในวันที่ 9 เมษายน พ.ศ. 2552 ตัวแทนฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ในวันที่ 2 กรกฎาคม 2552

กระบวนการทดลองในฤดูฝนและฤดูแล้ง ดังแสดงในรูปที่ 3.7



รูปที่ 3.7 กระบวนการทดลอง

3.4.1 การวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และแจกแจงลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ

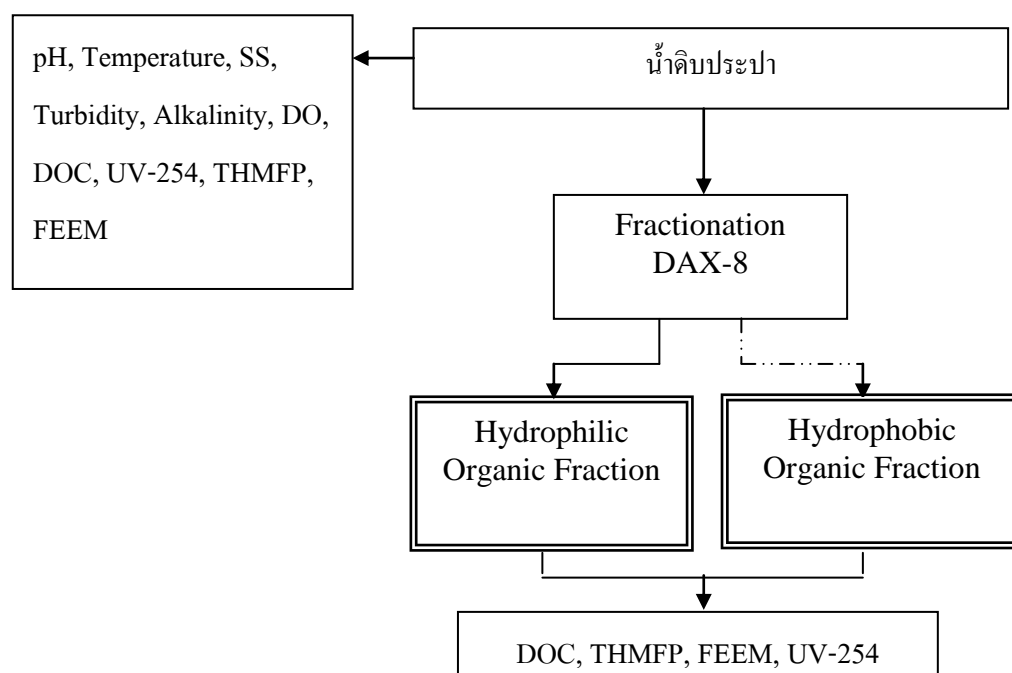
ก. เก็บตัวอย่างน้ำดิบประปาจากคลองอุต๊ะเกาบริเวณจุดสูบน้ำประปาเข้าสู่ระบบประปาหาดใหญ่และน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ข. วิเคราะห์หาค่าความขุ่น (turbidity) ของแข็งแขวนลอย (suspended solids) อุณหภูมิ (temperature) ความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) ความเป็นด่าง (alkalinity) dissolve oxygen (DO), DOC, THMFP, UV-254 และ FEEM ของน้ำดิบประปา

ค. กรองน้ำดิบประปาผ่านกระดาษกรอง 0.7 μm

ง. แยกสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาออกเป็นสองกลุ่มได้แก่ HPO และ HPI

จ. วิเคราะห์หาค่า DOC, THMFP, UV-254 และ FEEM ของสารอินทรีย์ธรรมชาติทั้งสองกลุ่มของน้ำดิบประปา (ดังรูปที่ 3.8)



รูปที่ 3.8 การวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และการแจกแจงลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ

3.2.2 การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ

สถานะที่ใช้ในการทดลองน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง แสดงดังตารางที่ 3.4 และ 3.5 ซึ่งหาสถานะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 และปริมาณสารโคแอกกูแลนต์ polyaluminum chloride (PACl) เท่ากับ 5, 10, 20, 30 และ 40 mg/L และทำการวัดค่า DOC, UV-254 และ FEEM จากนั้นเมื่อได้ปริมาณสารโคแอกกูแลนต์และพีเอชที่เหมาะสมสำหรับการใช้ PACl เพียงอย่างเดียวเพื่อเป็นค่าพื้นฐาน ซึ่งทำการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยเติมโพลิเมอร์และ/หรือถ่านกัมมันต์พร้อมกันก่อนกระบวนการกวนเร็ว สำหรับกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ Ozone นำตัวอย่างน้ำส่วนใสที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันไปบำบัดต่อด้วย Ozone

ตารางที่ 3.4 สถานะที่ใช้ในการทดลองการลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาจาก
คลองอู่ตะเภา

การทดลอง	สถานะที่ทำการทดลอง
1. PACl	ความเข้มข้น PACl ระหว่าง 0, 5, 10, 20, 30 และ 40 mg/L ค่า pH 7
2. PACl + Polymer	ความเข้มข้น PACl 40 mg/L และ pH 7 สถานะเหมาะสมจาก (1) ความเข้มข้น Polymer 1 mg/L
3. PACl + Polymer + PAC	ความเข้มข้น PACl 40 mg/L และ pH 7 สถานะเหมาะสมจาก (1) ความเข้มข้น Polymer 1 mg/L สถานะเหมาะสมจาก (2) PAC ระหว่าง 0, 10, 20, 40, 60 และ 80 mg/L
4. PACl + Polymer + Ozone	สถานะที่เหมาะสมจาก (2) ปริมาณ ozone ความเข้มข้น 72, 96 และ 132 g/Nm ³ ระยะเวลาการสัมผัส 30 นาที

ตารางที่ 3.5 สถานะที่ใช้ในการทดลองการลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาจาก
อ่างเก็บน้ำศรีตรังมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

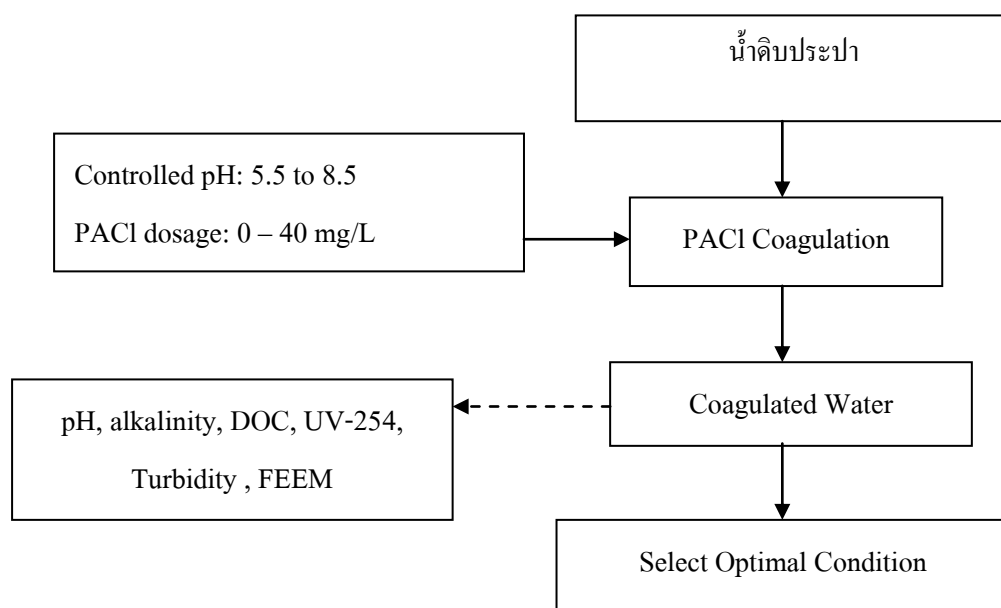
การทดลอง	สถานะที่ทำการทดลอง
1. PACl	10, 20, 30, 40 และ 50 mg/L ค่า pH 7
2. PACl+Polymer	PACl 20 มก./ล. (ความเข้มข้นที่เหมาะสมจาก 1) ร่วมกับ Polymer 0.1 mg/L
3. PACl+Polymer+PAC	PACl 20 mg/L และ Polymer 0.1 mg/L (ความเข้มข้นที่เหมาะสมจาก 2) และ PAC 10, 15, 20 และ 25 mg/L
4. PACl+Polymer+Ozone	PACl 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L pH 7 ร่วมกับ ozone 132 mg/hr contact time 30 min

กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI

ก. ทำการทดลองโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACI ที่ความเข้มข้นระหว่าง 0 ถึง 40 mg/L และควบคุมค่าพีเอช 7 เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ (ดังรูปที่ 3.9)

ข. นำน้ำตัวอย่างหลังจากกระบวนการทดลอง ทำการวิเคราะห์ pH, alkalinity, DOC, UV-254, Turbidity และ FEEM

ค. เลือกความเข้มข้นและค่าความเป็นกรดเป็นด่างที่เหมาะสมมาทำการโคแอกกูเลชันเพื่อนำน้ำตัวอย่างไปแยกสารอินทรีย์ออกเป็นสองกลุ่ม



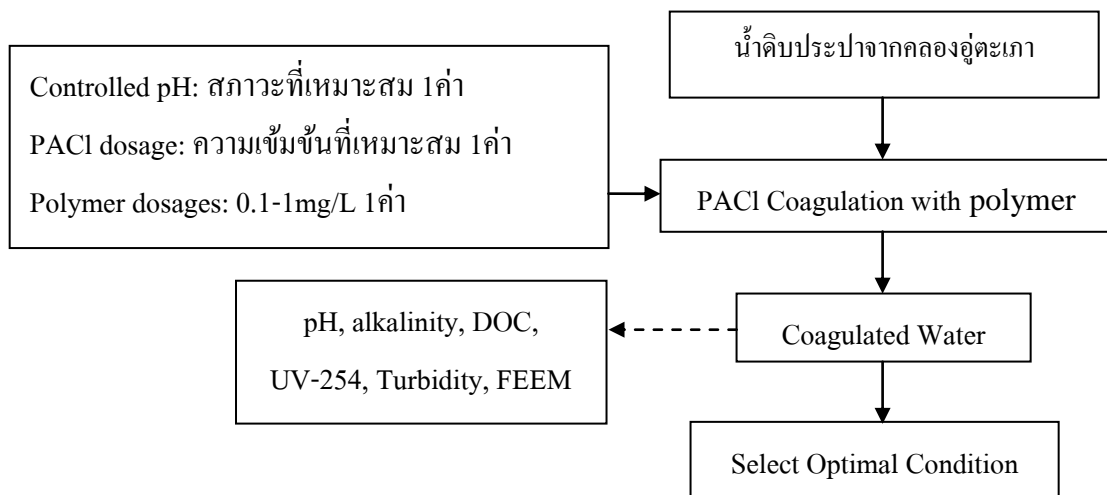
รูปที่ 3.9 แผนผังการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI

การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI ร่วมกับ Polymer

ก. ทำการทดลองโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACI ความเข้มข้น 1 ค่า จากสภาวะที่เหมาะสม และสารโพลีเมอร์ 1 ค่า จากสภาวะที่เหมาะสม และควบคุมค่าความเป็นกรดเป็นด่าง 1 ค่า จากสภาวะที่เหมาะสม เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์สำหรับ PACI ร่วมกับ Polymer (ดังรูปที่ 3.10)

ข. นำน้ำตัวอย่างหลังจากกระบวนการทดลอง ทำการวิเคราะห์ pH, alkalinity, DOC, UV-254, Turbidity และ FEEM

ค. เลือกความเข้มข้นและค่าความเป็นกรดเป็นด่างที่เหมาะสมมาทำการโคแอกกูเลชันเพื่อนำน้ำตัวอย่างไปแยกสารอินทรีย์ออกเป็นสองกลุ่ม



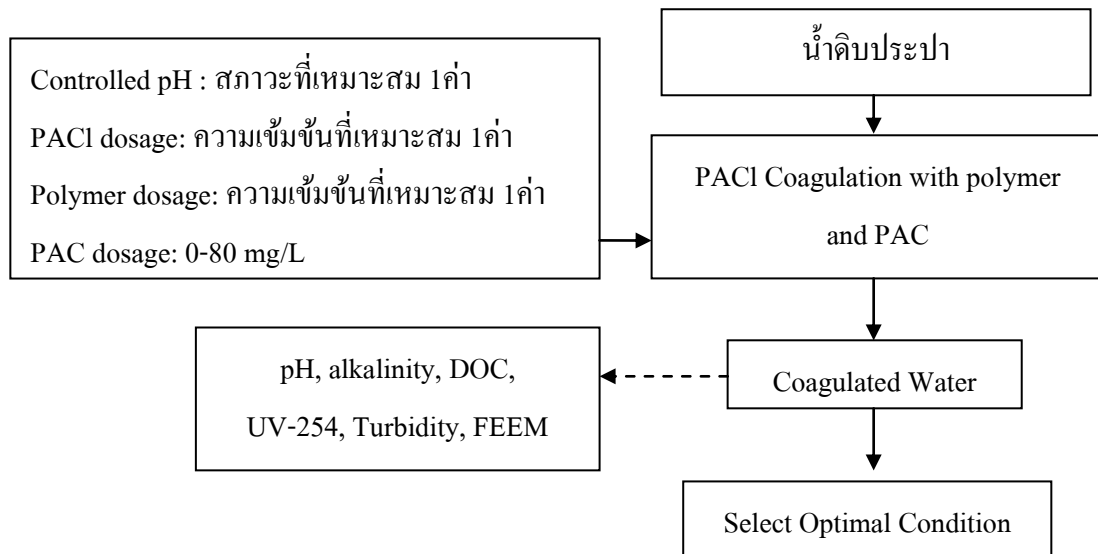
รูปที่ 3.10 แผนผังการทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI ร่วมกับ Polymer

การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC

ก. ทำการทดลองโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACI 1ค่า จากสภาวะที่เหมาะสม และ PAC ค่าระหว่าง 0 ถึง 80 mg/L และควบคุมค่าความเป็นกรดเป็นด่างจากข้อ จากสภาวะที่เหมาะสม เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ สำหรับ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC (ดังรูปที่ 3.11)

ข. นำน้ำตัวอย่างหลังจากกระบวนการทดลอง ทำการวิเคราะห์ pH, alkalinity, DOC, UV-254, Turbidity และ FEEM

ค. เลือกความเข้มข้นและค่าความเป็นกรดเป็นด่างที่เหมาะสมมาทำการโคแอกกูเลชันเพื่อนำน้ำตัวอย่างไปแยกสารอินทรีย์ออกเป็นสองกลุ่ม



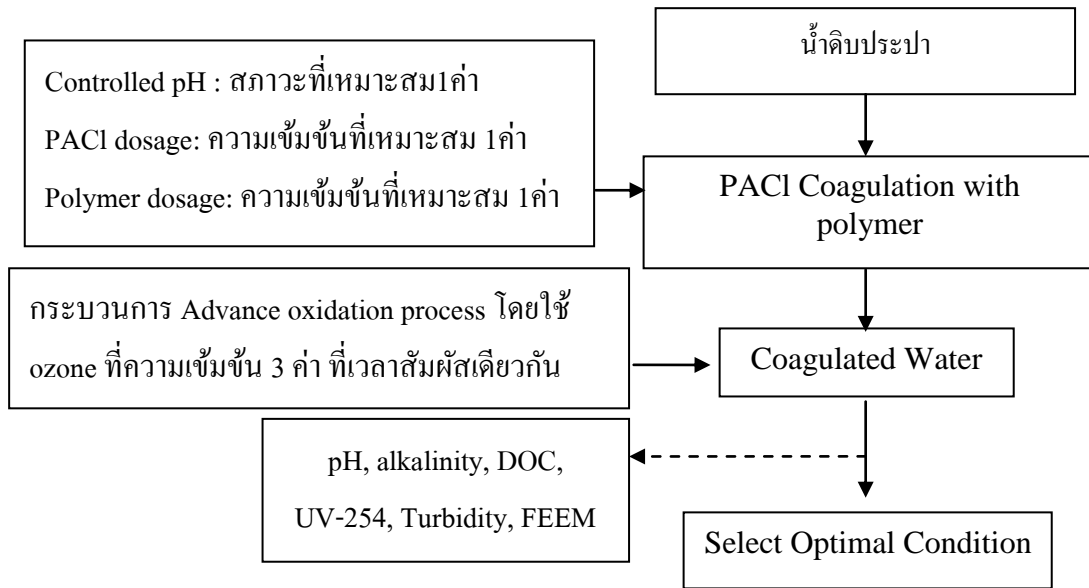
รูปที่ 3.11 แผนผังการทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้ PACl ร่วมกับ polymer และ PAC

การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACl และ Polymer ร่วมกับกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ Ozone

ก. ทำการทดลองโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้สารส้มและโพลิเมอร์ที่ความเข้มข้นในสภาวะที่เหมาะสม แล้วนำน้ำใสที่ได้ไปบำบัดต่อด้วยกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ ozone ที่ความเข้มข้นต่างกัน 3 ค่า และเวลาสัมผัส 1 ค่า (ดังรูปที่ 3.12)

ข. นำน้ำตัวอย่างหลังจากกระบวนการทดลอง ทำการวิเคราะห์ pH, alkalinity, DOC, UV-254, Turbidity และ FEEM

ค. เลือกความเข้มข้นและค่าความเป็นกรดเป็นด่างที่เหมาะสมมาทำการโคแอกกูเลชันเพื่อนำน้ำตัวอย่างไปแยกสารอินทรีย์ออกเป็นสองกลุ่ม



รูปที่ 3.12 แผนผังการทดลองกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ
กระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ ozone

ระหว่างการดำเนินการวิจัยได้มีการทำการทดลองเพิ่มเติม การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยวิธีการ Coagulation ด้วย Polymer , PACI + PAC , PACI + Ozone , Ozone + PACI เพื่อใช้ในการเปรียบเทียบกับวิธีการทดลองอื่น โดยใช้น้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาเพื่อใช้ในการวิเคราะห์ผลการทดลอง

3.5 วิธีวิเคราะห์และเครื่องมือ

3.5.1 พีเอช

การวัดค่าพีเอชใช้วิธีวัดตั้งระบุใน Standard method 4500-H⁺ B ด้วย pH meter HACH รุ่น Sessions 1

3.5.2 อุณหภูมิ

วัดโดยตรงจากเครื่อง โดยใช้ pH meter HACH รุ่น Sessions 1

3.5.3 ความเป็นค่า

ความเป็นค่าวิเคราะห์โดยใช้วิธีตั้งระบุใน Standard method 2320B

3.5.4 ความขุ่น

ความขุ่นใช้วิธีวัดดังระบุใน Standard method 2130 B ด้วย Turbidity Meter HACH รุ่น 2100N

3.5.5 UV-254

UV-254 ใช้วิธีวิเคราะห์ดังระบุใน Standard method 5910B ด้วย Spectrophotometer Spectronic Unicam รุ่น Genesys 10 UV

3.5.6 TOC และ DOC

ใช้วิธีดังระบุใน Standard method 5310C โดยใช้วิธี Wet-Oxidation โดยน้ำตัวอย่างจะถูกกรองผ่านกระดาษกรองขนาด 1.2 μm ก่อนที่จะทำการวัดค่า TOC และน้ำตัวอย่างจะถูกกรองผ่านกระดาษกรองขนาด 0.7 μm ก่อนที่จะทำการวัดค่า DOC โดยใช้เครื่อง O.I.analytical 1010 TOC Analyze

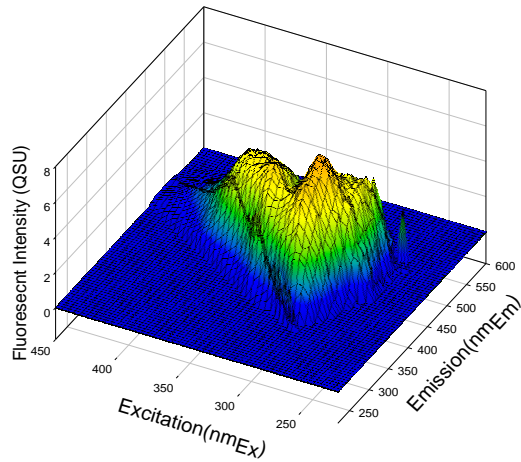
3.5.7 FEEM

วัดโดยตรงจากเครื่องโดยใช้เครื่อง Spectrofluorometer ของ JASCO รุ่น FP-750

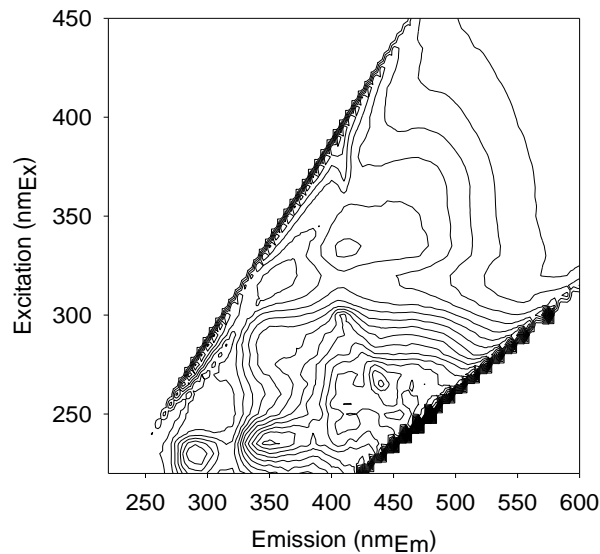
ขั้นตอนการวัดน้ำตัวอย่างโดย Spectrofluorometer

ในการวัด FEEM ของน้ำตัวอย่างโดยใช้ Spectrofluorometer นั้น น้ำตัวอย่างจะต้องผ่านการกรองด้วยกระดาษกรอง GF/F ขนาด 0.7 μm เพื่อกำจัดสารอินทรีย์แขวนลอยและสารอินทรีย์คอลลอยด์ จากนั้นนำน้ำตัวอย่างใส่ในคิวเว็ตโปร่งแสงทั้งสี่ด้านเพื่อทำการวัดค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ตามความยาวคลื่นที่ใช้ในการกระตุ้นระบบคอมพิวเตอร์จะควบคุมการส่องแสง Fluorescence ที่ความยาวคลื่น (excitation wavelength: Ex) ตั้งแต่ 220 nm ถึง 600 nm โดยวัดตามความยาวคลื่นที่เพิ่มขึ้นครั้งละ 10 nm

การวัด FEEM เป็นการวัดแบบต่อเนื่อง เมื่อการวัดเสร็จสิ้นระบบคอมพิวเตอร์จะแสดงผลในรูปแบบของ Fluorescence Excitation- Emission Matrix (FEEM) โดยจะแสดงผลได้ทั้งแบบสามมิติซึ่งแกน X แสดงค่า “FEEM” มีหน่วยเป็น nm มีแกน Y แสดงค่า “Ex” มีหน่วยเป็น nm ส่วนแกน Z แสดงค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ดังแสดงในรูปที่ 3.13 หรือแสดงผลในรูปแบบ Contour ดังแสดงในรูปที่ 3.14



รูปที่ 3.13 ผลของ Fluorescent Excitation-Emission Matrix (FEEM) ในรูปแบบสามมิติ



รูปที่ 3.14 ผล Fluorescent Excitation-Emission Matrix (FEEM) ในรูปแบบ Contour

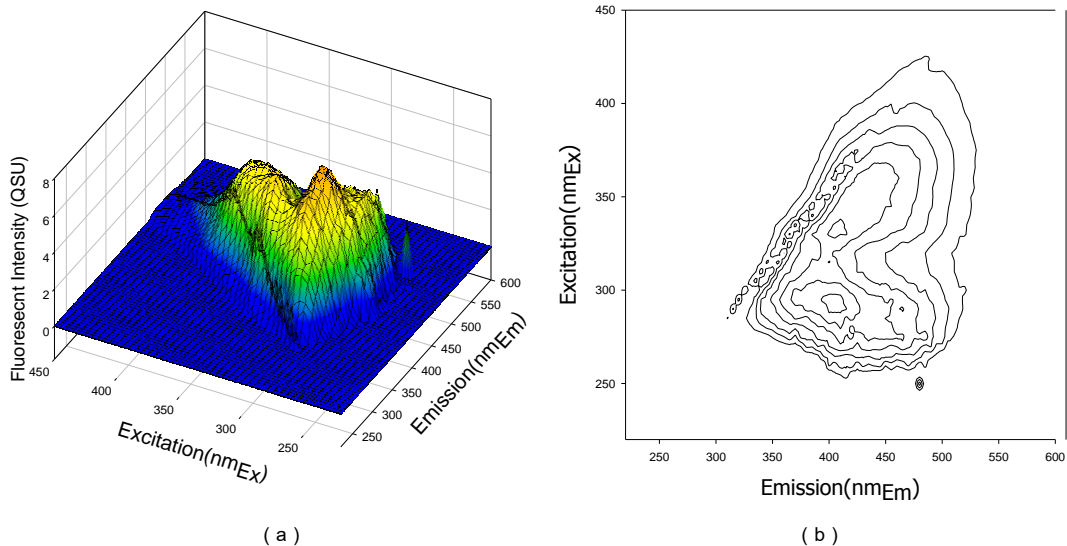
ในการเปิดใช้งานเครื่อง Spectrofluorometer แต่ละครั้ง หลอด Xenon จะให้พลังงานแสงไม่คงที่และไม่เท่ากัน ดังนั้นเพื่อเป็นการแก้ปัญหาการให้พลังงานแสงไม่คงที่ของหลอด Xenon ก่อนทำการวัดและหลังการวัดน้ำตัวอย่างต้องมีการทำ Photometric Stability ของเครื่องนั้นจะมีความแตกต่างกันตามรุ่นและชนิดของเครื่อง Spectrofluorometer ที่ใช้ นอกจากนี้เพื่อเป็นการแก้ปัญหาลอด Xenon ให้พลังงานแสงไม่เท่ากัน ในการวิเคราะห์น้ำตัวอย่าง ทุกครั้ง

ต้องมีการทำ Calibration Standard โดยใช้สาร Quinine Sulfate ในสารละลายกรดซัลฟริกเข้มข้น 0.1 โมลาร์ ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10, 15 และ 20 $\mu\text{m/L}$ ตามลำดับแล้วนำไปวัด Fluorescent Intensity ที่ “Em” เท่า 450 nm และใช้พลังงานกระตุ้นที่ “Ex” เท่ากับ 345 nm โดย 1 Quinine Sulfate Unit (1 QSU) เท่ากับ ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ของสารมาตรฐานที่ความเข้มข้น 1 $\mu\text{g/L}$ (Coble 1996; Nakajima *et al.*, 2002; Chem *et al.*, 2003; and Sierra *et al.* 2005)

โดยก่อนที่จะทำการวิเคราะห์ต้องมีการปรับค่าพีเอช ในน้ำให้มีความเป็นกลาง (pH 7) แล้วจึงนำไปวิเคราะห์โดยใช้เครื่อง Spectrofluorometer

การประมวลผลข้อมูลของ FEEM ที่ได้จากการทดลอง

ขั้นตอนการประมวลผลข้อมูลของ FEEM ที่ได้จากการทดลอง เมื่อได้ผล EEM ของน้ำตัวอย่างและน้ำ Milli-Q ในรูปแบบ ASCII (*.TXT) หลังจากนั้นจะนำไปปรับให้อยู่ในรูปแบบฐานข้อมูล Excel ซึ่งเป็นข้อมูลของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ Excitation และ Emission ต่าง ๆ และจะนำข้อมูล Excel มาคำนวณในโปรแกรม Model ซึ่งโปรแกรมจะทำการคำนวณโดยนำค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำตัวอย่างมาลบค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำ Milli-Q ออกและนำมาการด้วย 4.0 ซึ่งเป็นค่าเท่ากับ 1 QSU ในขั้นตอนต่อไปจะนำผล FEEM ที่ได้จากโปรแกรม Model ไปประมวลผลต่อโดยใช้โปรแกรมคอมพิวเตอร์ ซึ่งสามารถแสดงผลของข้อมูลในรูปแบบสามมิติและแบบ contour โดยผล FEEM ของน้ำตัวอย่างเมื่อผ่านการประมวลผลโดยใช้โปรแกรมคอมพิวเตอร์ ในรูปแบบ contour และเมื่อพิจารณา FEEM ในช่วงของความยาวคลื่น excitation (Ex) \geq ความยาวคลื่น emission (Em) หรือที่ $\text{Ex} \times 2 \leq \text{Em}$ (Komatsu *et al.*, 2005) ทำการลบ Rayleigh และ Raman scattering พิกที่ $\text{Em} \pm 10$ ถึง 15 nm ในแต่ละ Ex (Zepp *et al.*, 2004) จะได้ผล FEEM ของน้ำตัวอย่างในรูปแบบสามมิติ และ contour



รูปที่ 3.15 ผลของ FEEM ของน้ำตัวอย่างในรูปแบบสามมิติ (a) และ contour (b) ที่ได้จากโปรแกรมคอมพิวเตอร์

3.5.8 Trihalomethane Formation Potential (THMFP)

การตรวจวิเคราะห์ค่า THMs โดยการหาค่าความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 กลุ่ม ประกอบด้วย Chloroform, Dichlorobromoform, Dibromochloroform และ Bromoform ตามวิธีการของ Standard method ในส่วน 5710 B. Trihalomethane formation potential และใช้สารละลายมาตรฐาน Bromofluorobenzene เป็น Internal standard ซึ่งมีรายละเอียดและวิธีการต่างๆ ดังนี้

1) การหาปริมาณคลอรีนคงเหลือ (Free chlorine residual)

การหาปริมาณคลอรีนคงเหลือในน้ำตัวอย่าง เริ่มต้นจากการนำน้ำตัวอย่างมาเติมสารคลอรีน (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-Pentan) เขย่าอย่างแรงด้วยมือเป็นเวลา 2 นาที รอให้เกิดการแยกชั้นเป็นเวลาอย่างน้อย 2 นาที แล้วดูดเอาเฉพาะสารละลายในชั้นของตัวทำละลายสกัด (ชั้นบน) ลงในขวดเก็บตัวอย่างสำหรับสารละลายสกัด และเก็บรักษาตัวอย่างไว้

ที่อุณหภูมิต่ำกว่า 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 3.6

ตารางที่ 3.6 HP 6890 GC method สำหรับวิเคราะห์ THMs

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

เครื่องมือและวิธีการวิเคราะห์สำหรับการทดลองนี้สรุปดังตารางที่ 3.7

ตารางที่ 3.7 เครื่องมือและวิธีการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	เครื่องมือ/อุปกรณ์	วิธีอ้างอิง*
พีเอช	pH meter HACH Sessions 1	Standard method 4500-H ⁺ B
ความขุ่น	Turbidity Meter HACH รุ่น 2100N	Standard method 2130 B
ค่าการนำไฟฟ้า	Conductivity Meter YSI 3200	Standard method 2510 B
ความเป็นด่าง	Titration method	Standard method 2320 B
UV-254	Spectrophotometer spectronic unicam รุ่น Genesys 10 UV	Standard method 5910 B
DOC	O.I. analytical 1010	Standard method 5310
FEEM	Spectrofluorometer JASCO FP-6200	วัดโดยตรง
Free chlorine residual	Spectrophotometer spectronic unicam รุ่น Genesys 10 UV	Standard method 4500-Cl G
TTHM ₀ , TTHM ₇ (THMFP)	HP 6890 GC	Standard method 5710 และ 6232B

ที่มา: *Standard methods, 1995

สำหรับสารเคมีทุกชนิดในกระบวนนี้เป็น Analytical grade และดำเนินการทดลองวัดพารามิเตอร์ซ้ำ 3 ครั้งในทุกพารามิเตอร์

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์ผล

4.1 ลักษณะทางกายภาพและเคมีในน้ำดิบประปา

ตารางที่ 4.1 แสดงลักษณะทางกายภาพและทางเคมีในน้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา พบว่าค่าพีเอชในน้ำดิบจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเท่ากับ 6.9, 6.7 และ 6.8 ตามลำดับ ค่าความขุ่นในน้ำดิบในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) มีค่าเท่ากับ 290 NTU ซึ่งเป็นค่าที่สูงเนื่องจากช่วงเวลาก่อนวันเก็บตัวอย่างน้ำมีฝนตกหนักจึงทำให้เกิดการชะหน้าดินบริเวณรอบคลองลงสู่คลองอู่ตะเภา น้ำตัวอย่างในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) มีค่าเท่ากับ 21.5 NTU และน้ำตัวอย่างในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) มีค่าเท่ากับ 22.8 NTU สอดคล้องกับการศึกษาของ กมลนาวิณและคณะ (2551) ซึ่งพบว่าค่าความขุ่นในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาในฤดูฝนและฤดูแล้งมีค่า 312 และ 18.7 NTU ตามลำดับ ซึ่งมีค่าความขุ่นใกล้เคียงกับการศึกษานี้ สำหรับค่า Suspended Solid ในน้ำดิบในการศึกษานี้มีค่าเท่ากับ 272, 66 และ 60 mg/L ตามลำดับ ซึ่งค่าความขุ่นและ Suspended Solid ที่มีค่าสูงจะทำให้ต้องใช้ปริมาณสารเคมีที่สูงในส่วนการบำบัดน้ำใสของระบบการผลิตน้ำประปา (AWWA, 1999)

ค่าความเป็นด่างในน้ำดิบจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเท่ากับ 24, 26.1 และ 26.4 mg/L as CaCO₃ ตามลำดับ สอดคล้องกับการศึกษาของ Chaisri *et al.*, (2008) ซึ่งเก็บน้ำดิบ 4 ครั้งระหว่างฤดูฝนและฤดูแล้งพบว่าค่าความเป็นด่างมีค่าประมาณ 10 ถึง 24 mg/L as CaCO₃ ค่าความเป็นด่างมีผลการดำเนินการโคแอกกูเลชัน จากข้อมูลข้างต้นค่าความเป็นด่างของตัวอย่างน้ำดิบประปามีค่าค่อนข้างต่ำทำให้มีความจำเป็นต้องเพิ่มความเป็นด่างระหว่างกระบวนการโคแอกกูเลชัน (AWWA, 1999)

ค่า Dissolved Organic Carbon (DOC) โดยทั่วไปใช้เป็นพารามิเตอร์ตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ ในการหาค่าสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (DOC) ซึ่งสามารถแยกออกได้โดยใช้กระดาษกรอง GF/F ขนาด 0.7 μm ค่า DOC ในน้ำดิบจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเท่ากับ 10.7, 6.9 และ 4.5 mg/L ตามลำดับ

ค่า UV-254 ซึ่งใช้ในการวัดสารประกอบอินทรีย์ประเภท aromatic hydrocarbon หรือ extended conjugation โดยสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำจะดูดกลืนแสง UV ที่ความยาวคลื่น 254 nm ได้ดีที่สุด ซึ่งสามารถใช้เป็นดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติได้ ค่า UV-254 ในน้ำดิบจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเท่ากับ 0.112, 0.228 และ 0.238 cm^{-1} ตามลำดับ

สำหรับค่า SUVA ในน้ำดิบจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเท่ากับ 1.1, 3.3 และ 5.3 L/mg-m ตามลำดับ SUVA เป็นดัชนีตัวแทนของ สารอินทรีย์กลุ่ม aromatic hydrocarbon ต่อ

สารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมด ในกรณีที่สารอินทรีย์มีอัตราส่วนของสารกลุ่ม aromatic hydrocarbon ต่อสารอินทรีย์ทั้งหมดมีค่าสูง โอกาสที่จะลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันได้ดี (USEPA., 1999; AWWA., 1999) เช่นเดียวกันกรณีน้ำตัวอย่างที่มีค่า SUVA ต่ำโดยส่วนใหญ่ ประกอบด้วยสารอินทรีย์กลุ่ม aliphatic hydrocarbon (Edzwald *et al.*, 1985) ซึ่งไม่เหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันเพียงอย่างเดียวในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าว จึงมีความจำเป็นที่จะต้องศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยโคติเมโพลิเมอร์และ/หรือการดูดติดด้วยถ่านกัมมันต์หรือการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ Ozone เพื่อลดสารอินทรีย์กลุ่ม aliphatic hydrocarbon ในน้ำดิบ

ตารางที่ 4.1 ลักษณะทางกายภาพและเคมีในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภา

พารามิเตอร์	ผลการวิเคราะห์		
	ครั้งที่ 1 (ฤดูฝน)	ครั้งที่ 2 (ฤดูแล้ง)	ครั้งที่ 3 (ฤดูฝน)
พีเอช (pH)	6.9	6.7	6.8
ความขุ่น (NTU)	290	21.5	22.8
ของแข็งแขวนลอย (mg/L)	272	66	60
ความเป็นด่าง (mg/L as CaCO ₃)	24	26.1	26.4
ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (mg/L)	5	4.6	6.3
UV-254 (cm ⁻¹)	0.112	0.228	0.238
DOC (mg/L)	10.7	6.9	4.5
SUVA (L/mg-m)	1.1	3.3	5.3

ตารางที่ 4.2 ลักษณะทางกายภาพและเคมีในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

พารามิเตอร์	ผลการวิเคราะห์		
	ครั้งที่ 1 (ฤดูฝน)	ครั้งที่ 2 (ฤดูแล้ง)	ครั้งที่ 3 (ฤดูฝน)
พีเอช	7.2	6.9	7.1
อุณหภูมิ (°C)	28.5	29.5	29.0
ความเป็นด่าง (mg/L as CaCO ₃)	33.5	35.8	34.0
ความขุ่น (NTU)	2.5	3.7	2.56
DO (mg/L)	7.1	8.3	7.2
SS (mg/L)	3.9	4.7	4.4
UV-254 (cm ⁻¹)	0.068	0.098	0.063
DOC (mg/L)	3.2	4.3	3.2
SUVA (L/mg-m)	2.1	2.3	2.0

ผลการศึกษาคณภาพน้ำทางกายภาพ เคมีของน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1, 2 และ 3 แสดงดังตารางที่ 4.2 พบว่าน้ำตัวอย่างมีสภาพน้ำดิบค่อนข้างเป็นกลาง โดยมีค่าพีเอช เท่ากับ 7.2, 6.9 และ 7.1 ตามลำดับ ส่วนใหญ่ในธรรมชาติจะมีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 5.0-9.0 (มาตรฐานคุณภาพน้ำแหล่งน้ำผิวดิน, 2535) มีค่าอุณหภูมิของน้ำดิบ เท่ากับ 28.5, 29.5 และ 29 องศาเซลเซียส ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่าความขุ่นของน้ำตัวอย่างพบว่า มีค่าค่อนข้างต่ำ เท่ากับ 2.5, 3.7 และ 2.56 NTU ตามลำดับ จากการศึกษาความขุ่น พบว่า สอดคล้องกับการศึกษาของ เขวามาเลย์ สุดาจันทร์ และคณะ (2551); กษมล บัวแก้ว และ กอแก้ว คงแก้ว (2552) ซึ่งได้ศึกษาคณภาพน้ำดิบของอ่างเก็บน้ำศรีตรัง 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 แพลงตอนพืช และแพลงตอนสัตว์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ อีกส่วนหนึ่งมาจากการสะสมของสารอินทรีย์ในอ่างเก็บน้ำศรีตรังซึ่งรับน้ำมาจากเขาคองส์ ค่าความเป็นด่างในรูป CaCO_3 ของน้ำดิบทั้ง 2 ฤดูกาล เท่ากับ 33.5 และ 35.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าสูงกว่าผลการศึกษาของ นิวัฒน์ มุหมิน (2551); กษมล บัวแก้ว และ กอแก้ว คงแก้ว (2552) และ อาณิณี ละใบจิ (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 ตันทุลเวศม์, 2542) จากการเก็บน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งพบว่า มีค่าออกซิเจนละลายน้ำ เท่ากับ 7.1, 8.3 และ 7.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ นอกจากนี้ยังตรวจพบปริมาณของแข็งที่แขวนลอยในน้ำน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งเท่ากับ 3.9, 4.7 และ 4.4 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

สำหรับการตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบ โดยการวิเคราะห์ดัชนีตัวแทนในรูปของ UV-254 พบว่า น้ำดิบจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1, 2 และ 3 มีค่า UV-254 เท่ากับ 0.068, 0.098 และ 0.063 cm^{-1} ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาค่า DOC พบว่า ในน้ำดิบมีค่า DOC เท่ากับ 3.2, 4.3 และ 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร 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 ปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำแปรผันไปตามช่วงเวลาและฤดูกาล โดยทั่วไปในฤดูแล้งมีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำปนเปื้อนในอ่างเก็บน้ำสูงกว่าในฤดูฝน (Page *et al.*, 2003; Mash *et al.*, 2004; Wei *et al.*, 2008; Suksaroj *et al.*, 2009) เนื่องจากการที่น้ำขังนิ่งเป็นเวลานานทำให้เกิดปฏิกิริยาต่างๆ ทั้งทางด้านกายภาพ เคมี และชีวเคมีเกิดขึ้นได้ทั้งชั้นน้ำ สารอินทรีย์และตะกอนแขวนลอยต่างๆ

เกิดการตกตะกอนและจมลงสู่ก้นอ่าง (มันสิน ตันทุเทศม์, 2542) ทำให้ในฤดูแล้งมักมีปริมาณธาตุอาหารในน้ำสะสมมากยิ่งขึ้น ซึ่งอาจเหมาะสมกับการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของพืช และกระบวนการสลายตัวของจุลินทรีย์ต่างๆ ในแหล่งน้ำ ส่งผลให้มีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในอ่างเก็บน้ำเพิ่มมากขึ้น

เมื่อพิจารณาค่า SUVA ซึ่งเป็นค่าอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์กลุ่ม humic (Peuravuori and Pihlaja, 1997) ต่อสารอินทรีย์ทั้งหมดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ (UV-254/DOC) ค่า SUVA จึงเป็นดัชนีชี้วัดความเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำออกจากน้ำดิบ (James *et al.*, 2003; Liang *et al.*, 2003; Kanokkantung *et al.*, 2006) หรืออธิบายได้ว่าหากน้ำดิบมีค่าอัตราส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม humic ต่อสารอินทรีย์ทั้งหมดมีค่ามากกว่า 2.0 L/mg-m (USEPA, 1999) สามารถใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันมากำจัดสารอินทรีย์ได้ดี ส่วนน้ำดิบที่มีค่า SUVA ต่ำ ประกอบด้วยสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic (AWWA, 1993) ไม่เหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยจากการวิเคราะห์ค่า SUVA ในน้ำดิบทั้ง 3 ครั้ง พบว่า มีค่าเท่ากับ 2.1, 2.3 และ 2.0 L/mg-m ตามลำดับ ด้วยเหตุนี้จึงกล่าวได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถนำมาใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง แต่จะเห็นได้ว่า น้ำดิบทั้ง 3 ครั้ง มีค่า SUVA สูงกว่า 2.0 L/mg-m เล็กน้อย และประกอบกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังเป็นน้ำดิบที่มีค่าความขุ่นค่อนข้างต่ำ ทำให้การใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียวไม่สามารถกำจัดความขุ่นและ DOM ได้อย่างเพียงพอ ดังนั้นในการทดลองครั้งนี้จึงต้องมีการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน เพื่อช่วยให้เกิดโคแอกกูเลชันได้ดียิ่งขึ้น เพราะการลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำได้มากที่สุดคือการลดโอกาสการก่อตัวของสารก่อมะเร็งในน้ำประปา สำหรับการเปรียบเทียบค่าดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ UV-254 DOC และ SUVA ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทย (Janhom, 2004; Homkin, 2005; Chaimongkol, 2008; Suksaroj *et al.*, 2009; อัครวินทร์ พุ่มไพศาลชัย, 2548) กับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ซึ่งทุกอ่างเก็บน้ำมีน้ำขุ่นเป็นเวลานานทำให้มีสารอินทรีย์ละลายน้ำสะสมอยู่ในอ่างเก็บน้ำ และเพื่อชี้ให้เห็นถึงความแตกต่างของปริมาณการปนเปื้อนสารอินทรีย์ละลายน้ำในอ่างเก็บน้ำแหล่งต่างๆ ที่ถูกนำมาผลิตน้ำประปา ดังแสดงในตารางที่ 4.3 เมื่อเปรียบเทียบค่า UV-254 ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำทั้ง 6 แห่ง พบว่า อ่างเก็บน้ำที่มีค่า UV-254 มากที่สุด (เรียงจากมากไปหาน้อย) คือ อ่างเก็บน้ำแม่เห็ยะ อ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ อ่างเก็บน้ำคลองหลา อ่างเก็บน้ำศรีตรัง อ่างเก็บน้ำสะเดา และอ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว เมื่อพิจารณาความหมายของค่า UV-254 กล่าวได้ว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถดูดกลืนแสงยูวีได้ดีนั้น เป็นสารอินทรีย์โมเลกุลขนาดใหญ่ มีโครงสร้างเป็น aromatic หรือพันธะคู่ (Edzward *et al.*, 1985; Janhom *et al.*, 2004; Raccaro *et al.*, 2009) ดังนั้นจากทฤษฎีจึงกล่าว

ได้ในเบื้องต้นว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างเป็น aromatic ค่อนข้างสูง รองจากอ่างเก็บน้ำแม่เห็ยะ อ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ และอ่างเก็บน้ำคลองหลา

จากการเปรียบเทียบค่า DOC ของอ่างเก็บน้ำศรีตรังกับแหล่งน้ำดิบประปาในประเทศไทยทั้ง 6 แห่ง พบว่า อ่างเก็บน้ำที่มีค่า DOC มากที่สุด (เรียงจากมากไปหาน้อย) คือ อ่างเก็บน้ำศรีตรัง อ่างเก็บน้ำแม่เห็ยะ อ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ อ่างเก็บน้ำคลองหลา อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว และ อ่างเก็บน้ำสะเดา แม่น้ำแม่สา เนื่องจากค่า DOC บ่งบอกถึงปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมดที่มีการปนเปื้อนเป็นองค์ประกอบ คือ สารอินทรีย์กลุ่ม humic และ non-humic (AWWA., 1993; Julie *et al.*, 2004) ดังนั้นจากทฤษฎีจึงวิเคราะห์ได้ว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ในรูปของ DOC ค่อนข้างสูง รองจากอ่างเก็บน้ำแม่เห็ยะ และอ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ ทั้งนี้อาจเป็นเพราะแหล่งที่มาของสารอินทรีย์ละลายน้ำ นอกเหนือจากการเจริญเติบโต การย่อยสลายตามธรรมชาติของใบไม้ ใบหญ้า และซากพืชแล้ว อาจเป็นเพราะลักษณะพื้นที่บริเวณรอบๆ ของอ่างเก็บน้ำศรีตรังส่วนมากจะเป็นที่ราบเนินสูง ทำให้อ่างเก็บน้ำศรีตรังซึ่งตั้งอยู่ในบริเวณที่ต่ำเป็นที่สะสมน้ำผิวดินจากแหล่งต่างๆ เช่น น้ำฝนที่ไหลบ่าชะล้างหน้าดินเอาสารอินทรีย์จากบริเวณรอบๆ อ่างเก็บน้ำ และบริเวณลุ่มน้ำเขาคอหงส์ 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 จึงเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันมากำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในน้ำดิบทั้ง 6 แห่ง และน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง โดยจากการเปรียบเทียบพบว่าน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำคลองหลามีค่า SUVA สูงที่สุด และน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมีค่า SUVA น้อยที่สุด แสดงว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีสารอินทรีย์กลุ่ม humic ปนเปื้อนอยู่ในน้ำน้อยกว่าอ่างเก็บน้ำอื่นๆ ซึ่งสอดคล้องกับค่า UV-254 ทำให้มีความเด่นชัดมากยิ่งขึ้นว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียวไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำออกจากน้ำดิบได้อย่างเพียงพอ ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่ต้องมีการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน

ตารางที่ 4.3 เปรียบเทียบค่าดัชนีตัวแทน DOM ในรูปของ UV-254 DOC และ SUVA ของน้ำดิบจากแหล่งน้ำดิบประปาในประเทศไทยกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

แหล่งน้ำดิบประปา	ดัชนีตัวแทน สารอินทรีย์ละลายน้ำ			อ้างอิง
	UV-254 (cm ⁻¹)	DOC (mg/L)	SUVA (L/mg-m)	
อ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ	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
อ่างเก็บน้ำแม่เห็ยะ (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
อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (กรกฎาคม 2552)	0.063	3.2	2.0	ผลการศึกษาคั้งนี้

4.1.1 การกระจายมวลของสารอินทรีย์ละลายน้ำ

สารอินทรีย์ละลายน้ำแบ่งออกเป็น 2 ส่วนหลัก ๆ คือ สารอินทรีย์ธรรมชาติชอบน้ำ (Hydrophilic Organic Fraction, HPI) และไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic Organic Fraction, HPO) ซึ่งสามารถแยกออกได้โดยใช้เรซิน DAX-8 ในกระบวนการแยกแพรกชั้นใช้น้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันของคลองอู่ตะเภาและอ่างเก็บน้ำศรีตรังที่เป็นปริมาณอย่างละ 5 ลิตร

การทำสมดุลมวล (Mass balance) ใช้ในการแสดงประสิทธิภาพของกระบวนการแยกแพรกชั้น ค่าผลต่างระหว่างมวล DOC ก่อนผ่านกระบวนการแยกแพรกชั้น และผลรวมของมวล DOC หลังจากการแยกแพรกชั้น ที่ยอมรับได้ต้องมีค่าอยู่ระหว่าง 10 – 15 เปอร์เซ็นต์ (Marhaba, 2000) โดยสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นอาจเกิดระหว่างการทดลองเช่น ในกระบวนการล้างเรซินซึ่งใช้น้ำกลั่นที่มีปริมาณ DOC ต่ำ สารอินทรีย์ในน้ำที่นำมาล้างอาจจะถูกดูดซับในเรซินเป็นการเพิ่มสารอินทรีย์นอกเหนือจากที่มีอยู่ในน้ำตัวอย่าง และในส่วนของผลรวม ส่วนสารอินทรีย์ที่ลดลงอาจเกิดในส่วนของกระบวนการ Elution โดยการ Elution นั้นไม่สามารถชะสารอินทรีย์ที่อยู่ในเรซินออกมาได้ทั้งหมด

จากตารางที่ 4.4 มวล DOC ในน้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) มีค่าเท่ากับ 10.7 mg/L และค่ามวล DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 5.5 และ 4.8 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 10.3 mg/L ทำให้มวล DOC ก่อนผ่านกระบวนการแยกแพรกชั้น มีค่ามากกว่า ผลรวมของมวล DOC หลังจากการแยกแพรกชั้น (fraction) ประมาณ 4 เปอร์เซ็นต์ อาจ

เป็นผลต่อเนื่องมาจากขั้นตอนการ elution ในกระบวนการแยกชั้น โดยการใช้อย่างใดอย่างหนึ่งไม่สามารถจะ HPO ออกมาจาก DAX-8 เรซินได้ทั้งหมด มวล DOC ในน้ำดิบในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) มีค่าเท่ากับ 6.9 mg/L และค่ามวล DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 3.4 และ 3.1 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 6.5 mg/L ทำให้มวล DOC ก่อนผ่านกระบวนการแยกแฟรกชัน มีค่ามากกว่า ผลรวมของมวล DOC หลังจากการแยกแฟรกชัน (fraction) ประมาณ 5 เปอร์เซ็นต์ มวล DOC ในน้ำดิบในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) มีค่าเท่ากับ 4.5 mg/L และค่ามวล DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 2.3 และ 2.0 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกัน 4.3 mg/L ทำให้มวล DOC ก่อนผ่านกระบวนการแยกแฟรกชัน มีค่ามากกว่า ผลรวมของมวล DOC หลังจากการแยกแฟรกชัน (fraction) ประมาณ 4 เปอร์เซ็นต์

รูปที่ 4.1 แสดงเปอร์เซ็นต์การกระจายมวลสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO มีค่าเท่ากับ 54 และ 46 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) มีค่าเท่ากับ 52 และ 48 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) มีค่าเท่ากับ 53 และ 47 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ จากเปอร์เซ็นต์ข้างต้นสามารถกล่าวได้ว่าปริมาณสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบประปาทั้ง 3 ครั้งมีค่าใกล้เคียงกัน โดยปริมาณสารอินทรีย์กลุ่ม HPI มีค่าสูงกว่าปริมาณสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เล็กน้อย

จากการศึกษาของ AWWA (1993; 1998; 1999), Kim and Yu (2005), Marhaba and Van (2000), Phumpaisanchai (2005), Musikavong (2005) พบว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPO สามารถกำจัดได้ดี โดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ดังนั้นกรณีมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ในน้ำดิบประปาประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์ จึงมีความเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันเป็นกระบวนการหลักในการกำจัดสารอินทรีย์ เช่นเดียวกันกรณีมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ในน้ำดิบประปามีค่าประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งสารอินทรีย์กลุ่ม HPI กำจัดได้ยากโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Kim and Yu, 2005) จึงมีความเหมาะสมที่จะใช้การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยโคแฟกต์ โพลีเมอร์และ/หรือ การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์หรือการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการ advance oxidation process โดยใช้ Ozone เพื่อลดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI

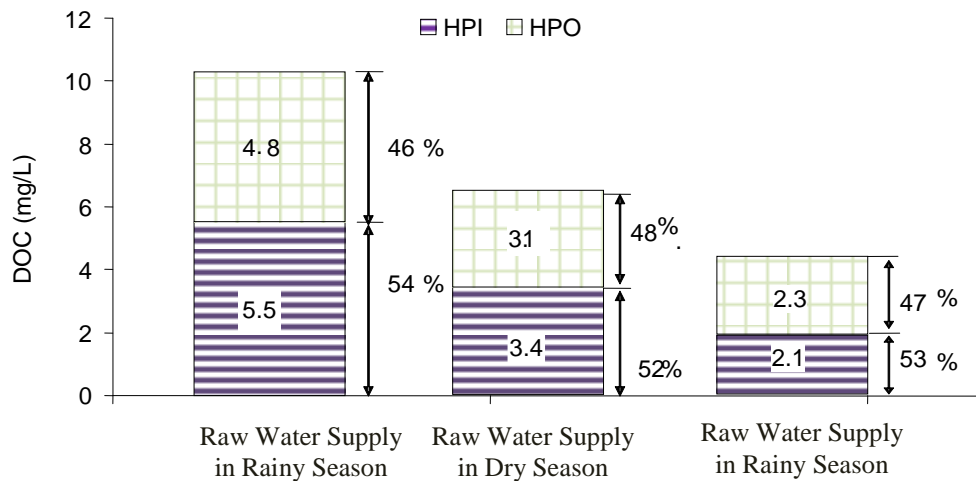
ตารางที่ 4.4 การกระจายมวลของ DOM ในตัวอย่างน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภา

ตัวอย่างน้ำ	พารามิเตอร์	กลุ่มสารอินทรีย์														
		HPI ¹			HPO ²			HPI+HPO			Total ³			%Diff ⁴		
		(1)*	(2)*	(3)*	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
น้ำดิบ	DOC (mg/L)	5.5	3.4	2.3	4.8	3.1	2.0	10.3	6.5	4.3	10.7	6.9	4.5	4	5	4.4

หมายเหตุ (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1
 (2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2
 (3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3

HPI¹ = Hydrophilic fraction, HPO² = Hydrophobic fraction

Total³ = DOC ก้อน fraction, %Diff = (Total-(HPI+HPO))*100/Total



รูปที่ 4.1 มวลของ DOM ของตัวอย่างน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา

มวล DOC จากการศึกษานี้นำมาเปรียบเทียบกับแหล่งน้ำดิบประปาในประเทศไทยดัง (Panyapinyopol *et al.* (2005), Homklin (2004), Janhom *et al.* (2005), Phumpaisanchai (2005) ใน ตารางที่ 4.5 ซึ่งพบว่าค่า DOC ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา มีค่าสูงกว่าแหล่งน้ำดิบประปาอื่นในประเทศไทย เช่น แม่น้ำเจ้าพระยา กรุงเทพมหานคร อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว อ่างเก็บน้ำแม่กวัง แม่น้ำแม่สา

อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ จังหวัดเชียงใหม่ นั้นแสดงถึงความจำเป็นที่จะต้องมีการศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบการผลิตน้ำประปา

ค่าปริมาณสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาทั้ง 3 ครั้งมีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ HPI มากกว่า HPO ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Musikavong, (2007) ซึ่งพบว่าเข้มข้นของ DOC ในรูปของ HPI มีค่ามากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนักของมวล DOC ทั้งหมดสำหรับตัวอย่างน้ำจากแม่น้ำที่มีค่า DOC ระหว่าง 3.8 ถึง 8.4 mg/L ซึ่งความเข้มข้นของ DOC ที่สูงอาจเกิดจากการปนเปื้อนของน้ำทิ้งชุมชนหรือโรงงานอุตสาหกรรม ที่มี HPI เป็นส่วนประกอบหลักของกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำ

ตารางที่ 4.5 การกระจายมวลของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำดิบจากการศึกษา
เปรียบเทียบกับแหล่งน้ำดิบประปาในประเทศไทย

แหล่งน้ำดิบ	DOC (mg/L)	เปอร์เซ็นต์สัดส่วน(%)	
		HPI	HPO
แม่น้ำเจ้าพระยา กรุงเทพมหานคร(Panyapinyopol <i>et al</i> , 2005)	4.7	60	40
อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว เชียงใหม่ (Homklin, 2004)	2.4	47	53
อ่างเก็บน้ำแม่กวง เชียงใหม่ (Homklin, 2004)	2.0	40	60
แม่น้ำแม่สา เชียงใหม่ (Homklin, 2004)	1.8	31	69
น้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำ เชียงใหม่ (Janhom <i>et al</i> . 2005)	5.4	43	57
อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ เชียงใหม่ (Phumpaisanchai, 2005)	6.4	51	49
*คลองอู่ตะเภา สงขลา เดือนกันยายน พ.ศ.2551	10.7	54	46
*คลองอู่ตะเภา สงขลา เดือนเมษายน พ.ศ.2552	6.9	52	48
*คลองอู่ตะเภา สงขลา เดือนกรกฎาคม พ.ศ.2552	4.5	53	47

หมายเหตุ : * ข้อมูลจากการศึกษาครั้งนี้

ตารางที่ 4.6 การกระจายมวลของ DOM ในตัวอย่างน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

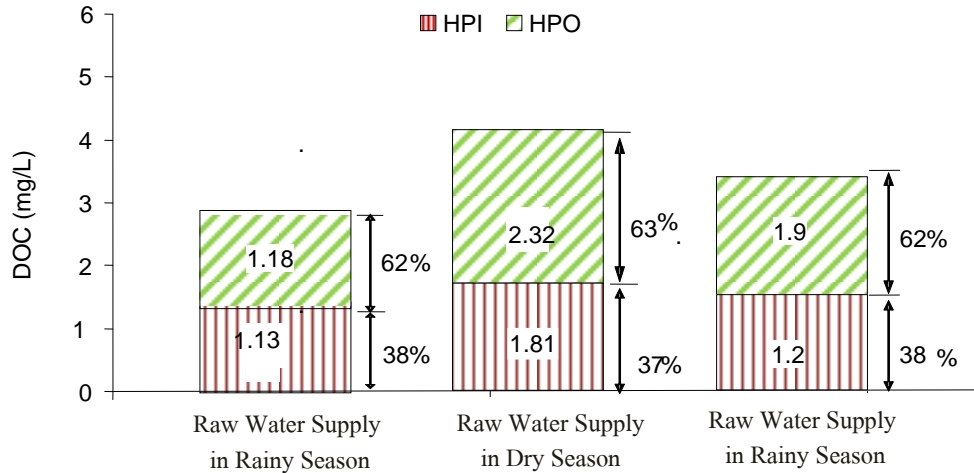
ตัวอย่างน้ำ	พารามิเตอร์	กลุ่มสารอินทรีย์														
		HPI ¹			HPO ²			HPI+HPO			Total ³			%Diff ⁴		
		(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
น้ำดิบ	DOC (mg/L)	1.1	1.8	1.2	1.8	2.3	1.9	3.0	4.1	3.1	3.1	4.3	3.2	5.3	4.2	4.3

จากตารางที่ 4.6 เมื่อพิจารณาค่าการกระจายมวล DOC ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังโดยการเก็บน้ำตัวอย่าง 3 ครั้ง พบว่าน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1) มีค่ามวล 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 ในน้ำดิบฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) 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 ส่วนในน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 3) พบว่า มีค่ามวล DOC ก่อนแฟรกชัน เท่ากับ 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่ามวล DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} หลังแฟรกชัน เท่ากับ 1.2 และ 1.9 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ มีค่ารวมกันเท่ากับ 3.1 มิลลิกรัมต่อลิตร เห็นได้ว่า มวล DOC ก่อนแฟรกชัน มีค่ามากกว่าผลรวมมวล DOC หลังแฟรกชัน เท่ากับ 4 เปอร์เซ็นต์

จากการพิจารณาสัดส่วน พบว่า น้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1) มีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 38 และ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ในน้ำดิบฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) มีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 37 และ 63 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 3) มีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 38 และ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4.2 สอดคล้องกับการศึกษาของ Bengraine และ Marhaba (2003) พบว่า น้ำดิบจากแหล่งน้ำผิวดินมีสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ประมาณ 38 และ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และ Martin-Mousset และคณะ (1997); Mash et al., (2004); Velasco et al (2007) พบว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO มากกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPI โดยมีสัดส่วนการกระจายมวลสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ประมาณ 50-65 เปอร์เซ็นต์ นอกจากนี้ Sharp และคณะ (2006) พบว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำมีค่าสัดส่วนการกระจายมวลสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ประมาณ 53-76 เปอร์เซ็นต์

จากผลการทดลองข้างต้น เห็นได้ว่าน้ำดิบอ่างเก็บน้ำศรีตรังมีค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPO สูงกว่า HPI อาจเป็นเพราะในฤดูฝนปริมาณน้ำในอ่างเก็บน้ำศรีตรังเพิ่มสูงขึ้นท่วมหมู่บ้านบริเวณรอบๆ ขอบอ่างเก็บน้ำและบริเวณต้นน้ำเขาคอหงส์ จึงทำให้เกิดการย่อยสลายและการเน่าเปื่อยของใบไม้ ใบหญ้า ได้มากขึ้น และอ่างเก็บน้ำยังมีจุดน้ำเข้าอยู่บริเวณรอบๆอ่างเก็บน้ำ ซึ่งน้ำที่ไหลลงสู่อ่างเก็บน้ำส่วนใหญ่มาจากเขาคอหงส์ และอีกส่วนหนึ่งมาจากน้ำฝนซึ่งไหลผ่านท่อระบายน้ำลงสู่อ่างเก็บน้ำ สารอินทรีย์จึงถูกพัดพามากับสายน้ำ ส่งผลให้ปริมาณการสะสมของสารอินทรีย์ในอ่างเก็บน้ำศรีตรังเพิ่มสูงขึ้น ส่วนในฤดูแล้งปริมาณน้ำจะลดลงมาก เพราะน้ำจากเขาคอหงส์ไหลลงสู่อ่างเก็บน้ำในปริมาณน้อยและจุดน้ำเข้าบางจุดจะไม่มีน้ำไหลลงสู่อ่างเก็บน้ำ จึงทำให้น้ำข้างนี้เวลานานและเกิดปฏิกิริยาต่างๆ ทางกายภาพ เคมี และชีวเคมีเกิดขึ้น ได้ทั้งชั้นน้ำ สารอินทรีย์และตะกอนแขวนลอยต่างๆ เกิดการตกตะกอนและจมลงสู่ก้นอ่าง ฤดูแล้งจึงมีธาตุอาหารในน้ำสะสมมากยิ่งขึ้น ซึ่งอาจเหมาะสมกับการเจริญเติบโต การเน่าเปื่อยของพืช และกระบวนการสลายตัวของจุลินทรีย์ต่างๆ ในอ่างเก็บน้ำ ทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์ปนเปื้อนอยู่ในน้ำสูงขึ้น เช่นเดียวกัน

ดังนั้นจากการศึกษาการกระจายมวลของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบสรุปได้ว่าอ่างเก็บน้ำศรีตรังมีสารอินทรีย์กลุ่ม 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 โพลีเมอร์และการดูดติดด้วยถ่านกัมมันต์ เป็นอีกวิธีการหนึ่งที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ออกจากน้ำได้มากขึ้น ในกรณีที่น้ำดิบมีค่าความขุ่นต่ำและมีค่า SUVA สูงกว่า 2.0 L/mg-m เล็กน้อย



รูปที่ 4.2 มวลของ DOM ของตัวอย่างน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

4.1.2 THMFp และสารประกอบ THMs ในน้ำดิบประปาของคลองอุต๊ะเขาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

โดยทั่วไป ค่า THMs เป็นความเข้มข้นของ THMs ณ ช่วงเวลาที่ทำการเก็บตัวอย่าง โดยค่า THMs มีผลโดยตรงต่อผู้ใช้น้ำ ซึ่งต้องมีปริมาณอยู่ในข้อกำหนดของ USEPA Disinfectant/Disinfection By-product (D/DBPs) (United states Environmental Protection Agency หรือ USEPA) (USEPA, 2007) สำหรับน้ำดื่มกำหนดผลรวมของสารประกอบ THMs 4 ชนิด ได้แก่ คิว Chloroform (CHCl₃), Bromodichloromethane (CHBrCl₂), Dibromochloromethane (CHBr₂Cl), Bromoform (CHBr₃) ต้องไม่เกิน 40 µg/L

องค์การอนามัยโลก (World health organization: WHO, 1997) ระบุ THMs ที่พบในน้ำสามารถใช้เป็นตัวชี้วัดถึงอนุพันธ์ที่เกิดจากการใช้คลอรีน (Chlorination by-products) ได้ การควบคุมปริมาณของสารกลุ่มนี้ทำได้โดยการลดปริมาณของอนุพันธ์ที่เกิดจากการใช้คลอรีน WHO กำหนดค่า guideline values (GV) ของ CHCl₃, CHBrCl₂, CHBr₂Cl และ CHBr₃ ที่ 200, 60, 100 และ 100 µg/L ตามลำดับ ในด้านความเป็นพิษ CHBrCl₂ มีอันตรายมากกว่า CHCl₃ อย่างไรก็ตาม CHCl₃ มีความเข้มข้นสูงกว่าสารประกอบ THMs อื่น

องค์การอนามัยโลก (WHO) ได้เสนอแนะปริมาณรวมของ THMs ควรมีค่าเท่ากับ

$$\frac{C_{\text{bromoform}}}{GV_{\text{bromoform}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{GV_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{chloroform}}}{GV_{\text{chloroform}}} \leq 1 \text{ ---- (สมการที่ 4.1)}$$

เมื่อ C = Concentration และ GV = Guidelines value

ค่า THMFP ของตัวอย่างน้ำดิบประปาจากคลองอยู่ตะเภาในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) มีค่าเท่ากับ 749.7 $\mu\text{g/L}$ และเมื่อนำมาผ่านกระบวนการแฟรกชันพบว่าค่า THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 432 และ 316.6 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) มีค่า THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 556.9 318.7 และ 237.1 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) มีค่า THMFP เท่ากับ 597 $\mu\text{g/L}$ และเมื่อนำมาผ่านกระบวนการแฟรกชันพบว่าค่า THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 483 และ 114 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ แสดงในรูปที่ 4.3 เปรอ์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMFP ในตัวอย่างน้ำดิบประปาทั้ง 3 ครั้ง

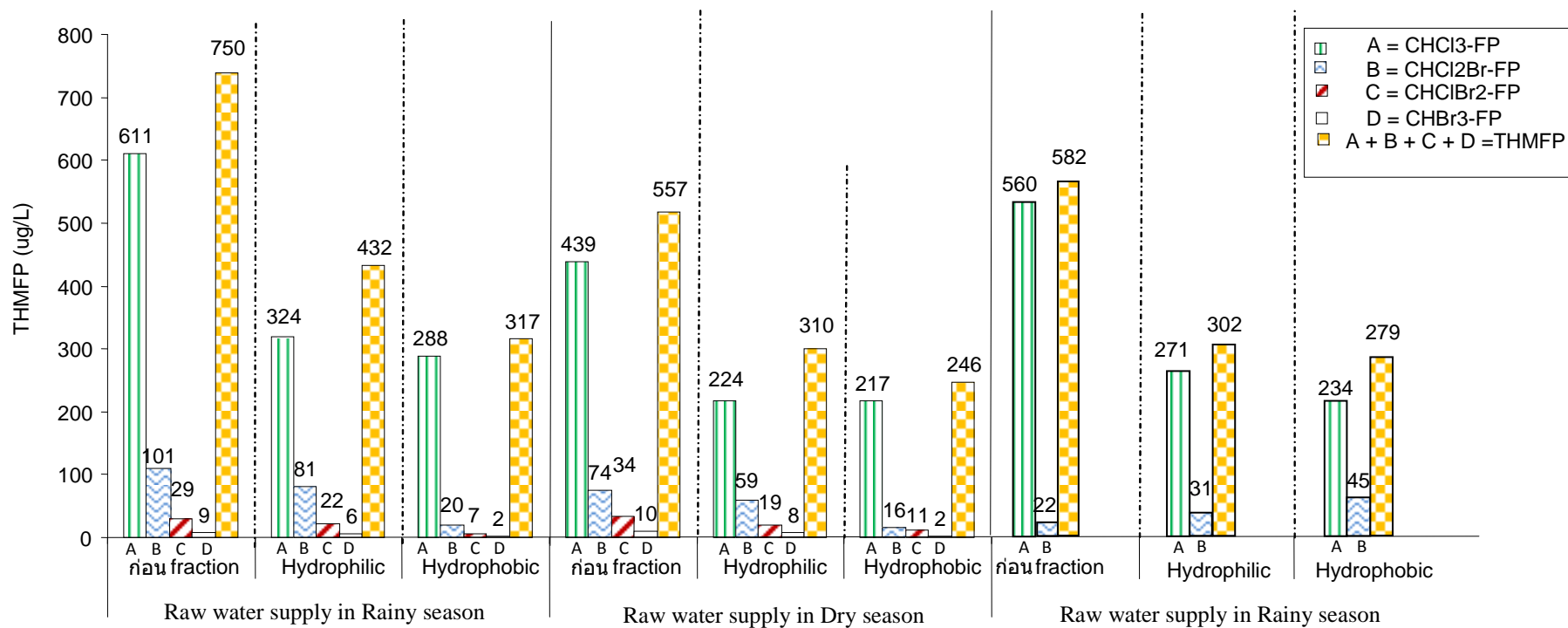
สำหรับสารประกอบ THMFP ในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ประเภทของ CHCl_3 มีค่า TTHMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 611.2, 323.6 และ 287.6 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ประเภท CHBrCl_2 มีค่า TTHMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 101.2 80.8 และ 20.4 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ประเภท CHBr_2Cl มีค่า TTHMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 28.9, 21.5 และ 6.9 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และ ประเภท CHBr_3 มีค่า TTHMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 8.4 6.1 และ 1.7 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ประเภทของ CHCl_3 มีค่า TTHMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 438.9 223.5 และ 217.3 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ประเภท CHBrCl_2 มีค่า TTHMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 74.3 58.6 และ 15.7 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ประเภท CHBr_2Cl มีค่า TTHMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 33.6 19.4 และ 11.2 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ประเภทของ CHCl_3 มีค่า TTHMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 483 265 และ 218 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ประเภท CHBrCl_2 มีค่า TTHMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าเท่ากับ 114 75 และ 39 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ

สารประกอบ THMFP ในตัวอย่างน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการแยกกลุ่มสารอินทรีย์พบว่าสารประกอบ THMFP ที่มีความเข้มข้นสูงสุดคือ Chloroform และ Bromodichloromethane มีความเข้มข้นรองลงมา Dibromochloromethane และ Bromoform มีค่าน้อยที่สุด(รูปที่ 4.3)เช่นเดียวกับการศึกษาของ Rodriguez *et al.* (2003) พบว่า ประมาณ 80 % ของ CHCl_3 เป็นสารประกอบหลักของ THM ในน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดจากโรงงานผลิตน้ำดื่มในเมือง Quebee ในประเทศแคนาดา และระดับ CHCl_3 ประมาณ 90 % พบในน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดจากสามโรงงานการผลิตน้ำดื่มในเมือง Quebee, Canada และ Thacker *et al.* (2002) รายงานว่า CHCl_3 เป็นสารประกอบหลักของ THMs แหล่งน้ำใน เมือง Panjrapur, Bhanup, Tulsi, Vehar ในประเทศอินเดีย

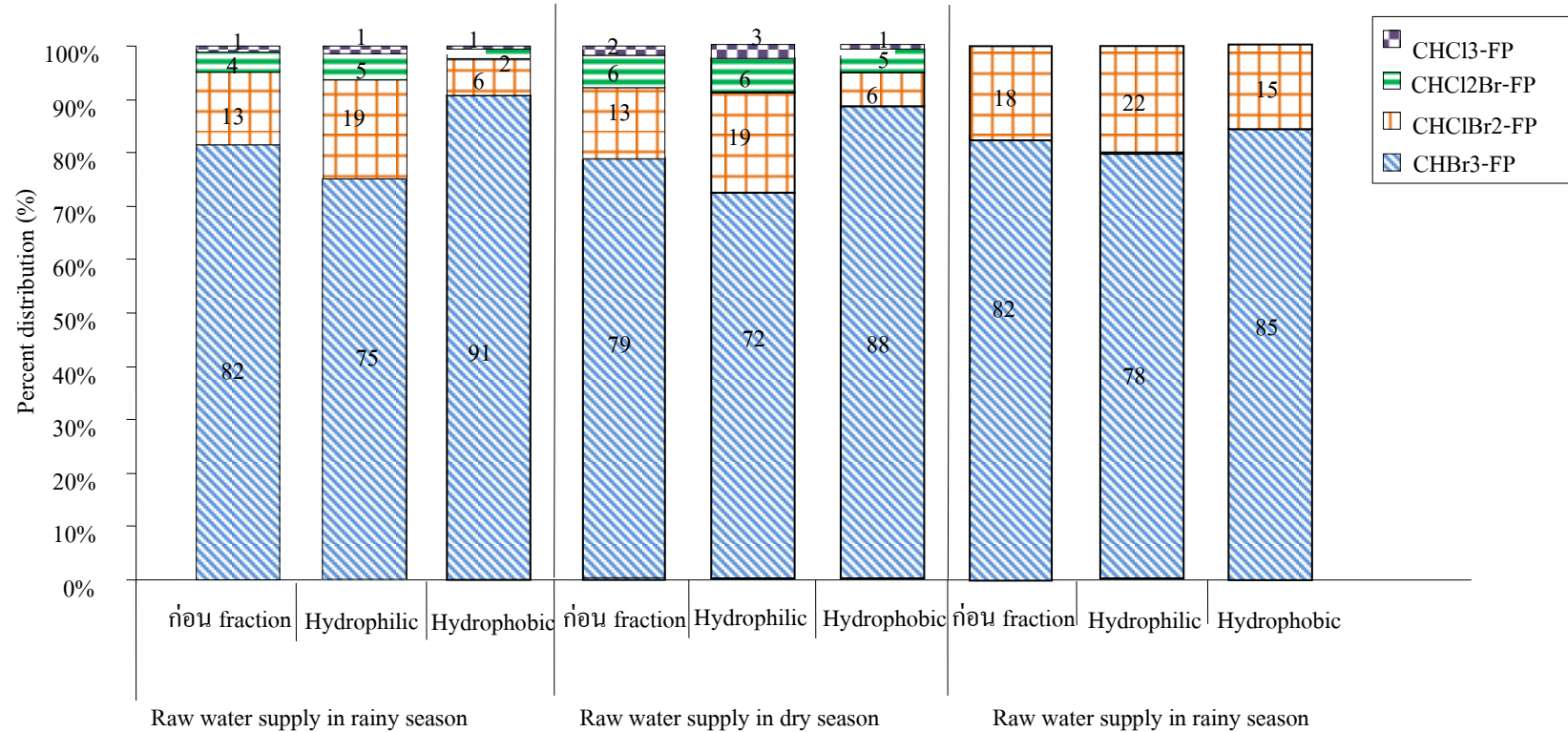
เมื่อนำค่าของสารประกอบ THMs ทั้งสี่ชนิดของน้ำดิบประปาเปรียบเทียบกับข้อกำหนดของ WHO (สมการที่ 1.1) พบว่าน้ำดิบประปาของฤดูฝน (ครั้งที่ 1 และ 3) มีค่าปริมาณสารประกอบ THMs

แต่ละชนิดหารกับ Guide line ของ WHO รวมกันเท่ากับ 5.1 และ 4.8 และ ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) มีค่าเท่ากับ 3.7 ซึ่งมากกว่าข้อกำหนดของ WHO (กำหนดปริมาณสารประกอบ THMs แต่ละชนิดหารกับ Guide line รวมกันน้อยกว่า 1)

ตารางที่ 4.7 เปรียบเทียบค่า THMFP และสารประกอบ THMs ในตัวอย่างน้ำดิบประปาและน้ำที่ผ่านกระบวนการฟอกชันของฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) กล่าวได้ว่า ค่า THMFP และสารประกอบ THMFP ของตัวอย่างน้ำดิบประปาทั้ง 3 ครั้ง มีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ $THMFP_{HPI}$ มากกว่า $THMFP_{HPO}$



รูปที่ 4.3 THMFP และสารประกอบ THMFP ของตัวอย่างน้ำดิบในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.4 เปอร์เซนต์สัดส่วนสารประกอบ THMFP ในตัวอย่างน้ำดิบในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา

ตารางที่ 4.7 เปรียบเทียบค่า THMFP และสารประกอบ THMFP ในตัวอย่างน้ำดิบประปาจากคลองอุตะเถา

ตัวอย่างน้ำ		เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMFP (แสดงค่าสูงไปต่ำ)	เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ THMFP ที่ผ่าน กระบวนการแฟรกชัน
น้ำดิบประปาฤดูฝน (ครั้งที่ 1)	ก่อนแฟรกชัน	CHCl_3 -FP (82%) > CHBrCl_2 -FP (13%) > CHBr_2Cl -FP (4%) > CHBr_3 -FP (1%)	THMFP _{HPI} (58%) > THMFP _{HPO} (42%)
	HPI	CHCl_3 -FP (75%) > CHBrCl_2 -FP (19%) > CHBr_2Cl -FP (5%) > CHBr_3 -FP (1%)	
	HPO	CHCl_3 -FP (91%) > CHBrCl_2 -FP (6%) > CHBr_2Cl -FP (2%) > CHBr_3 -FP (1%)	
น้ำดิบประปาฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)	ก่อนแฟรกชัน	CHCl_3 -FP (79%) > CHBrCl_2 -FP (13%) > CHBr_2Cl -FP (6%) > CHBr_3 -FP (2%)	THMFP _{HPI} (56%) > THMFP _{HPO} (44%)
	HPI	CHCl_3 -FP (72%) > CHBrCl_2 -FP (18%) > CHBr_2Cl -FP (7%) > CHBr_3 -FP (3%)	
	HPO	CHCl_3 -FP (89%) > CHBrCl_2 -FP (7%) > CHBr_2Cl -FP (4%) > CHBr_3 -FP (1%)	
น้ำดิบประปาฤดูฝน (ครั้งที่ 3)	ก่อนแฟรกชัน	CHCl_3 -FP (82%) > CHBrCl_2 -FP (18%)	THMFP _{HPI} (57%) > THMFP _{HPO} (43%)
	HPI	CHCl_3 -FP (78%) > CHBrCl_2 -FP (22%)	
	HPO	CHCl_3 -FP (85%) > CHBrCl_2 -FP (15%)	

ผลการวิเคราะห์ THMFP ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 3 ครั้ง พบว่า น้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1) มีค่าผลรวมความเข้มข้นของ THMFP ทั้ง 4 กลุ่ม (TTHMFP) เท่ากับ 472.0 $\mu\text{g/L}$ และตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs เพียง 2 กลุ่ม คือ Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 451.5 และ 20.4 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และเมื่อนำน้ำดิบมาผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า มีค่า THMFP_{HPI} เท่ากับ 197.4 $\mu\text{g/L}$ ตรวจพบความเข้มข้นของสาร Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 182.2 และ 15.2 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และมีค่า THMFP_{HPO} เท่ากับ 270.9 $\mu\text{g/L}$ ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสาร Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 266.5 และ 4.4 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ สำหรับน้ำดิบฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) พบว่า มีค่าความเข้มข้นของ TTHMFP เท่ากับ 578.6 $\mu\text{g/L}$ และตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs เพียง 2 กลุ่ม เช่นเดียวกัน คือ Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 554.4 และ 24.3 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และเมื่อผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า มีค่า THMFP_{HPI} เท่ากับ 250.1 $\mu\text{g/L}$ ซึ่งมีค่าความเข้มข้นของสาร Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 232.7 และ 17.4 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และค่า THMFP_{HPO} เท่ากับ 324.3 $\mu\text{g/L}$ ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารกลุ่ม Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 318.1 และ 6.2 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และน้ำดิบในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) พบว่า มีค่าความเข้มข้นของ TTHMFP เท่ากับ 469 $\mu\text{g/L}$ และตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs เพียง 2 กลุ่ม เช่นเดียวกัน คือ Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 446.7 และ 22.3 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และเมื่อผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่า มีค่า THMFP_{HPI} เท่ากับ 191 $\mu\text{g/L}$ ซึ่งมีค่าความเข้มข้นของสาร Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 175 และ 16 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และค่า THMFP_{HPO} เท่ากับ 278 $\mu\text{g/L}$ ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารกลุ่ม Chloroform และ Bromodichloromethane เท่ากับ 264 และ 14 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ (รูปที่ 4.5 และตารางที่ 4.8)

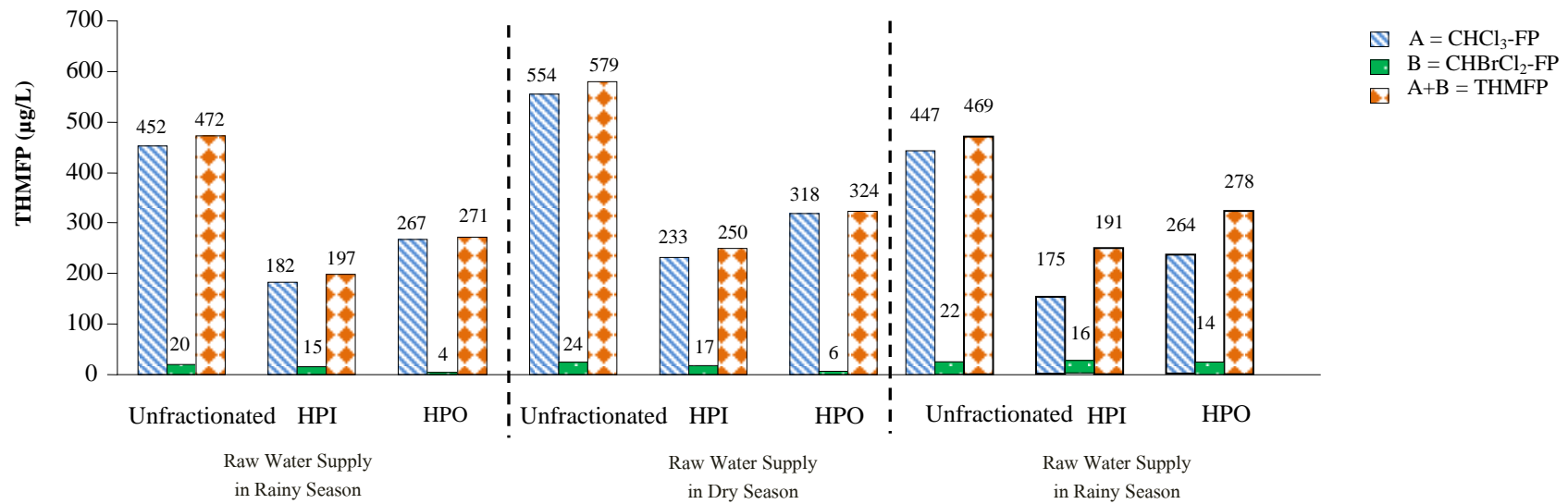
จากการวิเคราะห์ค่า THMFP ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันทั้ง 3 ครั้ง พบว่า ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารกลุ่ม Chloroform และ Bromodichloromethane และเมื่อเปรียบเทียบค่า THMFP ของน้ำดังกล่าวทั้ง 3 ครั้ง พบว่า น้ำดิบฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) มีค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs มากกว่าน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1 และ 3) ทั้งนี้อาจเป็นเพราะน้ำดิบฤดูแล้งมีปริมาณการปนเปื้อนของสารอินทรีย์มากกว่าในน้ำดิบฤดูฝนและฤดูกาลที่แตกต่างกัน ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Trusell และ Umphres (1978); Rodrigurz และคณะ (2004); Levesque และคณะ (2006); Wei และคณะ (2008) พบว่า อุณหภูมิและฤดูกาลมีความสัมพันธ์กับการเกิด THMFP ทำให้ในฤดูร้อนมีการเกิด THMs

(โดยเฉพาะ Chloroform) มากกว่าในฤดูฝนการควบคุมสารดังกล่าวจึงต้องพิจารณาพิเศษในช่วงฤดูร้อน เมื่อพิจารณาสัดส่วนของสารประกอบ THMFPP ที่ตรวจพบในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันทั้ง 3 ครั้ง เห็นได้ชัดเจนว่า มีค่าสัดส่วนของสาร Chloroform มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด ซึ่งสาเหตุที่ Chloroform เป็นสารที่มีมากที่สุดและมีค่ามากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมดนั้น อาจเป็นเพราะมีการเติมคลอรีนลงในน้ำตัวอย่าง จึงทำให้สารที่เกิดขึ้นมากที่สุดเป็น Chloroform ที่มีสารประกอบเป็นคลอรีน (ต่อตระกูล วัฒนวรกิจกุล, 2545 และ ปรภากรณ์ ผาติสุนทร, 2546) นอกจากนี้จะเห็นได้ว่า น้ำดิบทั้ง 3 ครั้ง มีสัดส่วนของค่า THMFPP_{HPO} มากกว่า THMFPP_{HPI} ดังแสดงในตารางที่ 13 (รูปที่ 4.6) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Singer (1999); Graham (1999); Seredynska-Sobecka และคณะ (2006); Kim และ Yu (2007) ที่รายงานว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นสารตั้งต้นที่สำคัญของการเกิด THMs ในน้ำประปา

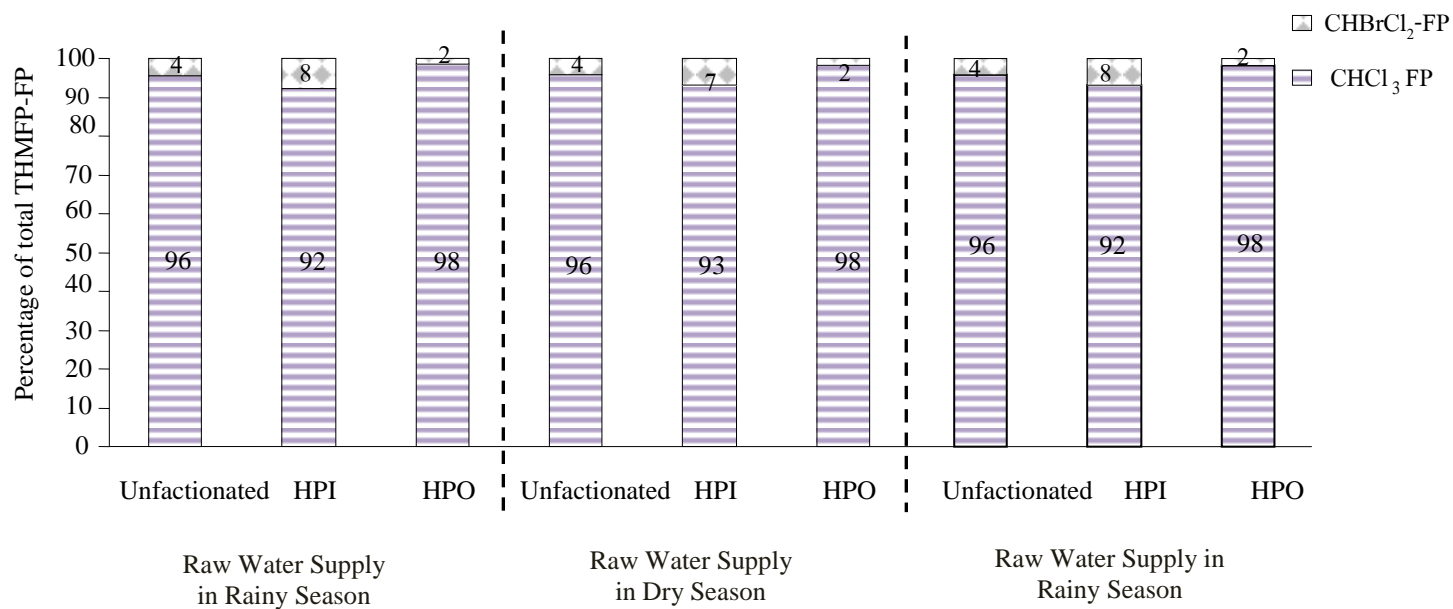
จากการตรวจวิเคราะห์ THMFPP ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 3 ครั้ง เห็นได้ว่า มีความเข้มข้นของ THMFPP ก่อนข้างสูงโดยเฉพาะสารกลุ่ม Chloroform ซึ่งจากรายงานของ WHO (2006) พบว่า สารกลุ่ม THMs มีศักยภาพของการเกิดมะเร็งในสัตว์ทดลอง และการบริโภคน้ำที่มีการปนเปื้อนสาร THMs อาจเพิ่มความเสี่ยงของการเกิดมะเร็งในกระเพาะปัสสาวะได้ นอกจากนี้สถาบันมะเร็งแห่งชาติประเทศสหรัฐอเมริกา (National Cancer Institute of the United States) รายงานว่า Chloroform มีส่วนในการเพิ่มการเกิดมะเร็งที่ตับและไตของสัตว์ทดลอง (Fawell, 2000) ดังนั้นเพื่อลดความเสี่ยงในการได้รับสารตกค้างเหล่านี้ จึงจำเป็นต้องมีการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งเป็นสาเหตุหลักในการเกิด THMs ออกจากน้ำดิบประปา

อย่างไรก็ตาม เมื่อเปรียบเทียบค่า THMFPP ในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาและอ่างเก็บน้ำศรีตรังเปรียบเทียบกับตัวอย่างน้ำดิบประปาแม่น้ำจากแหล่งอื่นในประเทศไทยแสดงดังตารางที่ 4.9 (Panyapinyopol *et al.* (2005), Homklin (2004), Janhom *et al.* (2005), Phumpaisanchai (2005) พบว่า น้ำดิบจากคลองอู่ตะเภามีค่าความเข้มข้น THMFPP มากที่สุดรองลงมา คือ อ่างเก็บน้ำของการนิคมอุตสาหกรรม อ่างเก็บน้ำศรีตรัง อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว อ่างเก็บน้ำเขื่อนภูมิพล และอ่างเก็บน้ำแม่กว้ง ตามลำดับ และจากการเปรียบเทียบข้างต้น เห็นได้ชัดเจนว่า ทุกแหล่งน้ำมีค่าสัดส่วนของสารกลุ่ม Chloroform มากที่สุด รองลงมา คือ Bromodichloromethane Dibromochloromethane และ Bromoform ตามลำดับ โดยน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว อ่างเก็บน้ำเขื่อนภูมิพล และอ่างเก็บน้ำแม่กว้ง มีค่า Chloroform มากกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด ซึ่งสอดคล้องกับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังที่มีค่าสัดส่วน Chloroform มากกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมดเช่นเดียวกัน อาจ

เป็นเพราะการวิเคราะห์ THMFP ของทุกแหล่งน้ำมีการเติมคลอรีน จึงทำให้สารที่เกิดมากที่สุดเป็น Chloroform



รูปที่ 4.5 THMFP และสารประกอบ THMFP ก่อนและหลังผ่านกระบวนการฟรักชันในน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.6 สัดส่วนของสารประกอบ THMFP ก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

ตารางที่ 4.8 เปรียบเทียบสัดส่วนของ THMFP และสารประกอบ THMs ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

น้ำตัวอย่าง		สัดส่วนของสารประกอบ THMs (%)	สัดส่วนของ THMFP (%) หลังผ่านการแฟรกชัน
น้ำดิบประปาฤดูฝน (ครั้งที่ 1)	ก่อนแฟรกชัน	CHCl_3 FP (96%) > CHBrCl_2 -FP (4%)	$\text{THMFP}_{\text{HPO}}$ (58%) > $\text{THMFP}_{\text{HPI}}$ (42%)
	HPI	CHCl_3 FP (92%) > CHBrCl_2 -FP (8%)	
	HPO	CHCl_3 FP (98%) > CHBrCl_2 -FP (2%)	
น้ำดิบประปาฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)	ก่อนแฟรกชัน	CHCl_3 FP (96%) > CHBrCl_2 -FP (4%)	$\text{THMFP}_{\text{HPO}}$ (57%) > $\text{THMFP}_{\text{HPI}}$ (43%)
	HPI	CHCl_3 FP (93%) > CHBrCl_2 -FP (7%)	
	HPO	CHCl_3 FP (98%) > CHBrCl_2 -FP (2%)	
น้ำดิบประปาฤดูฝน (ครั้งที่ 3)	ก่อนแฟรกชัน	CHCl_3 FP (96%) > CHBrCl_2 -FP (4%)	$\text{THMFP}_{\text{HPO}}$ (58%) > $\text{THMFP}_{\text{HPI}}$ (42%)
	HPI	CHCl_3 FP (92%) > CHBrCl_2 -FP (8%)	
	HPO	CHCl_3 FP (98%) > CHBrCl_2 -FP (2%)	

ตารางที่ 4.9 เปรียบเทียบค่า THMFP และ สารประกอบ THMFP ของน้ำดิบจากแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทยกับน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

แหล่งน้ำดิบประปา	เวลาเก็บน้ำ ตัวอย่าง	THMFP-FP (µg/L)	CHCl ₃ FP (µg/L)	CHBrCl ₂ -FP (µg/L)	CHBr ₂ Cl -FP (µg/L)	CHBr ₃ -FP (µg/L)
แม่น้ำเจ้าพระยา กรุงเทพมหานคร (Panyapinyopol et al, 2005)	ศ.ค. 2003	313	262 (84%)	43.8 (14%)	6.9 (2%)	N.D.
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 et al., 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
อ่างเก็บน้ำศรีตรัง (ผลการศึกษารั้งนี้)	ก.ค.2552	469	446(95%)	23(5%)	N.D.	N.D.
คลองอู่ตะเภา (ผลการศึกษารั้งนี้)	ก.ย. 2551	750	611.2 (82%)	101.2 (13%)	28.9 (4%)	8.4 (1%)
คลองอู่ตะเภา (ผลการศึกษารั้งนี้)	เม.ย. 2552	557	438.9 (79%)	74.3 (13%)	33.6 (6%)	10.1 (2%)
คลองอู่ตะเภา (ผลการศึกษารั้งนี้)	ก.ค.2552	597	483(80%)	114(20%)	N.D.	N.D.

หมายเหตุ :

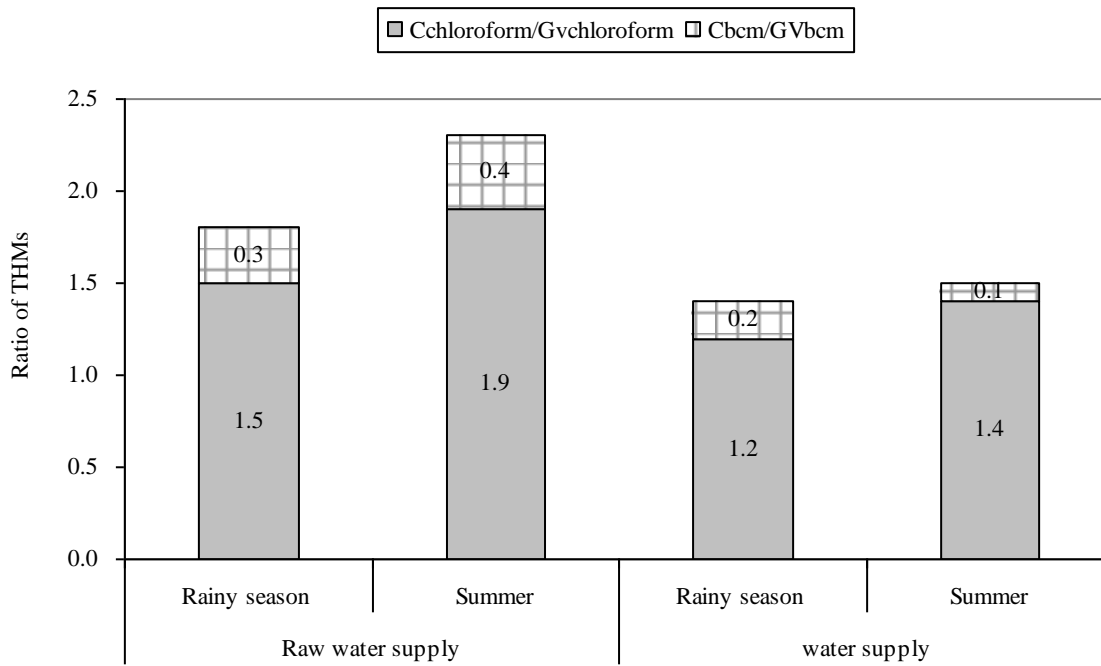
* เปอร์เซ็นที่ตัดส่วน

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

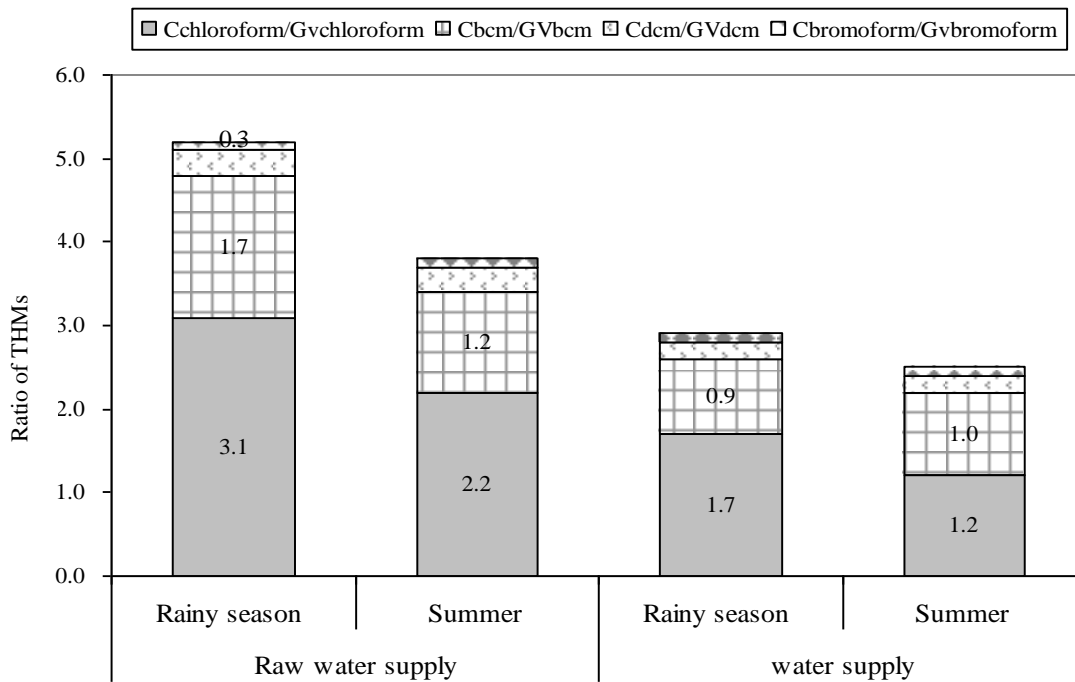
ดังที่กล่าวมาแล้วข้างต้นว่า ค่าผลรวมของสารประกอบ THMs ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง (ก่อนแปรรูชัน) เท่ากับ 471.9, 578.6 และ 469 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของ USEPA ซึ่งกำหนดค่ามาตรฐานของผลรวมสารประกอบ THMs ที่ยอมรับได้ ต้องมีค่าไม่เกิน 80 ไมโครกรัมต่อลิตร จะเห็นได้ว่าน้ำดิบมีค่าผลรวมของสารประกอบ THMFp สูงกว่าค่ามาตรฐานของ USEPA กำหนด

เมื่อพิจารณามาตรฐานของ WHO ซึ่งเป็นมาตรฐานที่การประปานครหลวงใช้สำหรับการควบคุมปริมาณ THMs ในระบบการจ่ายน้ำประปา โดย WHO กำหนดค่าผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 กลุ่ม และค่าแนะนำสูงสุดที่รวมเป็น THMs ต้องมีค่าไม่เกิน 1 เมื่อพิจารณาค่าผลรวมของอัตราส่วนดังกล่าวกับค่าผลรวมของสารประกอบ THMFp ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง พบว่า น้ำดิบฤดูฝนมีค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMFp แต่ละกลุ่มหารกับค่า GV WHO มีค่ารวมกันเท่ากับ 1.8 และน้ำดิบฤดูแล้งมีค่ารวมกัน เท่ากับ 2.3 (รูปที่ 4.7) ส่วนน้ำประปาจากคลองอู่ตะเภามีค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMFp แต่ละกลุ่มหารกับค่า GV WHO มีค่ารวมกันเท่ากับ 5.1 และน้ำดิบฤดูแล้งมีค่ารวมกัน เท่ากับ 3.7 ซึ่งเกินกว่ามาตรฐานกำหนด(รูปที่ 4.8) แสดงว่า ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบเป็นสาเหตุหลักในการเกิด THMs ดังนั้นจึงควรมีการตรวจสอบปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบก่อนเข้าสู่กระบวนการผลิตน้ำประปา หากทราบระดับการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบย่อมสามารถใช้เป็นแนวทางในการหาวิธีการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เหมาะสม อันจะนำไปสู่การปรับปรุงคุณภาพน้ำให้มีคุณภาพผ่านเกณฑ์มาตรฐานกำหนด

WHO (1988) รายงานว่า การนำน้ำประปามาต้มเดือด 5 นาที สามารถกำจัด Chloroform ได้ประมาณ 96 เปอร์เซ็นต์ และการต้มน้ำที่อุณหภูมิ 70-90 องศาเซลเซียส สามารถกำจัด Chloroform ได้ประมาณ 50-90 เปอร์เซ็นต์ แต่ในทางปฏิบัติแล้วไม่สามารถนำน้ำประปามาต้มทุกครั้งที่จะบริโภคหรืออุปโภค ดังนั้นการมุ่งเน้นหาวิธีการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำออกจากน้ำก่อนเข้าสู่กระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน จึงเป็นวิธีการลด THMFp ที่สามารถใช้ได้ผลและมีความเป็นไปได้ในทางปฏิบัติจริงมากกว่าการลด THMFp ด้วยวิธีการอื่นๆ เช่น การลด THMFp ในน้ำประปาหลังจากผ่านการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน และ การใช้สารฆ่าเชื้อโรคที่ไม่ทำให้เกิดสาร THMs เช่น การใช้โอโซน คลอรีนไดออกไซด์ โบรมีนคลอไรด์ และอูลตราไวโอเล็ต เป็นต้น จึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องมีการศึกษาเพื่อหาแนวทางที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ตั้งต้นของการเกิด THMs ในน้ำประปา



รูปที่ 4.7 เปรียบเทียบค่าสารประกอบ THMFP ในน้ำดิบและน้ำประปาเทียบกับค่ามาตรฐาน THMs ของ WHO (2006) จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.8 ค่าของสารประกอบ THMFP /Guideline value ในน้ำดิบประปาและน้ำประปาจากคลองอู่ตะเภา

4.1.3 FEEM ในน้ำดิบประปา

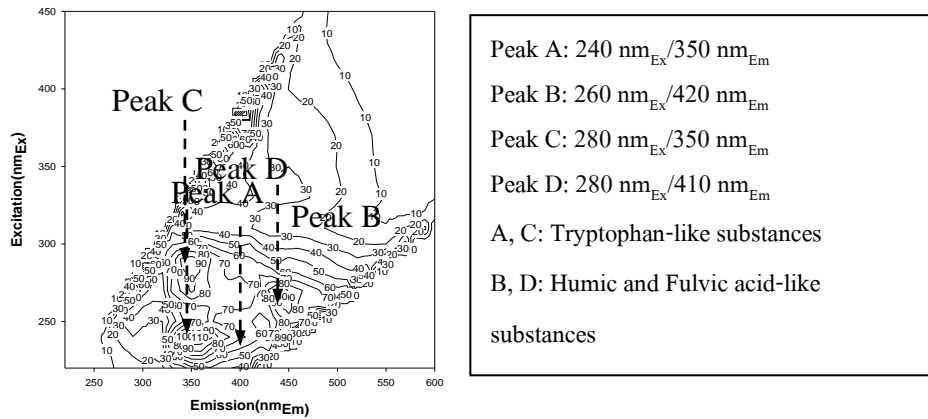
Three-dimensional fluorescent spectroscopy (excitation-emission matrix, FEEM) เทคนิคนี้เป็นวิธีการที่ค่อนข้างใหม่ในการวัดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ อย่างไรก็ตาม FEEM เป็นวิธีการวัดที่สะดวก รวดเร็ว ใช้ปริมาณน้ำตัวอย่างน้อยและสามารถใช้บ่งชี้ลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำได้ ตลอดจนสามารถปรับปรุงและพัฒนาเพื่อใช้งานจริงได้อย่างมีประสิทธิภาพ

ในการวัด FEEM นั้น โมเลกุลของสารอินทรีย์ละลายน้ำถูกกระตุ้นโดยพลังงานแสง Fluorescence จากหลอด Xenon ทำให้โมเลกุลดังกล่าวเปลี่ยนจาก ground state ไปสู่ low energy state แล้วโมเลกุลของสารอินทรีย์ดังกล่าวจะปล่อยพลังงานส่วนเกินที่รับเข้าไปออกมาเพื่อเปลี่ยนจาก low energy state ไปสู่ ground state อีกครั้งหนึ่ง โดยพลังงานที่ปล่อยออกมาจะมีค่าน้อยกว่าพลังงานที่ใช้กระตุ้นและความยาวคลื่นที่วัดได้ในขณะที่โมเลกุลปล่อยพลังงานออกมาจะสูงกว่าความยาวคลื่นที่ใช้ในการกระตุ้น

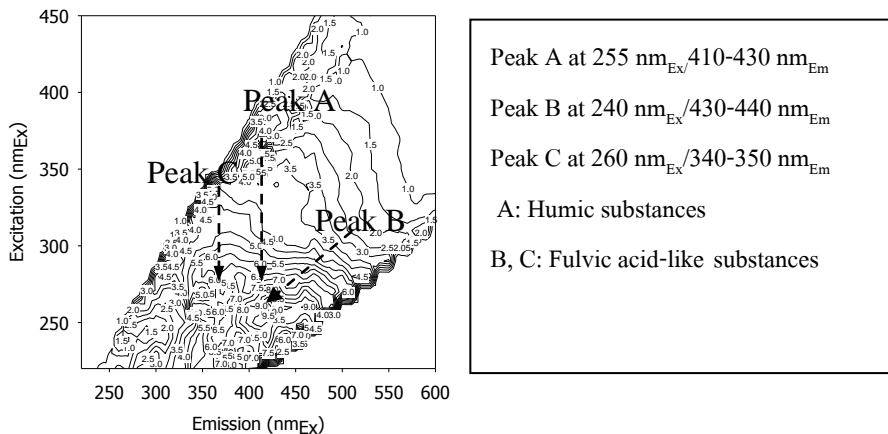
การตรวจวิเคราะห์ลักษณะกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยเทคนิค FEEM ในน้ำดิบประปาจากจุดสูบน้ำดิบประปาตรวจพบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (Fluorescent peaks) 4 ตำแหน่ง คือ $240\text{nm}_{\text{Ex}}/350\text{nm}_{\text{Em}}$ peak, $260\text{nm}_{\text{Ex}}/420\text{nm}_{\text{Em}}$ peak, $280\text{nm}_{\text{Ex}}/350\text{nm}_{\text{Em}}$ peak และ $280\text{nm}_{\text{Ex}}/410\text{nm}_{\text{Em}}$ peak ดังแสดงในรูปที่ 4.9 พบว่าบริเวณช่วงความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ดังกล่าว มีความเป็นไปได้ที่ peak A และ peak C เป็นสารกลุ่มของ tryptophan-like substances ส่วน peak B และ peak D เป็นสารกลุ่มของ humic fulvic acid-like substances ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Suksaroj et al., (2008) และ Musikavong et al., (2008) ซึ่งตรวจพบกลุ่มสารอินทรีย์ที่ความเข้มแสงบริเวณเดียวกันในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ซึ่งโดยทั่วไป fluorescent peak จากกลุ่ม tryptophan-like substance ไม่มีการตรวจพบในแหล่งน้ำธรรมชาติแต่พบในน้ำเสีย เป็นไปได้ว่าการปนเปื้อนดังกล่าวเกิดจากการปล่อยน้ำทิ้งจากชุมชนหรือแหล่งอื่นๆ (Musikavong, 2006) ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่จะต้องศึกษาการลดกลุ่มสารอินทรีย์ทั้งกลุ่ม humic and fulvic acid-like substance และกลุ่ม tryptophan-like substance ในน้ำดิบประปา

รูปที่ 4.11 แสดง FEEM น้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันของน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของ FEEM ที่ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่มีค่าสูงอย่างชัดเจน ดังแสดงในตารางที่ 4.10 พบว่า บริเวณช่วงความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ peak A: $240\text{nm}_{\text{Ex}}/350\text{nm}_{\text{Em}}$ peak B: $260\text{nm}_{\text{Ex}}/360\text{nm}_{\text{Em}}$ peak C: $280\text{nm}_{\text{Ex}}/350\text{nm}_{\text{Em}}$ และ peak D: $280\text{nm}_{\text{Ex}}/410\text{nm}_{\text{Em}}$ มีความเป็นไปได้ที่ peak A และ peak C เป็นสารกลุ่มของ tryptophan-like substances ส่วน peak B และ peak D เป็นสารกลุ่มของ humic fulvic acid-like substances ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Suksaroj et al., (2008) และ Musikavong et al., (2008) ซึ่งตรวจพบกลุ่มสารอินทรีย์ที่ความเข้มแสงบริเวณเดียวกันในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ซึ่ง

โดยทั่วไป fluorescent peak จากกลุ่ม tryptophan-like substance ไม่มีการตรวจพบในแหล่งน้ำธรรมชาติแต่พบในน้ำเสีย เป็นไปได้ว่าการปนเปื้อนดังกล่าวเกิดจากการปล่อยน้ำทิ้งจากชุมชนหรือแหล่งอื่นๆ (Musikavong, 2006) ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่จะต้องศึกษาการลดกลุ่มสารอินทรีย์ทั้งกลุ่ม humic and fulvic acid-like substance และกลุ่ม tryptophan-like substance ในน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.9 กลุ่มสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา



รูปที่ 4.10 กลุ่มสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

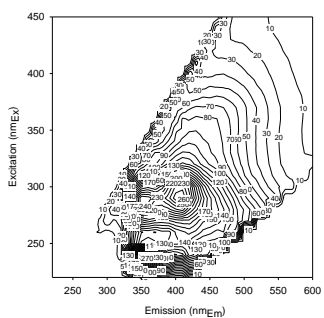
ดังที่กล่าวมาในข้างต้น FEEM, FEEM_{HPI} และ FEEM_{HPO} ของน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ตรวจพบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่มีค่าสูงอย่างชัดเจนที่ตำแหน่ง Peak A: 240nm_{EX}/350nm_{Em} Peak B: 260nm_{EX}/360nm_{Em} Peak C: 280nm_{EX}/350nm_{Em} Peak D: 280nm_{EX}/410nm_{Em} ซึ่งเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับขอบเขตความยาวคลื่นของ Chen et al. (2003) พบว่าที่ peak D เป็นตัวแทนของ Humic and fulvic acid-like substance และ peak A, B และ C เป็นตัวแทนของกลุ่ม Tryptophan-like substance ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Suksaroj et al, (2008) และ Musikavong et al, (2008) พบกลุ่มสารอินทรีย์ที่ความเข้มแสงบริเวณเดียวกันในน้ำ

คิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ซึ่งโดยทั่วไป fluorescent peak จากกลุ่ม Tryptophan-like substance ไม่มีการตรวจพบในแหล่งน้ำธรรมชาติแต่พบในน้ำเสีย เป็นไปได้ว่าการปนเปื้อนดังกล่าวเกิดจากการปล่อยน้ำทิ้งจากชุมชนหรือแหล่งอื่นๆ (Musikavong, 2006) ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่จะต้องศึกษาการลดกลุ่มสารอินทรีย์ทั้งกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance และกลุ่ม Tryptophan-like substance ในน้ำคิบประปา

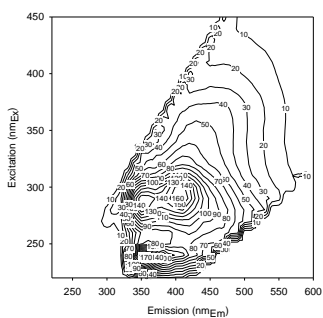
อ่างเก็บน้ำศรีตรังตรวจพบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (Fluorescent peaks) 3 ตำแหน่ง คือ ตรวจพบ Fluorescent peaks สองตำแหน่งคือ peak A: $255\text{nm}_{\text{Ex}}/410\text{-}430\text{nm}_{\text{Em}}$ peak B: $240\text{ nm}_{\text{Ex}}/430\text{-}440\text{ nm}_{\text{Em}}$ และ Peak C at $260\text{ nm}_{\text{Ex}}/340\text{-}350\text{ nm}_{\text{Em}}$ ดังแสดงในรูปที่ 4.12 จากผลการตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM ของน้ำคิบทั้ง 3 ครั้ง เมื่อนำค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ณ ตำแหน่งต่างๆ ที่ตรวจพบมาเปรียบเทียบกับขอบเขตความยาวคลื่น (Chen et al., 2003; Musikavong et al., 2007) (รูปที่ 4.13) พบว่า บริเวณช่วงความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ 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: $260\text{ nm}_{\text{Ex}}/340\text{-}350\text{ nm}_{\text{Em}}$ มีความเป็นไปได้ที่ peak A เป็นสารกลุ่มของ humic acid-like substances, peak B เป็นสารกลุ่มของ fulvic acid-like substances และ peak C เป็นสารกลุ่มของ tryptophan-like substances ซึ่งสอดคล้องกับผล FEEM ของน้ำคิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังที่ศึกษาโดย นิตัน มุหมิน และคณะ (2551) ตรวจพบ ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มเช่นเดียวกัน ดังแสดงในตารางที่ 4.11 และรูปที่ 4.14 ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ 2 กลุ่มหลักที่มักพบในแหล่งน้ำทั่วไปคือ humic acid-like substances และ fulvic acid-like substances โดยสารอินทรีย์ดังกล่าวอาจเกิดจากการย่อยสลายตามธรรมชาติของพืช ใบไม้ กิ่งไม้ บริเวณรอบๆ อ่างเก็บน้ำและบริเวณลุ่มน้ำเขาคอหงส์ซึ่งเป็นแหล่งต้นน้ำสายหลักของอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances เป็นสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีน (Chen et al., 2003; Liying et al., 2009) โดยปกติไม่พบในอ่างเก็บน้ำทั่วไป 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 อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีนจากน้ำทิ้งชุมชนหรือกิจกรรมอื่นๆที่เกิดจากมนุษย์ ซึ่งจากการสำรวจบริเวณรอบๆ อ่างเก็บน้ำศรีตรัง พบว่า มีจุดน้ำเข้าอยู่รอบๆ อ่างเก็บน้ำ สารอินทรีย์กลุ่มโปรตีนจึงอาจถูกพัดพามากับสายน้ำและไหลลงสู่อ่างเก็บน้ำ ดังนั้นการทดลองในส่วนถัดไปจึงเป็นการศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดDOMออกจากน้ำคิบประปา

เมื่อเปรียบเทียบตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ได้จากการศึกษาในครั้งนี้กับแหล่งน้ำคิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ ที่ถูกนำไปผลิตน้ำประปาเช่นเดียวกันกับอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ได้แก่ อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ (อัครวินทร์ พุ่มไพศาลชัย, 2548) อ่างเก็บน้ำของการนิคมอุตสาหกรรมภาคเหนือ

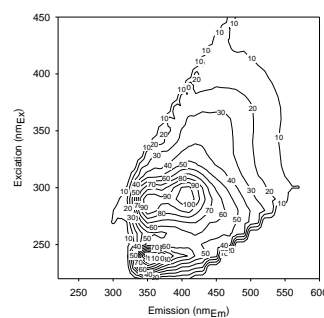
(Janhom, 2005) อ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว (พรรณธิพา ไชยมงคล และคณะ, 2551) อ่างเก็บน้ำสะเดา และ อ่างเก็บน้ำคลองหลา (Suksaroj *et al.*, 2009) (ตารางที่ 4.12) พบว่า ตำแหน่งความเข้มข้นฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like substances และ fulvic acid-like substances อยู่ในตำแหน่งที่ใกล้เคียงกันกับอ่างเก็บน้ำศรีตรัง แต่เห็นได้อย่างชัดเจนว่า น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำทั้ง 5 แห่ง ไม่มีการตรวจพบตำแหน่งความเข้มข้นฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่า อ่างเก็บน้ำศรีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ 2 กลุ่มหลักที่มักพบในแหล่งน้ำทั่วไปคือ humic acid-like substances และ fulvic acid-like substances



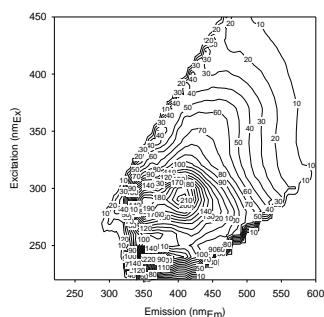
น้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1)



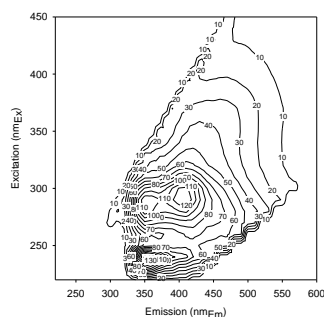
Hydrophilic น้ำดิบฤดูฝน



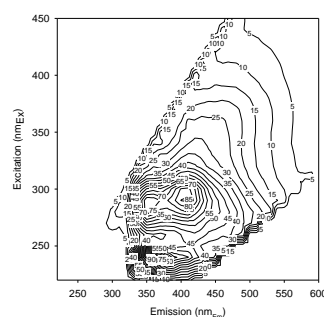
Hydrophobic น้ำดิบฤดูฝน



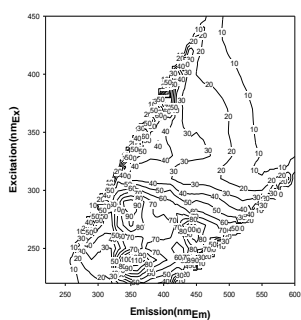
น้ำดิบฤดูแล้ง(ครั้งที่ 2)



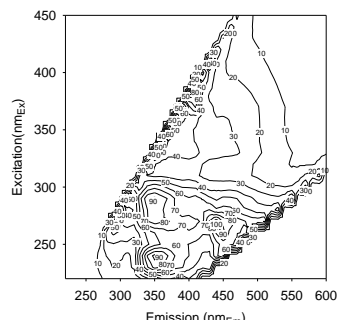
Hydrophilic น้ำดิบฤดูแล้ง



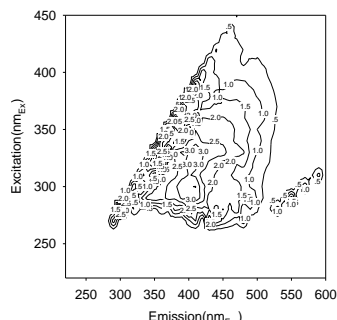
Hydrophobic น้ำดิบฤดูแล้ง



น้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 3)

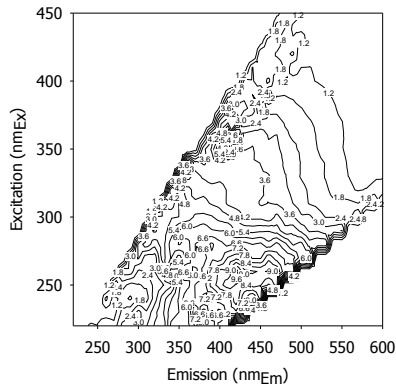


Hydrophilic น้ำดิบฤดูฝน

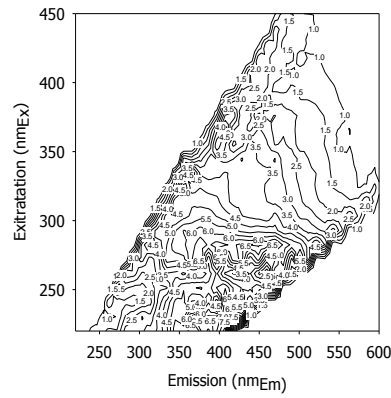


Hydrophobic น้ำดิบฤดูฝน

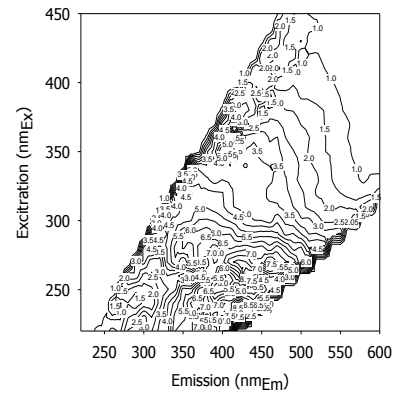
รูปที่ 4.11 FEEM ในรูปแบบ contour ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันของน้ำดิบประปา จากจุดสูบน้ำดิบประปา (4 QSU)



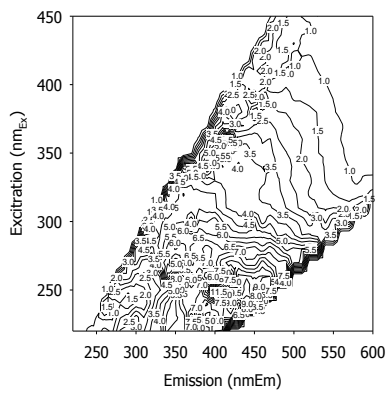
น้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1)



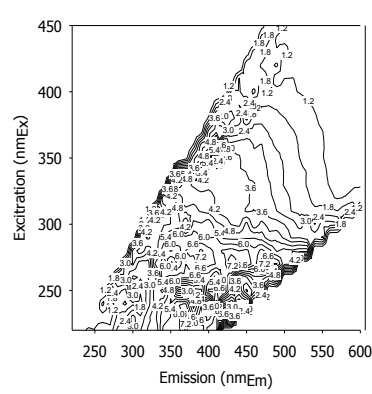
Hydrophilic น้ำดิบฤดูฝน



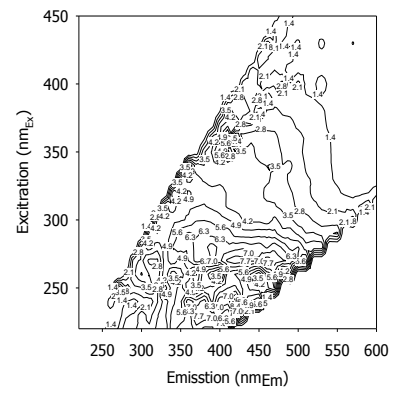
Hydrophobic น้ำดิบฤดูแล้ง



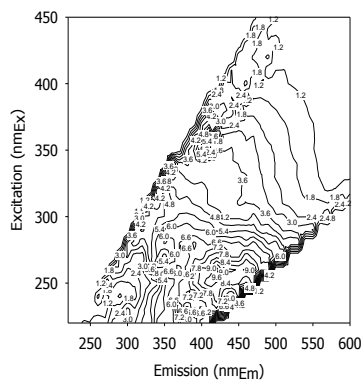
น้ำดิบฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)



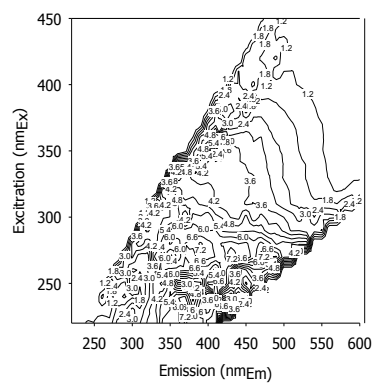
Hydrophilic น้ำดิบฤดูฝน



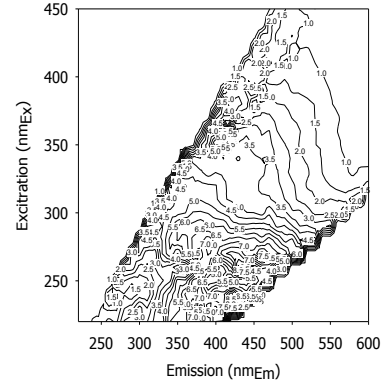
Hydrophobic น้ำดิบฤดูแล้ง



น้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 3)



Hydrophilic น้ำดิบฤดูฝน



Hydrophobic น้ำดิบฤดูแล้ง

รูปที่ 4.12 FEEM ในรูปแบบเส้นชั้นความสูงของน้ำดิบและน้ำหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันจากอ่าง
ศรีตรัง (3.3 QSU)

ตารางที่ 4.10 ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบของน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา

แหล่งน้ำ	ประเภท	Excitation: nm/ Emission :nm, (4 QSU)						
		Peak A 240nm _{Ex} /350nm _{Em}	Peak B 260nm _{Ex} /360nm _{Em}	Peak C 280nm _{Ex} /350nm _{Em}	Peak D 280nm _{Ex} /410nm _{Em}	Tryptophan-like substance (A+B+C)	Humic and fulvic acid-like substance (D)	total
น้ำดิบประปา ฤดูฝน(ครั้งที่ 1)	ก่อน fraction	327	123	246	235	696	235	932
	Hydrophilic	174	69	136	99	477	99	477
	Hydrophobic	153	48	114	135	449	135	449
น้ำดิบประปา ฤดูแล้ง(ครั้งที่ 2)	ก่อน fraction	267	112	216	280	596	280	876
	Hydrophilic	144	61	118	124	447	124	447
	Hydrophobic	124	49	88	164	425	164	425
น้ำดิบประปา ฤดูฝน (ครั้งที่ 3)	ก่อน fraction	116	73	105	113	294	113	407
	Hydrophilic	97	35	110	86	242	86	328
	Hydrophobic	78	35	96	79	209	79	288

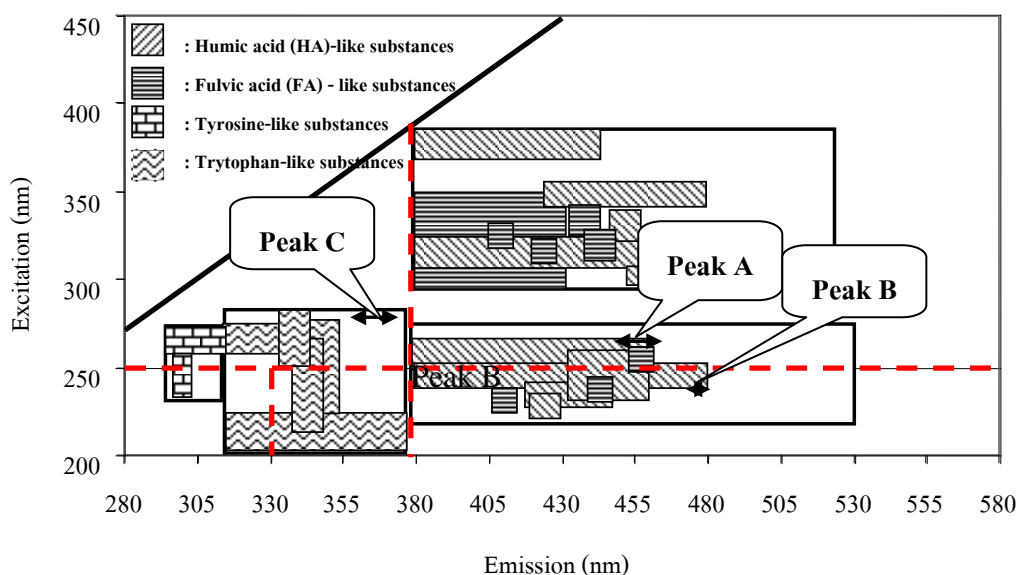
ตารางที่ 4.11 ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ณ ตำแหน่งต่างๆ ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

แหล่งน้ำ	ประเภท	Excitation: nm/ Emission :nm, (3.3 QSU)					
		Peak: A 255nm _{Ex} /410-430nm _{Em}	Peak: B 240nm _{Ex} /430- 440nm _{Em}	Peak: C 260nm _{Ex} /340- 350nm _{Em}	Humic and fulvic a cid-like substances (Peak A+B)	Tryptophan-like substances (Peak C)	total
น้ำดิบประปา ฤดูฝน(ครั้งที่ 1)	ก่อน fraction	10.3	7.8	6.7	18.1	6.7	24.8
	Hydrophilic	3.5	3.4	4.5	6.9	4.5	11.4
	Hydrophobic	5.3	5.0	2.2	10.3	2.2	12.5
น้ำดิบประปา ฤดูแล้ง(ครั้งที่ 2)	ก่อน fraction	12.5	9.5	8.5	22.0	8.5	30.5
	Hydrophilic	5.2	3.4	6.0	8.6	6.0	14.6
	Hydrophobic	6.4	5.1	3.5	11.5	3.5	15.0
น้ำดิบประปา ฤดูฝน (ครั้งที่ 3)	ก่อน fraction	10.1	8.6	7.2	18.7	7.2	25.9
	Hydrophilic	4.2	4.3	4.8	8.5	4.8	13.3
	Hydrophobic	6.7	5.3	4.1	12	4.1	16.1

ตารางที่ 4.12 เปรียบเทียบตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแหล่งอื่นๆ กับน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

แหล่งน้ำดิบประปา	เวลาเก็บน้ำตัวอย่าง	ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (nm _{Ex} /nm _{Em})			อ้างอิง
		Humic acid-like substances	Fulvic acid-like substances	Tryptophan acid-like substances	
อ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ (เชียงใหม่)	พ.ย. 2547	260/420 330/400	N.D.*	N.D.	อัครวินทร์ 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.	พรรณธิพา 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)



รูปที่ 4.13 ตำแหน่งของ FEEM ที่มีค่าสูงและขอบเขตของความยาวคลื่น Excitation และ Emission สำหรับ FEEM ทั้ง 5 ส่วน (region) (Musikavong *et al.*, 2006)

เมื่อพิจารณา FEEM โดยใช้หลักการของ Chen *et al.*, (2003) ซึ่งได้อธิบายขอบเขตของความยาวคลื่น Excitation (Ex) และ Emission (Em) โดยแบ่งออกเป็น 5 ส่วน (region) ซึ่งแสดงดังรูปที่ 4.13 และสามารถแบ่งได้ดังนี้

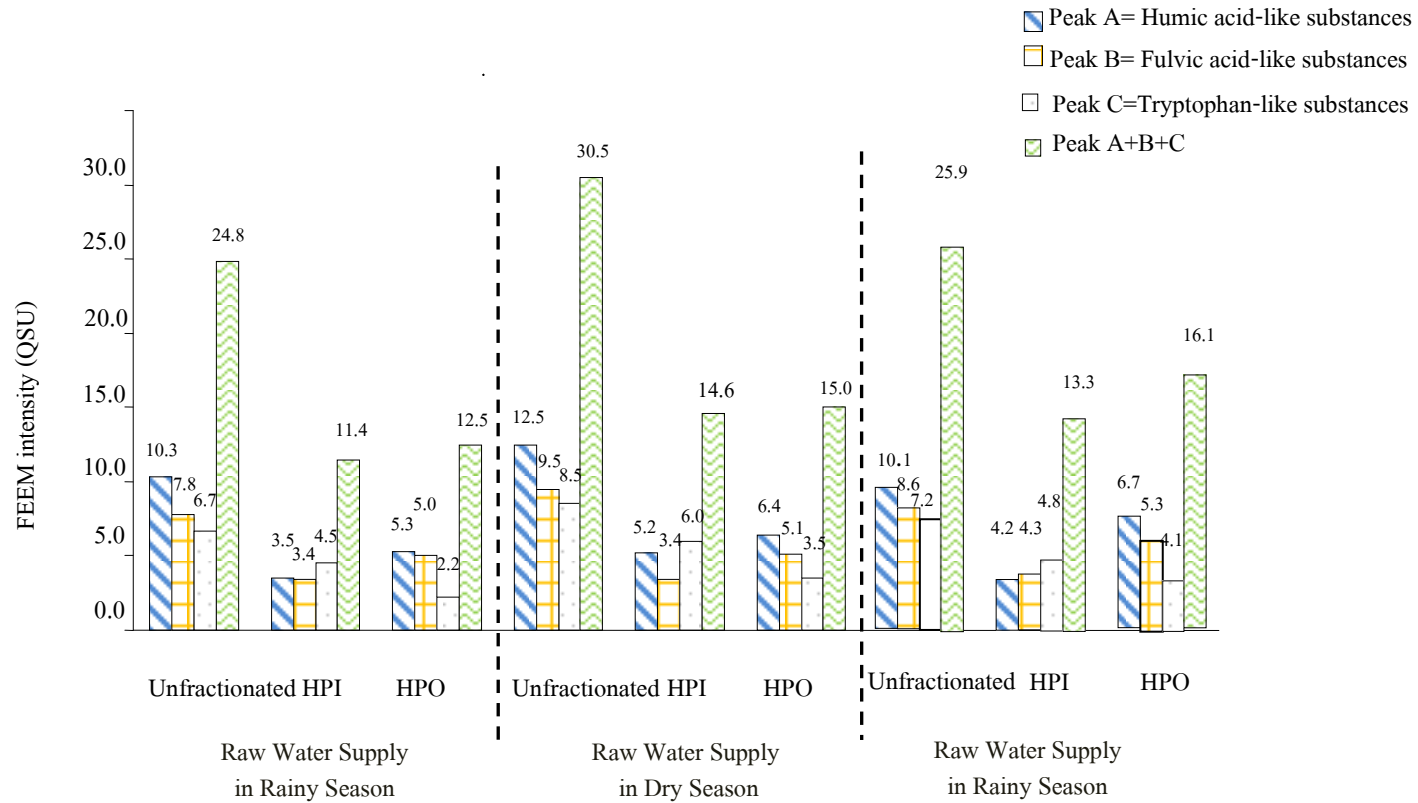
Region ที่ 1, Ex/Em มีค่าอยู่ในช่วง 220-250 nm/280-330 nm จะเป็นค่า FEEM ที่เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์กลุ่ม Tyrosine หรือ aromatic protein

Region ที่ 2, Ex/Em มีค่าอยู่ในช่วง 220-250 nm/330-380 nm จะเป็นค่า FEEM ที่เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์กลุ่ม BOD₅ หรือ aromatic protein

Region ที่ 3, Ex/Em มีค่าอยู่ในช่วง 220-250 nm/ > 380 nm จะเป็นค่า FEEM ที่เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์กลุ่ม Hydrophobic acid หรือ fulvic acid-like

Region ที่ 4, Ex/Em มีค่าอยู่ในช่วง >250 nm/280-330 nm จะเป็นค่า FEEM ที่เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์กลุ่ม soluble microbial by – product-like

Region ที่ 5, Ex/Em มีค่าอยู่ในช่วง > 250 nm/ >380 nm จะเป็นค่า FEEM ที่เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like



รูปที่ 4.14 ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตรวจพบก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชันในน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

4.2 การลด DOC และ UV-254 ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

4.2.1 การลด DOC และ UV-254

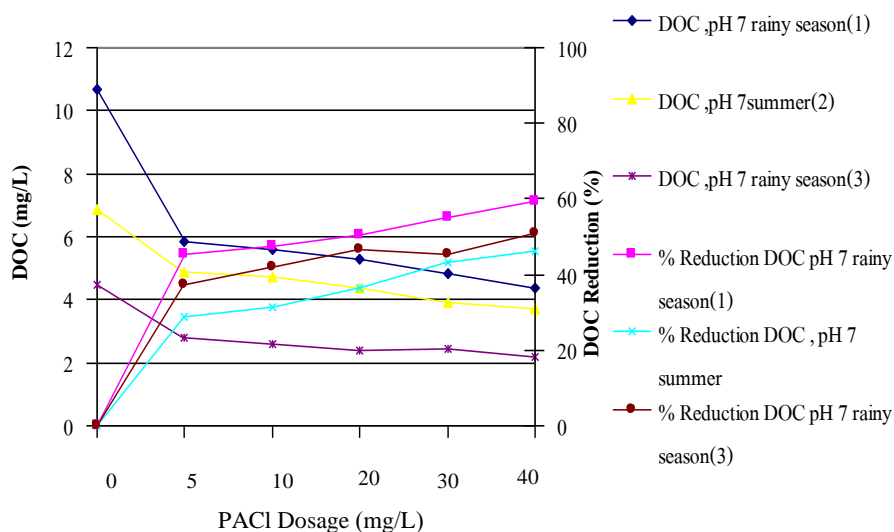
กระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI สามารถกำจัดความขุ่น และ DOM ได้โดย PACI จะละลายน้ำและไฮโดรไลซ์ (hydrolysis) เป็นอลูมิเนียมเชิงซ้อนมากมาย และสามารถรวมตัวเป็นอลูมิเนียมได้ถึง Al_{13} (Yan *et al.*, 2008) และเนื่องจาก PACI มีองค์ประกอบของอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ส่งผลให้เกิดกลไกในการทำลายประจุของคอลลอยด์ให้เป็นกลางทางไฟฟ้า (charge-neutralization) และการห่อหุ้มอนุภาคคอลลอยด์ด้วยผลึก (sweep-flocculation) ทำให้คอลลอยด์ถูกทำลายเสถียรภาพ (destabilization) (Wu *et al.*, 2007) อนุภาคคอลลอยด์จึงเกิดการรวมตัวกันหลายๆอนุภาคจนกลายเป็นฟล็อกขนาดใหญ่ (forming) สามารถตกตะกอนได้ง่าย ความขุ่นและสารอินทรีย์บางส่วนจึงถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอน ซึ่งความเข้มข้นของสารสร้างตะกอนและพีเอชของน้ำมีบทบาทสำคัญต่อการเกิดกลไกดังกล่าว ด้วยเหตุนี้จึงอธิบายได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ที่สภาวะเหมาะสมต่อการเกิดโคแอกกูเลชัน เนื่องจากให้ผลลัพธ์ในการกำจัดความขุ่นและ DOM ในน้ำตัวอย่างได้ดีที่สุด

ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI เพียงอย่างเดียว และควบคุมค่าพีเอชที่แตกต่างกันของน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จากคลองอู่ตะเภา พบว่าเมื่อเพิ่มปริมาณ PACI ในกระบวนการโคแอกกูเลชันทำให้ค่า DOC ในน้ำมีค่าลดลงโดยปริมาณ PACI 40 mg/L และควบคุมค่าพีเอชระหว่างกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ 7 สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 10.7 mg/L ให้ลดลงเหลือ 4.9 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 54 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 6.9 mg/L ให้ลดลงเหลือ 3.0 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 57 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI 40 mg/L และควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.5 mg/L ให้ลดลงเหลือ 2.1 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 53 เปอร์เซ็นต์ ดังแสดงในรูปที่ 4.15

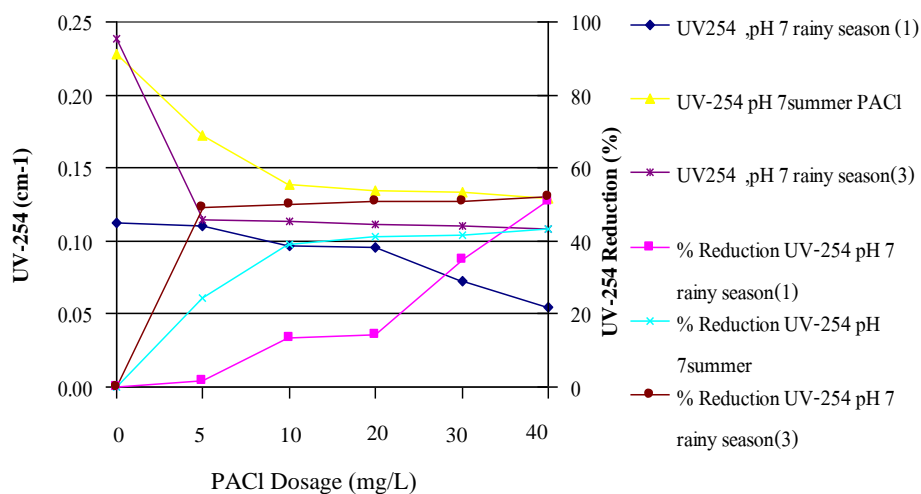
ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 ในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ที่ความเข้มข้น 40 mg/L และควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 พบว่าสามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.112 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.056 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงเท่ากับ 50 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.228 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.108 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ลดลงเท่ากับ 53 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ที่ความเข้มข้น 40 mg/L และควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า ลดค่า UV-254 ในน้ำดิบ

จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.238 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.110 คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ลดลงเท่ากับ 54 เปอร์เซ็นต์ ดังแสดงในรูปที่ 4.16

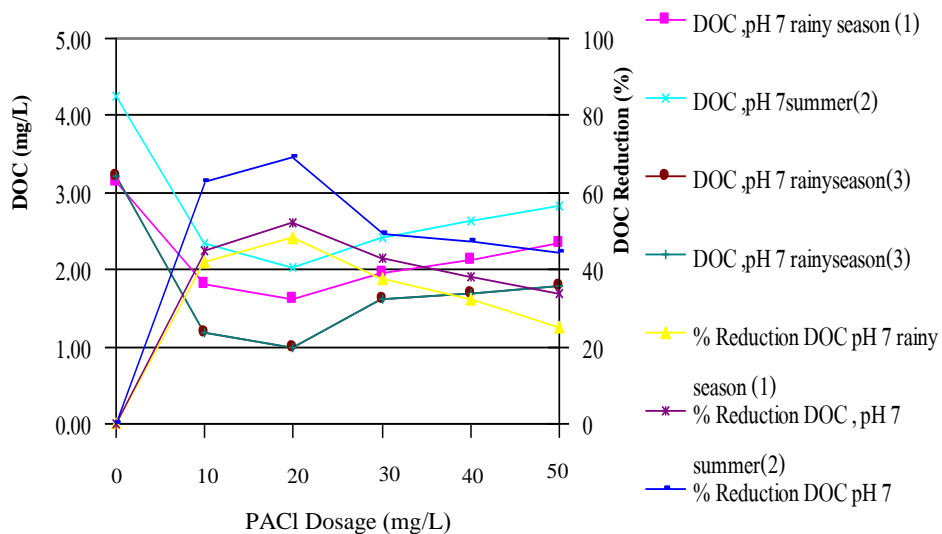
จากการทดลองข้างต้นพบว่าความเข้มข้น PACl เท่ากับ 40 mg/L และควบคุมค่า pH เท่า 7 เป็นสถานะที่เหมาะสมในการลดค่า UV-254 และ DOC การเพิ่มหรือลดค่า pH ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน มีผลต่อการลดสารอินทรีย์น้อยมาก ค่า pH เป็นกลางจึงเหมาะสมที่สุดเพราะมีความใกล้เคียงกับน้ำดิบประปาซึ่งมีค่าเท่ากับ 6.9 จึงไม่จำเป็นต้องปรับค่า pH มากนักระหว่างการโคแอกกูเลชัน ทำให้การสิ้นเปลืองสารเคมีในการดำเนินงานลดลง



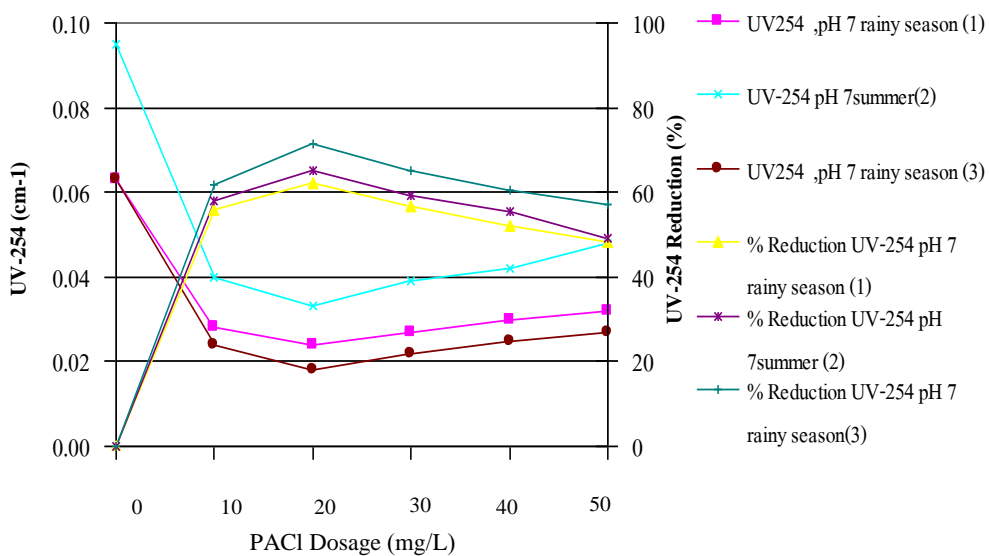
รูปที่ 4.15 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.16 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.17 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.18 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

สำหรับการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดค่า DOC จากอ่างศรีตรังพบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 mg/L ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างได้ดี โดยสามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน(ครั้งที่1)จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 1.6 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด DOC เท่ากับ 48 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.3 mg/L ลดเหลือเท่ากับ 2.0 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัด DOC เท่ากับ 52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่3) กระบวนการโคแอกกูเลชัน PACI 20 mg/L และควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 mg/L ให้ลดลงเหลือ 1.7 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 46 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.17)

อย่างไรก็ตามจะเห็นได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ความเข้มข้น 20 mg/L และควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 มีประสิทธิภาพในการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งได้สูงสุด สอดคล้องกับการศึกษาของ Rizzo และคณะ (2005) พบว่า PACI ที่สภาวะการควบคุมดังกล่าว สามารถกำจัดค่า DOC ได้ประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์ เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า UV-254 ได้ดี โดยทำให้ค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน(ครั้งที่1)ลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.063 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.024 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 เท่ากับ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่2) มีค่า UV-254 เริ่มต้นเท่ากับ 0.095 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.033 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 เท่ากับ 65 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่3) กระบวนการโคแอกกูเลชัน PACI 20 mg/L และควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 ลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.063 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.027 cm^{-1} ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 เท่ากับ 57 เปอร์เซ็นต์

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด DOC กับ UV-254 จากอ่างศรีตรังเห็นได้ว่า มีค่าการกำจัด DOC น้อยกว่าค่าการกำจัด UV-254 เนื่องจากสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถดูดกลืนแสง UV-254 ได้ นั้น เป็นสารอินทรีย์กลุ่ม humic ที่มีมวลโมเลกุลขนาดใหญ่และมีโครงสร้างเป็น aromatic จะมีคุณสมบัติในการดูดกลืนแสง UV-254 ได้ดี (Janhom *et al.*, 2004; Yan *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2009) และสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าวยังเป็นสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนอยู่มากในอ่างเก็บน้ำ (Kim *et al.*, 2005; Suksaroj *et al.*, 2009) ด้วยลักษณะเฉพาะของสารดังกล่าวทำให้สามารถแยกออกจากน้ำได้ง่ายและถูกกำจัดได้ดีด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน (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 จึงเป็นเสมือนสิ่งขัดขวางป้องกันไม่ให้อนุภาคเกิดการรวมตัว

กัน (AWWA, 1993; Julie *et al.*, 2004; มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542) สารอินทรีย์ดังกล่าวจึงถูกกำจัดได้ยากด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยเหตุนี้จึงทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC มีค่าน้อยกว่าประสิทธิภาพการกำจัด UV-254

ดังนั้นกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอน สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ดีกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic นั้นหมายความว่า การใช้ PACI เพียงอย่างเดียวไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ โดยเฉพาะกลุ่ม non-humic ออกจากน้ำได้อย่างเพียงพอ อาจเป็นเพราะน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังเป็นน้ำที่มีความขุ่นค่อนข้างต่ำ และมีค่า SUVA สูงไม่มากนัก การใช้สารสร้างตะกอนอย่างใดอย่างหนึ่งเพียงลำพังจะไม่ให้ผลดีเนื่องจากน้ำมีเป่าสัมผัสน้อยเกินไปไปอนุภาคต่างๆ จึงเข้าไปใกล้และจับตัวกันได้น้อย

กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่าง

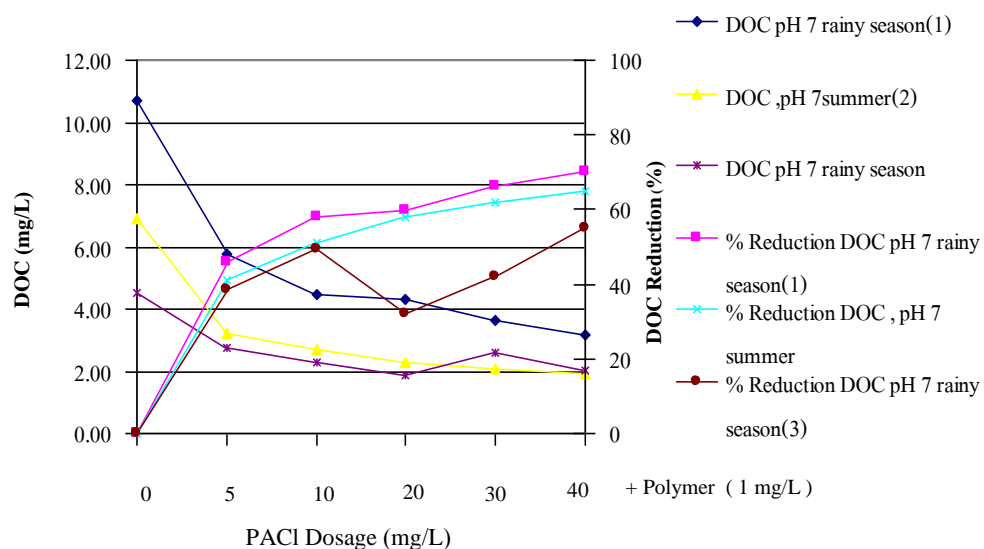
ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI ร่วมกับ Polymer และควบคุมค่าพีเอชที่ 7 ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปาโดยการเก็บน้ำตัวอย่างครั้งที่ 1, 2 และ 3 แสดงดังรูปที่ 4.19 ในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ปริมาณ PACI 40 mg/L และควบคุมค่า pH เท่ากับ 7 ร่วมกับ polymer ที่ความเข้มข้น 1 mg/L สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 10.7 mg/L ให้ลดลงเหลือ 4.7 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 56 เปอร์เซ็นต์ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 6.87 mg/L ให้ลดลงเหลือ 2.81 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 59 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.5 mg/L ให้ลดลงเหลือ 2.0 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 56 เปอร์เซ็นต์

จากรูปที่ 4.20 พบว่าในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ปริมาณสาร PACI 40 mg/L และควบคุมค่า pH เท่ากับ 7 ร่วมกับ polymer ที่ความเข้มข้น 1 mg/L สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.112 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.051 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงเท่ากับ 54 เปอร์เซ็นต์ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ปริมาณสาร PACI 40 mg/L และควบคุมค่า pH เท่ากับ 7 ร่วมกับ polymer ที่ความเข้มข้น 1 mg/L สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.228 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.098 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงเท่ากับ 57 เปอร์เซ็นต์ ในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ปริมาณสาร PACI 40 mg/L และควบคุมค่า pH เท่ากับ 7 ร่วมกับ polymer ที่ความเข้มข้น 1 mg/L สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.238 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.051 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงเท่ากับ 56 เปอร์เซ็นต์

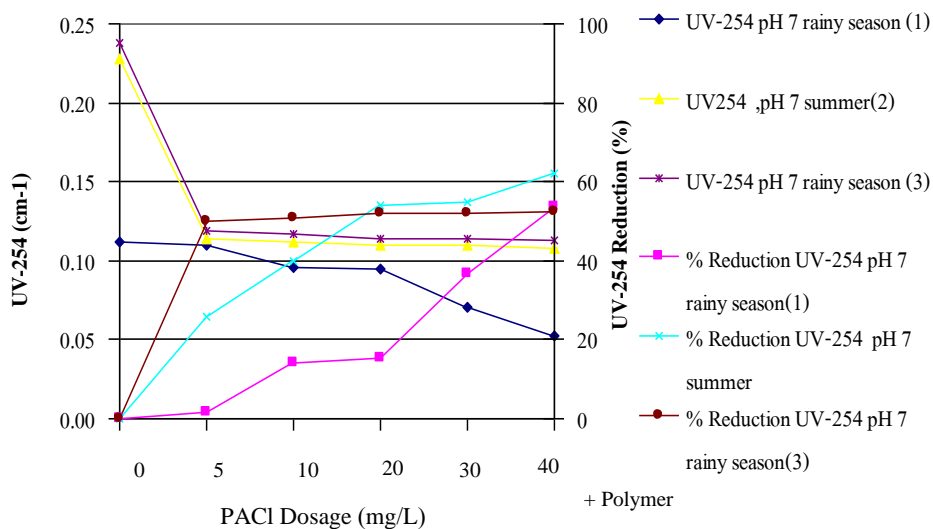
สำหรับการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดค่า DOC จากอ่างเก็บน้ำศรีตรังพบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI ความเข้มข้น 20 mg/L และ polymer ความเข้มข้น 0.1 mg/L ที่การ

ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างได้ดี โดยสามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน(ครั้งที่1) จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 mg/L ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 1.4 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพของการกำจัด DOC เท่ากับ 57 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง(ครั้งที่2) จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.2 mg/L ให้มีค่าลดลงเหลือเท่ากับ 1.7 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัด DOC เท่ากับ 60 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่3) จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 mg/L ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 1.5 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพของการกำจัด DOC เท่ากับ 52 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.21)

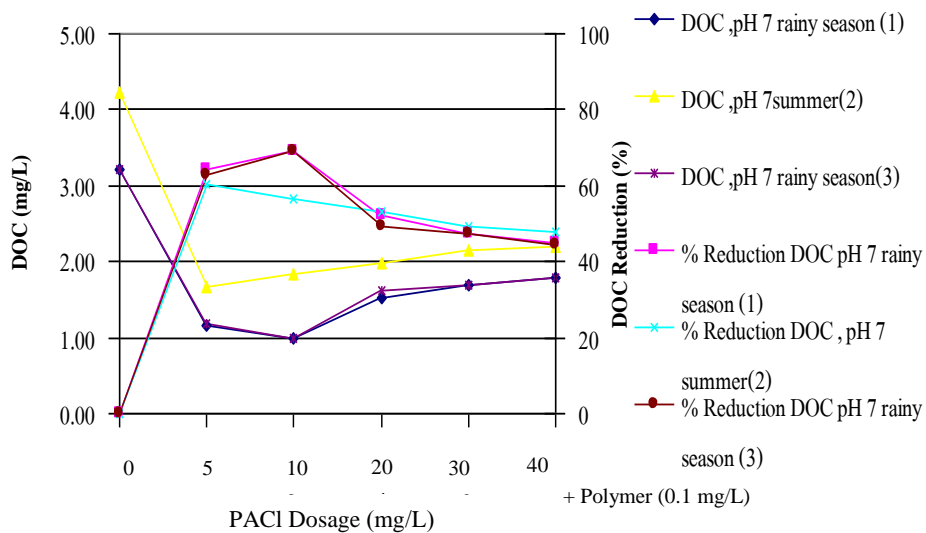
เมื่อพิจารณาผลการศึกษข้างต้น กล่าวได้ว่า การใช้ PACI ความเข้มข้น 20 mg/L และ polymer ความเข้มข้น 0.1 mg/L ให้ประสิทธิภาพในการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างได้ดีที่สุด กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ในน้ำตัวอย่างได้ดี เนื่องจาก PACI มีกลไกในการทำลาย การทำลายเสถียรภาพทางไฟฟ้า การดูดซับและการทำลายอำนาจประจุของคอลลอยด์ และการห่อหุ้มอนุภาคด้วยผลึกไฮดรอกไซด์ (Wu *et al.*, 2007; Yan *et al.*, 2008) ส่วน polymer เป็นตัวเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ทำให้คอลลอยด์เกิดการรวมตัวกันหลายๆ อนุภาคจนกลายเป็นฟล็อกขนาดใหญ่สามารถตกตะกอนได้ง่าย (Gregor *et al.*, 1997) ความขุ่นและสารอินทรีย์บางส่วนจึงถูกกำจัดออกไปพร้อมกับการตกตะกอน



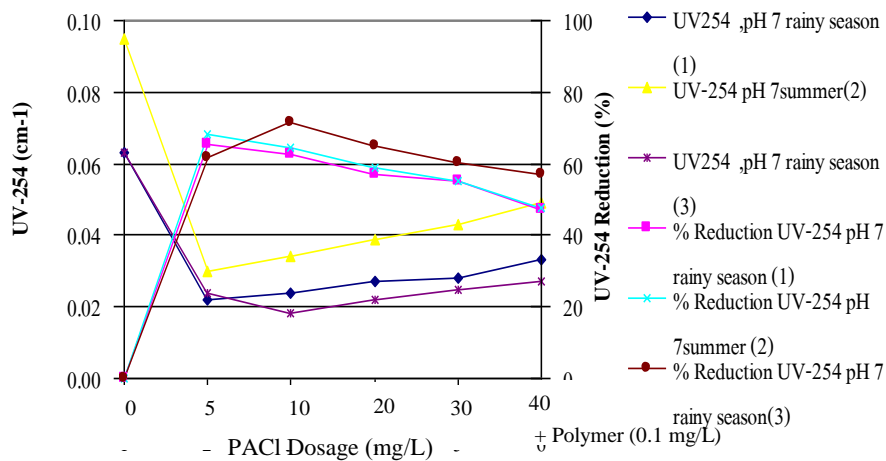
รูปที่ 4.19 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.20 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.21 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.22 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของตัวอย่างน้ำ

ในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) พบว่าปริมาณสาร PACI ที่ค่าความเข้มข้น PACI 40 mg/L และ polymer ที่ความเข้มข้น 1 mg/L ร่วมกับ PAC 80 mg/L ควบคุมค่าฟิโอสเท่ากับ 7 สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบประปาจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 10.7 mg/L ให้ลดลงเหลือ 1.4 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงเท่ากับ 87 เปอร์เซ็นต์ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ที่สภาวะเดียวกัน สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 6.9 mg/L ให้ลดลงเหลือ 2.1 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 70 เปอร์เซ็นต์ และในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.5 mg/L ให้ลดลงเหลือ 1.4 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 69 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.23)

ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 ในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ที่สภาวะเดียวกันกับการลดค่า DOC สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.112 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.031 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงเท่ากับ 72 เปอร์เซ็นต์ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.228 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.089 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ลดลงเท่ากับ 61 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.238 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.072 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงเท่ากับ 70 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.24) จากการทดลองข้างต้นสามารถกล่าวได้ว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC สามารถลด DOC และ UV-254 ได้เป็นอย่างดี

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนหลัก และ polymer ร่วมกับ PAC ที่สภาวะดังกล่าวข้างต้นกล่าวได้ว่าสามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปาได้เพิ่มขึ้น เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของการทำโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่าสามารถกำจัดค่า UV-254 มีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจาก PAC สามารถดูดซับโมเลกุลของสารอินทรีย์มาเกาะติดผิวคาร์บอนได้เป็นอย่างดี (Jacangelo *et al.*, 1995) ประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 จึงมีค่ามากกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว

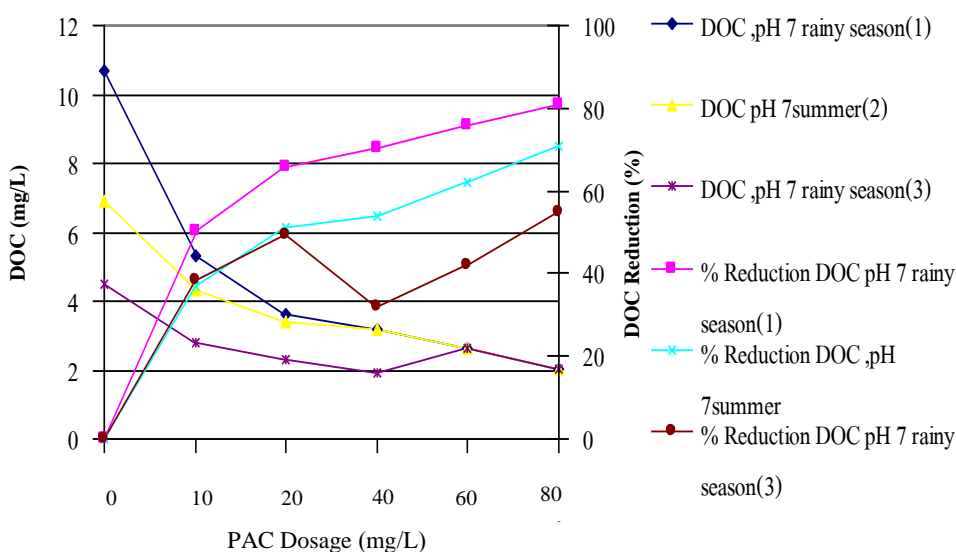
ผลการศึกษาหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC จากอ่างเก็บน้ำศรีตรังพบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L ร่วมกับ PAC 10 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน(ครั้งที่1)จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 mg/L ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 1.0 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 69 เปอร์เซ็นต์ และสามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่2)จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.3 mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ 1.2 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 71 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.25) ส่วนน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่3) จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 mg/L ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 1.0 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 68 เปอร์เซ็นต์

จากการพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC ที่สภาวะเหมาะสม กล่าวได้ว่า สามารถกำจัดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างได้เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ดีแล้ว ยังสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic ได้ดีเพิ่มขึ้นด้วย เพราะ PAC เป็นสารดูดซับผิวสามารถดูดซับโมเลกุลหรืออนุภาคสารอินทรีย์จำนวนมากมาเกาะติดที่ผิวคาร์บอน 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

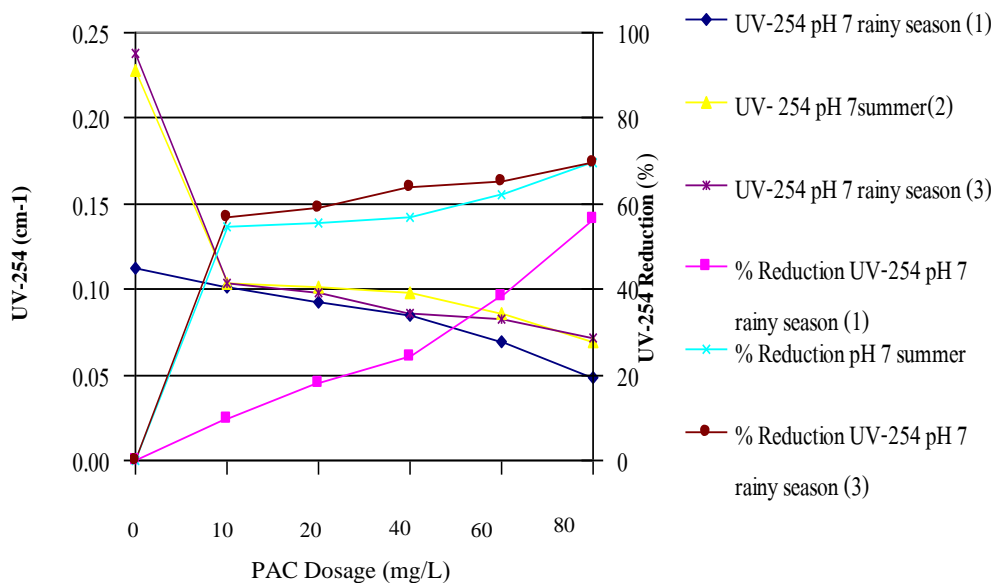
ประสิทธิภาพของการกำจัดค่า UV-254 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L ร่วมกับ PAC 10 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างได้สูงสุด โดยทำให้ค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน(ครั้งที่1) ลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.063 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.018 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 72 เปอร์เซ็นต์ และทำให้ค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.091 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ

เท่ากับ 0.023 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 74 เปอร์เซ็นต์ ส่วนน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.063 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.018 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 71 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.26)

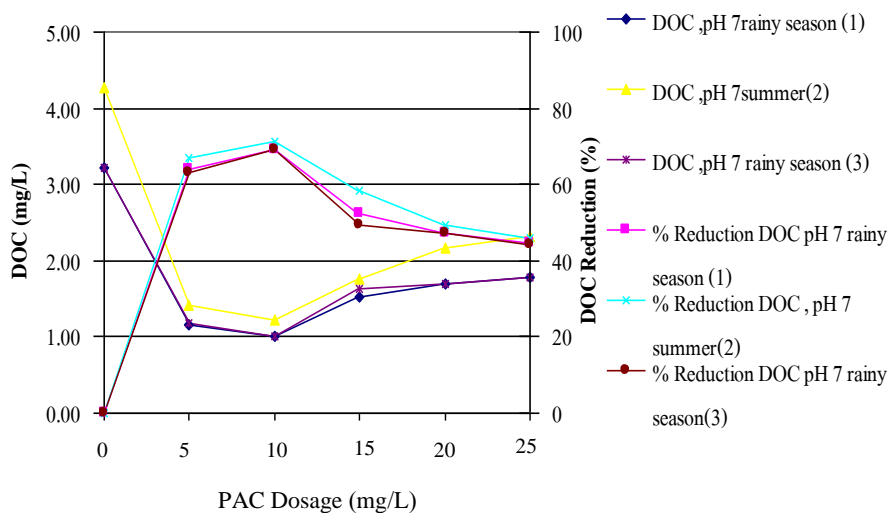
กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ในน้ำตัวอย่างได้ดี เนื่องจาก PACI มีกลไกในการทำลายเสถียรภาพทางไฟฟ้า การดูดซับ และการทำลายอำนาจประจุของคอลลอยด์ และการห่อหุ้มอนุภาคด้วยผลึกไฮดรอกไซด์ (Wu *et al.*, 2007; Yan *et al.*, 2008) ส่วน polymer เป็นตัวเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ ทำให้คอลลอยด์และสารอินทรีย์บางส่วนโดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลสูงๆ 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)



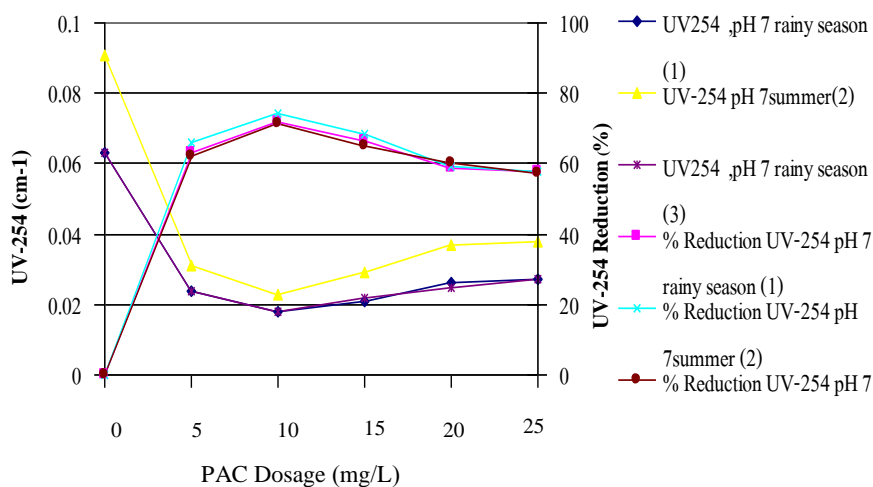
รูปที่ 4.23 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประจำ



รูปที่ 4.24 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.25 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.26 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่าง

การใช้ PACI 40 mg/L และควบคุมค่า pH เท่ากับ 7 และ polymer ที่ความเข้มข้น 1 mg/L ร่วมกับ Ozone ความเข้มข้น 132 mg/hr เวลาสัมผัส 30 นาที ในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 10.7 mg/L ให้ลดลงเหลือ 4.2 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงเท่ากับ 61 เปอร์เซ็นต์ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 6.9 mg/L สามารถให้ลดลงเหลือ 2.7 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ลดลงเท่ากับ 61 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) สามารถลดค่า DOC ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.5 mg/L ให้ลดลงเหลือ 2.2 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงเท่ากับ 61 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.27)

ในส่วนของค่า UV-254 และเปอร์เซ็นต์การกำจัด UV-254 พบว่าที่สภาวะเดียวกันสามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.112 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.037 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงเท่ากับ 67 เปอร์เซ็นต์ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.228 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.072 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ลดลงเท่ากับ 68 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) สามารถลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.238 cm^{-1} ให้ลดลงเหลือ 0.098 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ลดลงเท่ากับ 59 เปอร์เซ็นต์ ดังแสดงในรูปที่ 4.28

จากการศึกษาหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC จากอ่างศรีตรังพบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใส่ PACI 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 132 mg/hr ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างได้สูงสุด โดยสามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน(ครั้งที่1)จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 mg/L ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.93 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 71 เปอร์เซ็นต์ และสามารถลดค่า DOC ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่2) จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 4.2 mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ 1.1 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 73 เปอร์เซ็นต์ ค่าDOC ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน(ครั้งที่3)จากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 3.2 mg/L ให้ลดลงเหลือเท่ากับ 0.91 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 72 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.29)

จากการพิจารณาประสิทธิภาพของการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ที่สภาวะเหมาะสม กล่าวได้ว่า สามารถกำจัดค่า DOC ในน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งได้เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใส่ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างครั้งที่ 1 2 และ 3 มีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 23 21 และ 26 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางสรุปที่ 4.14 แสดงว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใส่ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม humic และ non-humic ได้เพิ่มขึ้น เนื่องจากกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์บางส่วนไปพร้อมกับการตกตะกอน และกระบวนการโอโซนเนชันสามารถออกซิไดซ์หรือสลายพันธะสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนให้ย่อยสลายได้ง่ายยิ่งขึ้น ดังนั้นจึงให้ผลลัพธ์ในการกำจัด DOM ทั้งสองกลุ่มได้สูงสุด

ผลการศึกษาหาประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใส่ PACI 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 132 mg/hr ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างได้สูงสุด โดยทำให้ค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่1) ลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.062 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.017 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 73 เปอร์เซ็นต์ และสามารถลดค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่2) ลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.093 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.024 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 74 เปอร์เซ็นต์ และค่า UV-254 ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่3) ลดลงจากค่าเริ่มต้นเท่ากับ 0.063 cm^{-1} ลดลงเหลือเท่ากับ 0.014 cm^{-1} คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 78 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.30)

จากการพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 โดยการใส่ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ที่สภาวะดังกล่าวเห็นได้ว่าสามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างได้เพิ่มขึ้น เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใส่ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า สามารถกำจัดค่า UV-254 ในน้ำตัวอย่างมีค่าเพิ่มขึ้น เท่ากับ 10, 9 และ 14 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ สอดคล้องกับการศึกษาของ Singer และคณะ (2003) รายงานว่า กระบวนการโอโซนเนชันมี

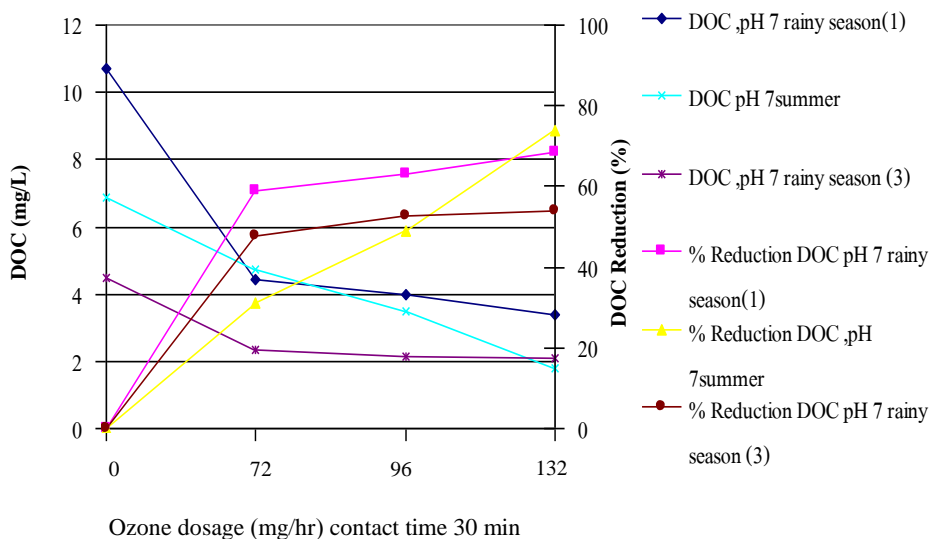
ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน ดังนั้นการลดลงของค่า UV-254 เกิดขึ้นเนื่องจาก ozone สามารถเข้าไปออกซิไดซ์ สารอินทรีย์ละลายน้ำหรือเข้าไปแตกพันธะของสารอินทรีย์ละลายน้ำส่งผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลสูงให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลต่ำ เพื่อให้ง่ายต่อการย่อยสลายมากยิ่งขึ้น (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 ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันมีประสิทธิภาพการกำจัดค่า UV-254 ได้ดีกว่าการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันเพียงอย่างเดียว

ดังนั้นกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI และ polymer สามารถกำจัด UV-254 และ DOC ได้ดี เนื่องจาก PACI มีกลไกในการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ โดยอาศัยกลไกต่างๆ คือการทำลายเสถียรภาพทางไฟฟ้า การดูดซับและการทำลายอำนาจประจุของคอลลอยด์ และการห่อหุ้มอนุภาคด้วยผลึกไฮดรอกไซด์ (Wu *et al.*, 2007; Yan *et al.*, 2008) ส่วน polymer เป็นตัวเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์ทำให้คอลลอยด์และสารอินทรีย์บางส่วน โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลสูงๆ เกิดการรวมตัวกันหลายๆ อนุภาคจนกลายเป็นฟล็อกขนาดใหญ่พร้อมที่จะตกตะกอน และเมื่อนำน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันมาผ่านกระบวนการโอโซนเนชัน เพื่อให้ ozone เข้าไปออกซิไดซ์สารอินทรีย์ละลายน้ำโดยอาศัยกลไก 2 ขั้นตอน คือ direct oxidation DOM จะถูกทำปฏิกิริยากับโมเลกุลของ ozone โดยตรง และ indirect oxidation เมื่อ ozone ทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ละลายน้ำจะทำให้ ozone เกิดการแตกตัวได้เป็นเรดิคัล (radical) ต่างๆ เช่น OH° และ OH_2° ซึ่งมีความว่องไวในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ละลายน้ำได้เป็นอย่างดี และหาก ozone สามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ละลายน้ำได้อย่างสมบูรณ์จะได้คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ แต่หาก ozone ไม่สามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ละลายน้ำได้อย่างสมบูรณ์จะทำให้เกิดการแตกตัวของพันธะสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่และมีโครงสร้างซับซ้อน (humic) ให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลขนาดเล็กกลลง (non-humic) (Chang and Siger, 1991; Gottschalk *et al.*, 2000; Singer *et al.*, 2003; Bose and Reckhow, 2007)

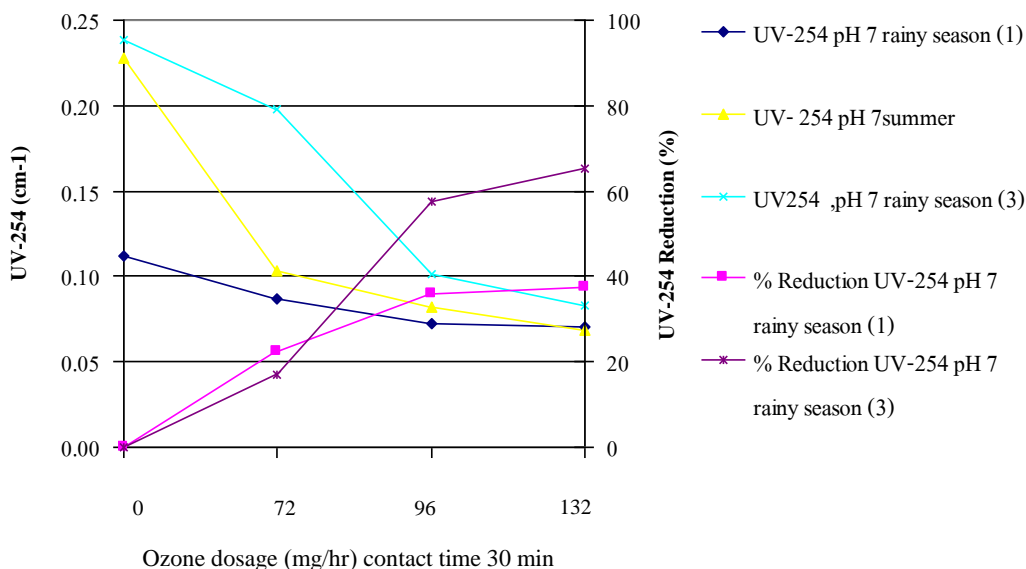
ท้ายที่สุดสำหรับการลดลงของ UV-254 และ DOC กล่าวได้ว่าการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC ร่วมกับ กระบวนการ Advance oxidation process โดย Ozone ได้ผลลัพธ์ในการกำจัด UV-254 และ DOC ได้ดีกว่า การใช้สาร PACI หรือ Polymer เพียงอย่างเดียว

เมื่อได้สถานะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการทดลองของตัวอย่างน้ำแล้ว จะนำน้ำตัวอย่างมาผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สถานะที่เหมาะสมอีกครั้งหนึ่งเพื่อให้ได้น้ำตัวอย่างปริมาณ 5 ลิตร

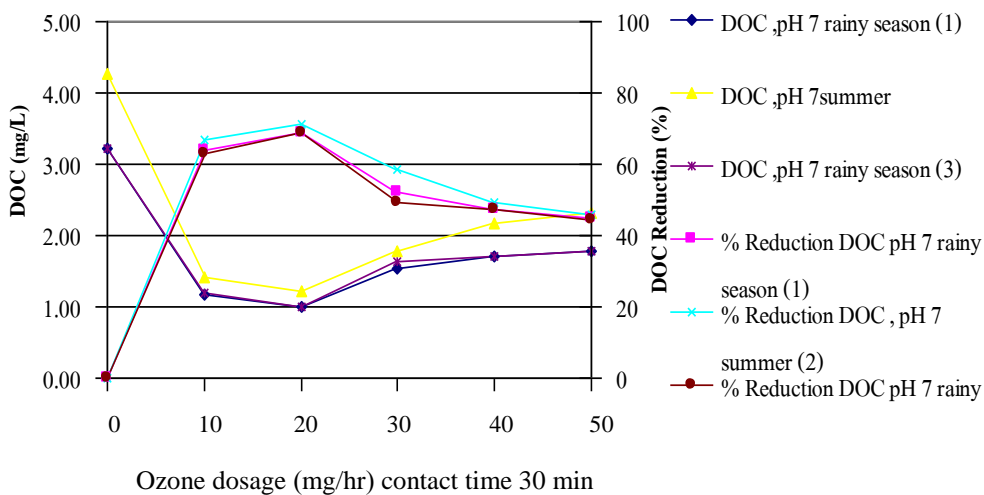
หลังจากนั้นนำตัวอย่างน้ำไปผ่านกระดาษกรอง GF/F ขนาด 0.7 μm ก่อนที่จะนำไปผ่านกระบวนการแฟรกชันเนชันเพื่อแยกชนิดของน้ำออกเป็นกลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic) และไม่ชอบน้ำ (hydrophobic)



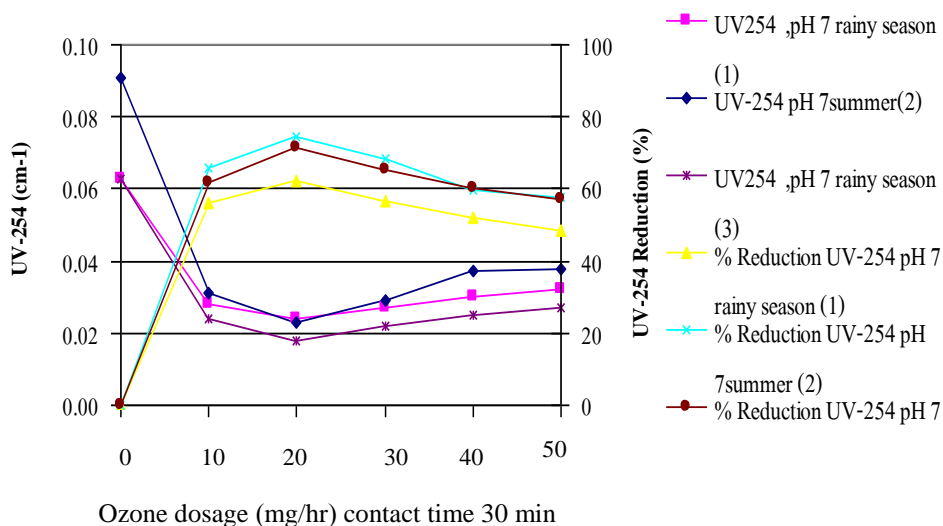
รูปที่ 4.27 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.28 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่างจากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.29 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.30 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ UV-254 โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone ของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

4.2.2 สถานะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพการลด UV-254 และ DOC ของน้ำตัวอย่าง จากจุดสูบน้ำดิบประปาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

จากหัวข้อที่ 4.2.1 สามารถสรุปสถานะที่เหมาะสมประสิทธิภาพการลดของ UV-254 และ DOC และประสิทธิภาพการลดที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปของน้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำทั้ง 3 ครั้งดังแสดงในตารางที่ 4.13 และ 4.14

ตารางที่ 4.13 สถานะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันและประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ UV-254 และ DOC ของน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันต่างๆ จากจุดสูบน้ำดิบประปา

น้ำตัวอย่าง	สถานะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชัน	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)					
		UV-254			DOC		
		(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
1) PACl	PACl 40 mg/L, pH 7	50	53	54	54	57	53
2) PACl+Polymer	PACl 40 mg/L ร่วมกับ Polymer 1 mg/L, pH 7	54	57	55	56	59	56
3) PACl+Polymer+ PAC	PACl 40 mg/L ร่วมกับ Polymer 1 mg/L และ PAC80 mg/L, pH 7	72	69	70	87	76	69
4) PACl+Polymer+ Ozone	PACl 40 mg/L ร่วมกับ Polymer 1 mg/L, pH 7 + Ozone 132 mg/hr	67	68	59	61	61	51

หมายเหตุ (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1

(2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2

(3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3

ตารางที่ 4.14 สภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันและประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ UV-254 และ DOC ของน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันต่างๆ อ่างเก็บน้ำศรีตรัง

น้ำตัวอย่าง	สภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชัน	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)					
		UV-254			DOC		
		(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
1) PACl	PACl 20 mg/L, pH 7	63	65	57	48	52	46
2) PACl+Polymer	PACl 20 mg/L ร่วมกับ Polymer 0.1 mg/L, pH 7	65	68	63	56	60	52
3) PACl+Polymer+ PAC	PACl 20 mg/L ร่วมกับ Polymer 0.1 mg/L และ PAC, pH 7	72	74	72	69	71	68
4) PACl+Polymer+ Ozone	PACl 20 mg/L ร่วมกับ Polymer 0.1 mg/L, pH 7 + Ozone 132 mg/hr	77	81	78	71	74	72

หมายเหตุ (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1

(2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2

(3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3

4.3 การศึกษากระบวนการแฟรกชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำ

4.3.1 การหาประสิทธิภาพของกระบวนการแฟรกชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำ

จากการผลการทดลองของกระบวนการแฟรกชันเพื่อแยกสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม HPI และ HPO ออกจากน้ำที่หลังจากผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน ดังนั้นประสิทธิภาพของกระบวนการแฟรกชันในการแยกสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ควรมีการยืนยันด้วยเปอร์เซ็นต์ความต่างของมวล DOC ของน้ำตัวอย่างก่อนและหลังกระบวนการแฟรกชัน และจากการศึกษาของ Marhaba (2000) รายงานถึงค่าเปอร์เซ็นต์ความต่างของ DOC จากกระบวนการแฟรกชันที่อยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับคือ 10–15 เปอร์เซ็นต์ เช่นเดียวกับ Croue *et al*, (1999) รายงานถึงความแปรปรวนของเปอร์เซ็นต์ความต่างของ DOC มีค่าระหว่าง 8 ถึง 12 เปอร์เซ็นต์ การหายไปของน้ำหนักหลังกระบวนการแฟรกชัน อาจจะมีผลเนื่องจากกระบวนการ elution โดยบางส่วนของสารอินทรีย์ยังคงติดอยู่ในเรซิน

เปอร์เซ็นต์ความต่างระหว่างผลรวม DOC ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและ DOC ของน้ำที่ยังไม่ผ่านกระบวนการแฟรกชันของน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) (1) PACl (2) PACl ร่วมกับ Polymer (3) PACl ร่วมกับ Polymer และ PAC (4) PACl ร่วมกับ

Polymer และ Ozone จากจุดสูบน้ำดิบประปาคลองอุตะเขาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ดังแสดงในตารางที่ 4.15 และ 4.16 ตามลำดับ

เมื่อพิจารณา เปอร์เซ็นต์ความต่างของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองจากจุดสูบน้ำดิบประปาและอ่างเก็บน้ำศรีตรังแล้วสามารถกล่าวได้ว่า เปอร์เซ็นต์ความต่างของ DOC ในการศึกษาขึ้นอยู่กับเกณฑ์ที่ยอมรับได้

ตารางที่ 4.15 เปอร์เซ็นต์ความต่างของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการไอโซเนนชันจากจุดสูบน้ำดิบประปา

ตัวอย่างน้ำ	DOC (mg/L)						%Difference ³		
	Unfractionated Water ¹			Summation of HPI+HPO ²					
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Raw Water Supply	10.7	6.9	4.5	10.3	6.5	4.4	3.8	5.4	4.4
(1) PACl	4.9	3.0	2.1	4.7	2.9	2.1	3.6	3.6	4.0
(2) PACl+Polymer	4.7	2.8	2.7	4.5	2.7	2.6	5.3	2.5	3.7
(3) PACl+Polymer+PAC	1.4	1.9	1.4	1.5	1.8	1.3	-3.3	3.2	3.2
(4) PACl+Polymer+Ozone	4.2	2.7	1.3	3.8	2.5	1.2	9.3	7.4	7.6

หมายเหตุ (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1

(2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2

(3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3

HPI = Hydrophilic fraction,

HPO = Hydrophobic fraction

Total = DOC ก้อน fraction

%Diff= (Total-(HPI+HPO))*100/Total

ตารางที่ 4.16 เปรอ์เซ็นต์ความต่างของ DOC ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลอง และกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

น้ำตัวอย่าง	DOC (mg/L)								
	Unfractionated Water			Summation of HPI+HPO			% Difference		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
1. Raw Water Supply	3.2	4.3	3.2	3.0	4.1	3.1	5.3	4.2	4.3
1) PACl	1.6	2.0	1.6	1.56	1.9	1.6	3.7	2.5	3.6
2) Polymer	2.3	3.1	2.4	2.28	3.0	2.3	4.2	4.3	4.1
3) PACl+Polymer	1.4	1.7	1.3	1.29	1.5	1.2	7.2	5.4	7.6
4) PACl+Polymer+ PAC	1.0	1.2	1.0	0.94	1.1	0.9	6.0	3.3	5.0
5) PACl+Polymer+Ozone	0.9	1.1	1.0	0.86	1.1	0.9	7.0	5.0	3.0

หมายเหตุ (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1
 (2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2
 (3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3

HPI = Hydrophilic fraction

HPO = Hydrophobic fraction

Total = DOC ก่อน fraction

%Diff= (Total-(HPI+HPO))*100/Total

4.4 การกระจายมวลของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองในรูปของ DOC

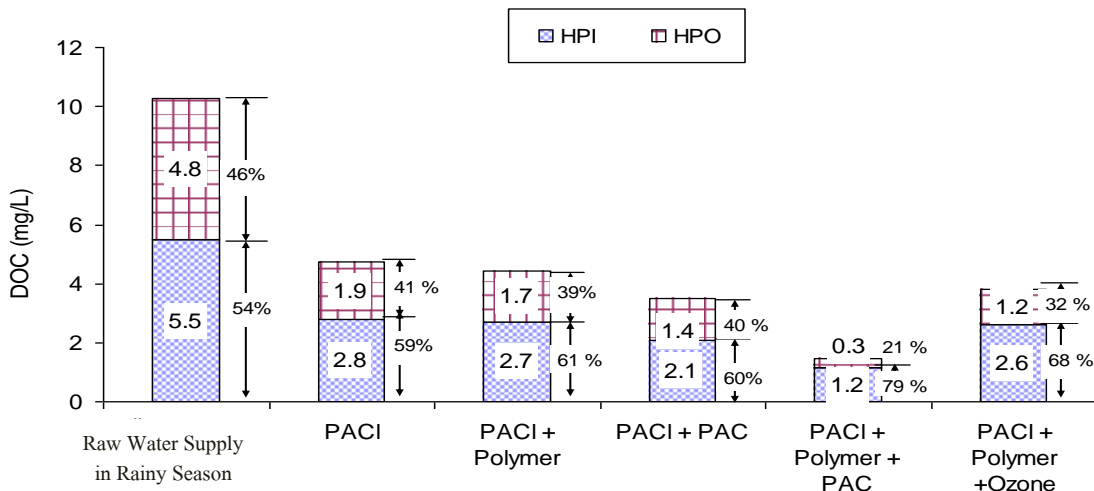
การกระจายมวลของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองจากจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาโดยใช้ (1) PACl (2) PACl ร่วมกับ Polymer (3) PACl ร่วมกับ Polymer และ PAC และ (4) PACl ร่วมกับ Polymer และ Ozone ผลการทดลองการกระจายมวลของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองทั้ง 3 ครั้ง (รูปที่ 4.31 ถึง 4.33) เมื่อคิดเป็นสัดส่วนเปอร์เซ็นต์การกระจายมวลเห็นได้ว่าทุกการทดลองในน้ำตัวอย่างจะมีค่ามวล DOC_{HPI} มากกว่า DOC_{HPO} ซึ่งเปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ DOC_{HPI} มีค่าอยู่ในช่วง 50-60 เปอร์เซ็นต์ และ DOC_{HPO} มีค่าอยู่ในช่วง 34-48 เปอร์เซ็นต์จากการทดลองข้างต้น จึงสามารถสรุปได้ว่าน้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบประปาทั้งสอง 3 ครั้ง มีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม HPI ใกล้เคียงกับ HPO และนำน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะที่เหมาะสมด้วยการใช้ PACl เพียงอย่างเดียว PACl

ร่วมกับ polymer PACIร่วมกับpolymer และ PAC ตลอดจนการใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ ozone มีกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม HPI มากกว่า HPO แสดงรายละเอียดดังนี้

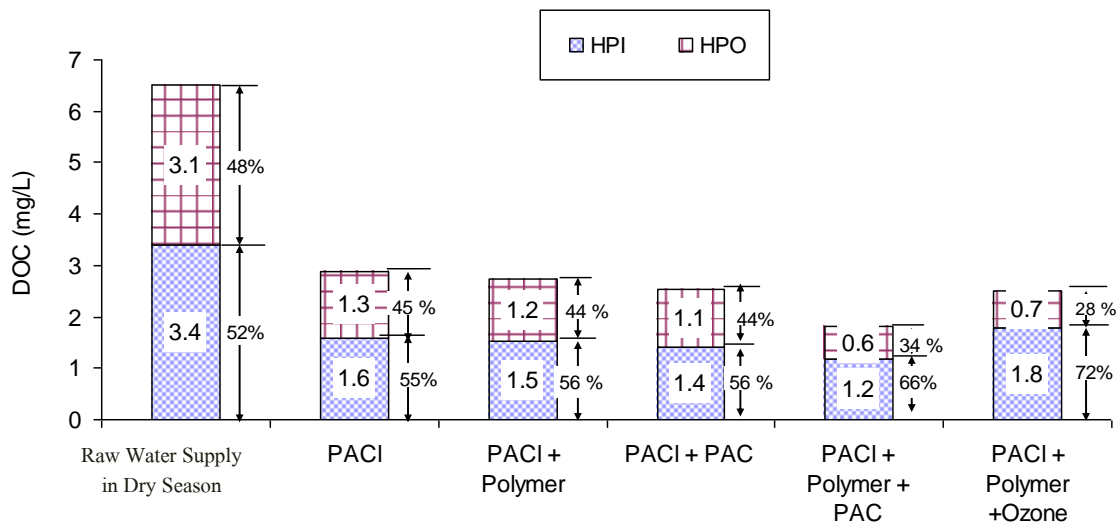
ตารางที่ 4.17 เปรอ์เซ็นต์การกระจายมวล DOC ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองจากจุดสูบน้ำดิบประปา

ตัวอย่างน้ำ	ครั้งที่เก็บ	เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ Hydrophilic (HPI) และ Hydrophobic (HPO)	DOC (mg/L)	
			DOC _{HPI}	DOC _{HPO}
Raw Water Supply	ครั้งที่ 1	HPI (54%) > HPO (46%)	5.5	4.8
	ครั้งที่ 2	HPI (52%) > HPO (48%)	3.4	3.1
	ครั้งที่ 3	HPI (53%) > HPO (47%)	2.3	2.1
(1) PACI	ครั้งที่ 1	HPI (59%) > HPO (41%)	2.8	1.9
	ครั้งที่ 2	HPI (55%) > HPO (45%)	1.6	1.3
	ครั้งที่ 3	HPI (62%) > HPO (38%)	1.3	0.8
(2) PACI+Polymer	ครั้งที่ 1	HPI (61%) > HPO (39%)	2.7	1.7
	ครั้งที่ 2	HPI (56%) > HPO (44%)	1.5	1.2
	ครั้งที่ 3	HPI (62%) > HPO (38%)	1.6	1.0
(3) PACI+Polymer+PAC	ครั้งที่ 1	HPI (79%) > HPO (21%)	1.2	0.3
	ครั้งที่ 2	HPI (66%) > HPO (34%)	1.2	0.6
	ครั้งที่ 3	HPI (69%) > HPO (31%)	0.9	0.4
(4) PACI+Polymer+Ozone	ครั้งที่ 1	HPI (68%) > HPO (32%)	2.6	1.2
	ครั้งที่ 2	HPI (72%) > HPO (28%)	1.8	0.7
	ครั้งที่ 3	HPI (66%) > HPO (34%)	0.8	0.4

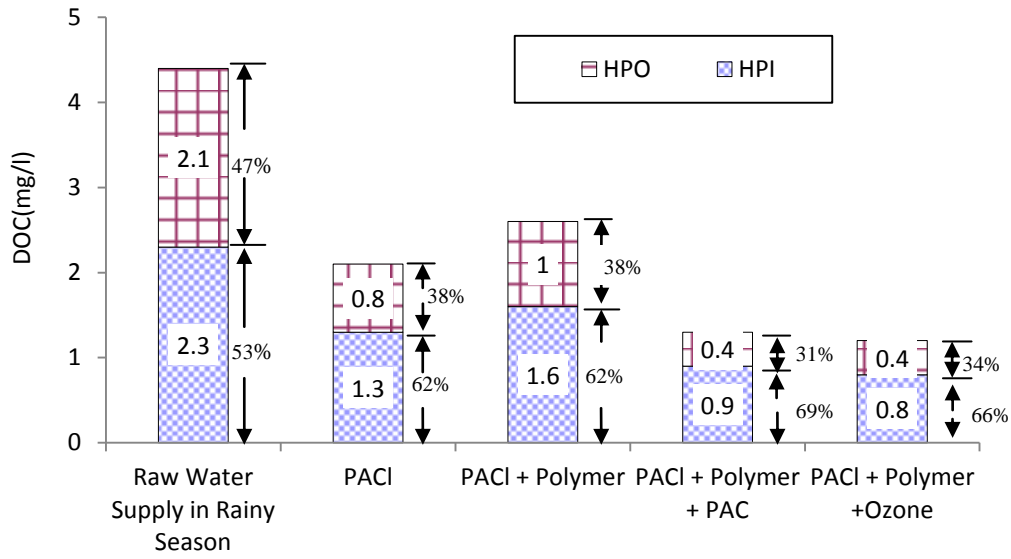
Leenheer *et al.*, (1982), Leenheer and Noyes, (1984) and Reckhow *et al.*, (1992) เสนอลักษณะของกลุ่มสารอินทรีย์ที่ผ่านการแฟรกชันและกลุ่มทางเคมีโดย HPO ประกอบด้วยส่วนหลัก ๆ คือ fulvic และ humic acid และ hydrocarbon, aldehydes, high MW methyl ketones and alkyl, alcohols, ethers, furan, pyrole จัดเป็นส่วนของ humic fraction และ HPI หรือ non humic fraction ซึ่งประกอบด้วย คาร์โบไฮเดรต โปรตีนที่มีมวลโมเลกุลต่ำและกรดอะมิโน Polysaccharides; low MW alkyl alcohols, aldehydes and ketones โดย HPO มีโครงสร้างเป็นแบบ aromatic hydrocarbon และ HPI ซึ่งมีโครงสร้างแบบ aliphatic hydrocarbon



รูปที่ 4.31 การกระจายมวลของ DOC ในตัวอย่างน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.32 การกระจายมวลของ DOC ในตัวอย่างน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.33 การกระจายมวลของ DOC ในตัวอย่างน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของฤดูฝน (ครั้งที่3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา

จากรูปที่ 4.31 และ ตารางที่ 4.17 แสดงค่ามวล DOC ของตัวอย่างน้ำของฤดูฝน (ครั้งที่1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI เพียงอย่างเดียว มีค่า DOC เท่ากับ 4.9 mg/L และค่ามวล DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 2.8 และ 1.9 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 4.73 mg/L โดยเปอร์เซ็นต์สัดส่วน HPI (54%) มีค่าใกล้เคียงกับ HPO (46%) ในฤดูแล้ง(ครั้งที่2) มีค่า DOC ตั้งต้นเท่ากับ 6.9 mg/L ซึ่งนำมาผ่านกระบวนการทดลอง (และรูปที่ 4.32) พบว่า มวล DOC ของตัวอย่างน้ำโดยใช้ PACI เพียงอย่างเดียว มีค่า DOC เท่ากับ 3.0 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 1.6 และ 1.3 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 2.9 mg/L โดยสัดส่วน HPI (55%) > HPO (45%) และน้ำของฤดูฝน (ครั้งที่3) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI เพียงอย่างเดียว มีค่า DOC เท่ากับ 2.1 mg/L และค่ามวล DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 1.3 และ 0.8 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 2.1 mg/L โดยเปอร์เซ็นต์สัดส่วน HPI (60%) มีค่าใกล้เคียงกับ HPO (40%) (รูปที่ 4.33)

การโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI ร่วมกับ polymer ของตัวอย่างน้ำของฤดูฝน (ครั้งที่1) มีค่า DOC เท่ากับ 4.7 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 2.7 และ 1.7 mg/L ตามลำดับ โดยสัดส่วน HPI (61%) > HPO (39%) การโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI ร่วมกับ polymer ของตัวอย่างน้ำของฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) มีค่า DOC เท่ากับ 2.8 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 1.5 และ 1.2 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 2.7 mg/L โดยสัดส่วน HPI (56%) > HPO (44%) การโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI ร่วมกับ polymer ของตัวอย่างน้ำของฤดูฝน (ครั้งที่3) มีค่า DOC เท่ากับ 2.7 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 1.6 และ 1.0 mg/L ตามลำดับ โดยสัดส่วน HPI (62%) > HPO (38%)

การโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI และ polymer ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ของตัวอย่างน้ำของฤดูฝน (ครั้งที่1) มีค่ามวล DOC เท่ากับ 1.4 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 1.2 และ 0.3 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 1.5 mg/L โดยสัดส่วน HPI (79%) > HPO (21%) การโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI และ polymer ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ของตัวอย่างน้ำของ ฤดูแล้ง (ครั้งที่2) มีค่า DOC เท่ากับ 1.9 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 1.2 และ 0.6 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 1.8 mg/L โดยสัดส่วน HPI (66%) > HPO (34%) การโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI และ polymer ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ของตัวอย่างน้ำของฤดูฝน (ครั้งที่3) มีค่ามวล DOC เท่ากับ 1.4 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 0.9 และ 0.4 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 1.3 mg/L โดยสัดส่วน HPI (69%) > HPO (31%)

การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับกระบวนการ advanced oxidation process โดยใช้ Ozone ของตัวอย่างน้ำของฤดูฝน (ครั้งที่1) มีค่า DOC เท่ากับ 4.2 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 2.6 และ 1.2 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 3.8 mg/L โดยสัดส่วน HPI (68%) > HPO (32%) การโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACI และ polymer ร่วมกับกระบวนการ advanced oxidation process โดยใช้ Ozone ของตัวอย่างน้ำของฤดูแล้ง (ครั้งที่2) มีค่า DOC เท่ากับ 2.7 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 1.8 และ 0.7 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 2.5 mg/L โดยสัดส่วน HPI (72%) > HPO (28%) การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับกระบวนการ advanced oxidation process โดยใช้ Ozone ของตัวอย่างน้ำของฤดูฝน (ครั้งที่3) มีค่า DOC เท่ากับ 1.3 mg/L และค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 0.8 และ 0.4 mg/L ตามลำดับ และมีค่ารวมกันเท่ากับ 1.2 mg/L โดยสัดส่วน HPI (66%) > HPO (34%)

จากผลการทดลองสามารถกล่าวได้ว่า HPI ในน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองจากจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภามีค่าคงเหลือมากกว่า HPO โดยอาจกล่าวได้ในเบื้องต้นได้ว่าในน้ำดิบประปา สารอินทรีย์กลุ่ม non humic fraction หรือ HPI ซึ่งประกอบด้วยคาร์โบไฮเดรต โปรตีนที่มีมวลโมเลกุลต่ำ และกรดอะมิโน Polysaccharides; low MW alkyl alcohols, aldehydes and ketones มีค่ามากกว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPO เมื่อเปอร์เซ็นต์การกำจัดใกล้เคียงกัน สารกลุ่ม HPI จึงเหลืออยู่มากกว่า HPO หรืออาจเกิดมาจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ถูกกำจัดได้ดีกว่า HPI

สำหรับการศึกษาการกระจายมวล DOC ในน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสม ได้แก่ (1) PACI (2) PACI และ polymer (3) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone หลังจากนำน้ำตัวอย่างดังกล่าวมาผ่านกระบวนการแฟรกชัน พบว่ามีค่าการกระจายมวลของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO แสดงรายละเอียดดังนี้ (ตารางที่ 4.18)

ผลการทดลองของน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูฝน(ครั้งที่1)น้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช่ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่ามีค่าผลรวม DOC เท่ากับ 1.6 mg/L ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.72 และ 0.84 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO มีค่าเท่ากับ 46 และ 54 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ในตัวอย่างน้ำของฤดูแล้ง (ครั้งที่2) การใช่ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 2.0 mg/L ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.82 และ 1.2 mg/L คิดเป็นค่าสัดส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 41 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนในฤดูฝน (ครั้งที่3) น้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช่ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า มีค่าผลรวม DOC เท่ากับ 1.6 mg/L ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.64 และ 0.92 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO มีค่าเท่ากับ 41 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช่ PACI และ polymer ในฤดูฝน (ครั้งที่1) พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 1.3 ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.56 และ 0.73 mg/L ตามลำดับ และคิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 43 และ 57 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ polymer ในฤดูแล้ง (ครั้งที่2) พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 1.6 mg/L โดยมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.66 และ 0.92 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 42 และ 58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนน้ำตัวอย่างในฤดูฝน (ครั้งที่3) พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 1.4 ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.63 และ 0.81 mg/L ตามลำดับ และคิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 43 และ 57 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

สำหรับน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช่ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC ในฤดูฝน (ครั้งที่1) พบว่ามีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 0.97 mg/L โดยมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.47 และ 0.50 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 48 และ 52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ น้ำตัวอย่างในฤดูแล้ง (ครั้งที่2) พบว่า มีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 1.2 mg/L ตามลำดับ โดยมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.53 และ 0.66 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 45 และ 55 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนในฤดูฝน (ครั้งที่3) พบว่ามีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 0.97 mg/L โดยมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.41 และ 1.1 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 38 และ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ในขณะที่น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใส่ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) พบว่ามีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 0.86 mg/L ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.45 และ 0.41 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 52

และ 48 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) พบว่ามีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 1.1 mg/L ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.54 และ 0.51 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 51 และ 49 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) พบว่ามีค่าผลรวมของ DOC เท่ากับ 1.1 mg/L ซึ่งมีค่าของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 0.69 และ 0.37 mg/L ตามลำดับ คิดเป็นค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 52 และ 48 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

จากผลการศึกษาการกระจายมวลของ DOC ในน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 3 ครั้ง กล่าวได้ว่า น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน ได้แก่ (1) PACI (2) PACI และ polymer (3) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone 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 โปรตีนที่มีมวลโมเลกุลต่างๆ กรดอะมิโน และกรดไขมัน ฯลฯ (Thurman, 1985 อ้างอิงใน Liying *et al.*, 2009; AWWA, 1993) เนื่องจากน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 3 ครั้ง มีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นองค์ประกอบหลัก ดังนั้นเมื่อใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันมากำจัดสารอินทรีย์จึงคงเหลือสารอินทรีย์กลุ่ม HPO มากกว่า HPI สอดคล้องกับการศึกษาของ Janhom (2004) รายงานว่าเมื่อนำน้ำตัวอย่าง (จากอ่างเก็บน้ำของการนิคมภาคเหนือ) ที่มีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นองค์ประกอบหลักมาผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า มีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO คงเหลือมากกว่า HPI ส่วนน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใส่ (4) 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) นอกจากกระบวนการแฟรกชันสามารถบ่งบอกถึงการกระจายมวลของสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างแล้ว ยังสามารถชี้ให้เห็นถึงประสิทธิภาพของกระบวนการโค

แอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชันในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ดังแสดงรายละเอียดในหัวข้อถัดไป

ตารางที่ 4.18 เปอร์เซ็นต์การกระจายมวล DOC ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

น้ำตัวอย่าง	ครั้งที่เก็บ	เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ Hydrophilic (HPI) และ Hydrophobic (HPO)	DOC (mg/L)	
			DOC _{HPI}	DOC _{HPO}
1. น้ำดิบ	ครั้งที่ 1	HPI (37%) < HPO (63%)	1.13	1.88
	ครั้งที่ 2	HPI (44%) < HPO (56%)	1.81	2.32
	ครั้งที่ 3	HPI (38%) < HPO (62%)	1.24	1.95
1) PACl	ครั้งที่ 1	HPI (46%) < HPO (54%)	0.72	0.84
	ครั้งที่ 2	HPI (41%) < HPO (59%)	0.82	1.16
	ครั้งที่ 3	HPI (41%) < HPO (59%)	0.64	0.92
2) PACl+Polymer	ครั้งที่ 1	HPI (43%) < HPO (57%)	0.56	0.73
	ครั้งที่ 2	HPI (42%) < HPO (58%)	0.66	0.92
	ครั้งที่ 3	HPI (43%) < HPO (57%)	0.63	0.81
3) PACl+Polymer+ PAC	ครั้งที่ 1	HPI (41%) < HPO (59%)	0.39	0.55
	ครั้งที่ 2	HPI (38%) < HPO (62%)	0.45	0.74
	ครั้งที่ 3	HPI (38%) < HPO (62%)	0.41	0.65
4) PACl+Polymer+ Ozone	ครั้งที่ 1	HPI (66%) > HPO (34%)	0.58	0.30
	ครั้งที่ 2	HPI (57%) > HPO (43%)	0.63	0.48
	ครั้งที่ 3	HPI (64%) < HPO (36%)	0.69	0.37

4.5 การลดลงของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชัน

ผลการหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากจุดสูบน้ำดิบประปาในการเก็บน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งได้แก่ (1) PACl (2) PACl และ polymer (3) PACl และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACl และ polymer ร่วมกับ ozone แสดงรายละเอียดดังนี้ (ตารางที่ 4.19)

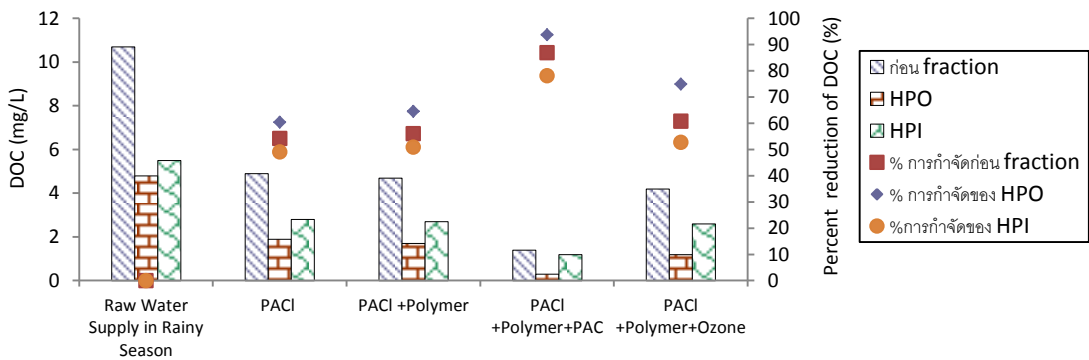
ผลการโคแอกกูเลชันด้วย PACl เพียงอย่างเดียวจากจุดสูบน้ำดิบประปาในฤดูฝน(ครั้งที่ 1) สามารถลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 49 และ 60 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับกล่าวได้ว่าการใช้ PACl เพียงอย่างเดียวมีประสิทธิภาพในการลดค่า DOC_{HPO} ดีกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ Polymer สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 51 และ 65 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งมีเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 2 และ 5 เปอร์เซ็นต์ กล่าว

ได้ว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer มีประสิทธิภาพในการลดค่า DOC_{HPO} และ DOC_{HPI} เท่ากัน การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ PAC สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 62 และ 71 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งมีเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 13 และ 11 เปอร์เซ็นต์ กล่าวได้ว่า การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ PAC มีประสิทธิภาพในการลดค่า DOC_{HPI} ดีกว่า DOC_{HPO} เล็กน้อย การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ การดูดซับด้วย PAC สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลด เท่ากับ 78 และ 94 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ สำหรับเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 29 และ 34 เปอร์เซ็นต์ กล่าวได้ว่า การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ การดูดซับด้วย PAC มีประสิทธิภาพในการลดค่า DOC_{HPO} ดีกว่า DOC_{HPI} เล็กน้อย การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ กระบวนการกระบวนการ Advance oxidation process โดย Ozone สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 53 และ 75 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ สำหรับเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไป เท่ากับ 4 และ 15 เปอร์เซ็นต์ กล่าวได้ว่า การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ กระบวนการกระบวนการ Advance oxidation process โดย Ozone มีประสิทธิภาพในการลด DOC_{HPO} ดีกว่า DOC_{HPI} อย่างชัดเจนแสดงในรูปที่ 4.34

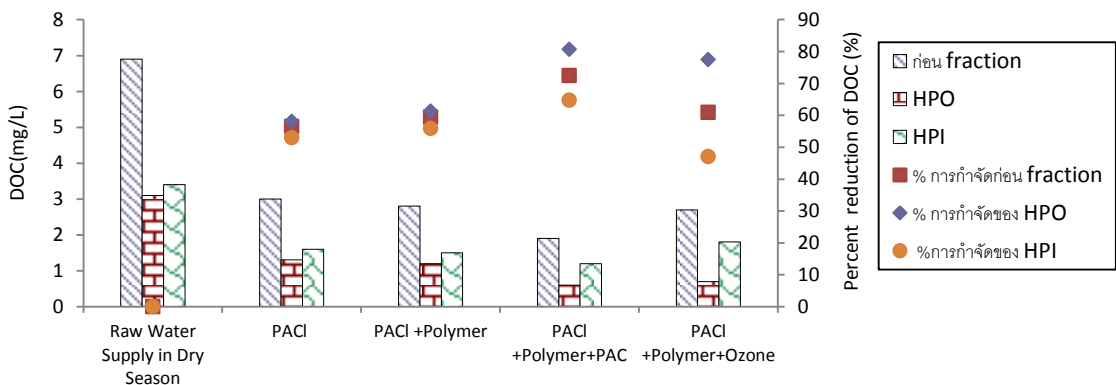
สำหรับการลดลงของ DOC ในตัวอย่างน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACI เพียงอย่างเดียวมีเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 53 และ 58 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer มีเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 56 และ 61 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และมีเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 3 และ 3 เปอร์เซ็นต์ กล่าวได้ว่า การเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชันด้วย Polymer มีประสิทธิภาพในการลดค่า DOC_{HPO} ใกล้เคียงกับ DOC_{HPI} การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ PAC สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 58 และ 64 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และเพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 4 และ 6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ การดูดซับด้วย PAC สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 65 และ 81 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และเพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 12 และ 22 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ กระบวนการกระบวนการ Advance oxidation process โดย Ozone สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดของ DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 47 และ 77 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และมีเปอร์เซ็นต์การลดของ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 19 เปอร์เซ็นต์ แสดงในรูปที่ 4.35

ส่วนผลการโคแอกกูเลชันด้วย PACI เพียงอย่างเดียวจากจุดสูบน้ำดิบประปาในฤดูฝน(ครั้งที่ 3) สามารถลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 43 และ 62 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI เพียงอย่างเดียวมีประสิทธิภาพในการลดค่า DOC_{HPO} ดีกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 4 เปอร์เซ็นต์ การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 30 และ 52 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ

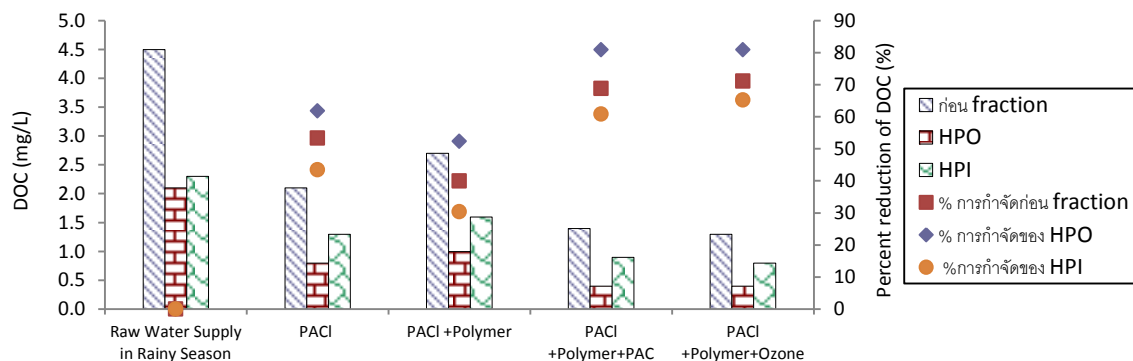
ซึ่งมีเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} ลดลงจากสถานะทั่วไปเท่ากับ -7 และ -10 เปอร์เซ็นต์ กล่าวได้ว่า การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer มีประสิทธิภาพในการลดค่า DOC_{HPO} และ DOC_{HPI} เท่ากัน การโคแอกกูเลชันด้วยด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ การดูดซับด้วย PAC สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลด เท่ากับ 61 และ 81 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ สำหรับเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 18 และ 19 เปอร์เซ็นต์ กล่าวได้ว่า การโคแอกกูเลชันด้วยด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ การดูดซับด้วย PAC มีประสิทธิภาพในการลดค่า DOC_{HPO} ดีกว่า DOC_{HPI} เล็กน้อย การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ กระบวนการ กระบวนการ Advance oxidation process โดย Ozone สามารถลดค่า DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 65 และ 81 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ สำหรับเปอร์เซ็นต์การลด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 22 และ 19 เปอร์เซ็นต์ กล่าวได้ว่า การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ กระบวนการ Advance oxidation process โดย Ozone มีประสิทธิภาพในการลด DOC_{HPO} ดีกว่า DOC_{HPI} อย่างชัดเจนแสดงในรูปที่ 4.36



รูปที่ 4.34 ความเข้มข้นของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดลงของค่า DOC ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จุดสูบน้ำดิบประปะปา



รูปที่ 4.35 ความเข้มข้นของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดลงของค่า DOC ของตัวอย่างน้ำในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จุดสูบน้ำดิบประปะปา



รูปที่ 4.36 ความเข้มข้นของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดลงของค่า DOC ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จุดสูบน้ำดิบประปา

ตัวอย่างน้ำ	ประสิทธิภาพการกำจัด DOC (เปอร์เซ็นต์)						ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะที่เหมาะสม (เปอร์เซ็นต์)											
	ก่อน fraction			HPI			HPO			ก่อน fraction			HPI			HPO		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
(1) PACI	54	57	53	49	53	43	60	58	62	0	0	0	0	0	0	0	0	0
(2) PACI+Polymer	56	59	40	51	56	30	65	61	52	2	2	-7	2	3	-7	5	3	-10
(3) PACI+Polymer+PAC	87	73	69	78	65	61	94	81	81	33	16	16	29	12	18	34	23	19
(4) PACI+Polymer +Ozone	61	61	71	53	47	65	75	77	81	7	4	18	4	-7	22	15	19	19

ตารางที่ 4.19 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะที่เหมาะสมของตัวอย่างน้ำในการเก็บครั้งที่ 1, 2 และ 3 จุดสูบน้ำดิบประปา

หมายเหตุ

- (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1
- (2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2
- (3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3

จากผลการลดลงของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันของตัวอย่างน้ำพบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพ polymer และ PAC เพิ่มการลดสารกลุ่ม HPI และ HPO ได้ใกล้เคียงกัน แต่เมื่อวิเคราะห์โดยภาพรวมค่า HPO ลดลงมากกว่า HPI โดยการเพิ่มประสิทธิภาพด้วย polymer และ PAC ลดได้ดีทั้ง

HPI และ HPO สำหรับการเพิ่มประสิทธิภาพโดย Ozone สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการลด HPO ได้ดีกว่า HPI อย่างชัดเจน และประสิทธิภาพโดยรวม HPO ลดมากกว่า HPI ซึ่งสามารถอธิบายได้ดังต่อไปนี้

กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI สามารถลดสารกลุ่ม HPO มากกว่า HPI เช่นเดียวกับการศึกษาของ AWWA, (1993) ใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI กับน้ำตัวอย่างจาก SPW, CRW, SRPW, ORW, HMR และ LRW สามารถลด สารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ดีกว่า non humic (ลดสารอินทรีย์กลุ่ม humic ได้ประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์)

การเพิ่มประสิทธิภาพด้วย Polymer และ PAC ลด HPI ได้ใกล้เคียงกับ HPO สอดคล้องกับการศึกษาของ Lyn *et al.*, (1994) ซึ่งใช้ cationic polymer ร่วมกับสารโคแอกกูแลนต์กับตัวอย่างน้ำดิบพบว่าลดสารกลุ่ม humic substance ซึ่งเป็นตัวแทนกลุ่ม HPO ได้ดี และ การศึกษาของ Unai Iriarte-Velasco., (2008) ใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ PAC กับตัวอย่างน้ำดิบประปาในประเทศสเปนพบว่า PAC เพิ่มประสิทธิภาพการดูดซับของสารอินทรีย์มวลโมเลกุลต่ำหรือ non-humic ซึ่งเป็นตัวแทนกลุ่ม HPI ในน้ำตัวอย่างได้เป็นอย่างดี

สำหรับการเพิ่มประสิทธิภาพด้วย Ozone สามารถลด HPO มากกว่า HPI อย่างชัดเจน เนื่องจากกระบวนการโคแอกกูเลชันและ Ozonation มีอิทธิพลต่อกลุ่มสารอินทรีย์ชนิดเดียวกัน โดย กระบวนการโคแอกกูเลชันมีผลโดยตรงต่อกลุ่มสารอินทรีย์แบบ humic และกลุ่มสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลสูง (AWWA., 1993) และ Ozonation ไม่ให้ผลในการทำลายกลุ่มสารอินทรีย์ (destruction) แต่เป็นกระบวนการในการเปลี่ยนแปลงลักษณะสารอินทรีย์ (Transformation) เมื่อใช้ร่วมกับกระบวนการโคแอกกูเลชันอาจกล่าวได้ว่า ozone อาจเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์บางชนิดซึ่งมีลักษณะเป็น humic ให้กลายเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม non-humic (AWWA, 1993)

จากที่กล่าวมาข้างต้น สารอินทรีย์กลุ่ม HPO และ HPI เป็นสารตั้งต้นของการเกิดสาร THMs ดังนั้นวัตถุประสงค์ของการลดสารอินทรีย์ให้ได้ดีที่สุดก็คือการลดโอกาสที่จะเกิดสาร THMs ได้ดีที่สุด น้ำตัวอย่างหลังจากผ่านกระบวนการทดลองได้ถูกนำไปทดสอบโอกาสการก่อตัวของสาร THMs เพื่อวิเคราะห์ระดับความเสี่ยงของการเกิดสารก่อมะเร็งในส่วนถัดไป

ผลการหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในการเก็บน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งได้แก่ (1) PACI (2) PACI และ polymer (3) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone แสดงรายละเอียดดังนี้

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) พบว่าสามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 36 และ 55 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เห็นได้ว่าการใช้ PACI ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 19 เปอร์เซ็นต์ กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer พบว่าสามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มี

ค่าเท่ากับ 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 กลุ่ม ได้ดีขึ้น 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 ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชัน ร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน 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 กลุ่มได้ดีที่สุด และสามารถกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 18 เปอร์เซ็นต์ จากการเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 24 และ 22 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ(รูปที่ 4.37)

ผลการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูแล้ง(ครั้งที่ 2) 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 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 และเมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ 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 ให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้ดีที่สุด และสามารถกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 16 เปอร์เซ็นต์ จากการเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 18 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (รูปที่ 4.38)

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 39 และ 56 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เห็นได้ว่าการใช้ PACI ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 17 เปอร์เซ็นต์ กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} มีค่าเท่ากับ 53 และ 61 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 8 เปอร์เซ็นต์ สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 59 และ 70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่าการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC ให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้ดีขึ้น โดยมีค่าการกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 11 เปอร์เซ็นต์ ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า สามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 62 และ 74 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้ดีที่สุด และสามารถกำจัด DOC_{HPO} มากกว่า DOC_{HPI} ประมาณ 12 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.39)

จากการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด DOC ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างจากอ่างศรีตรังสรุปได้ว่า น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโอโซนเนชัน ได้แก่ (1) PACI (2) PACI และ polymer (3) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone เมื่อนำมาผ่านการแพร่กั้น เห็นได้อย่างชัดเจนว่าทุกการทดลองให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOC กลุ่ม HPO (humic) ได้ดีกว่า DOC กลุ่ม HPI (non-humic) แสดงดังในตารางที่ 4.20 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 การทำโคแอกกูเลชันจึงสามารถแยกออกจากรูปร่างง่ายกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ซึ่งมีโมเลกุลของน้ำห่อหุ้มอนุภาคเอาไว้ จึงเป็นเสมือนสิ่งขัดขวางป้องกันไม่ให้อนุภาคเกิดการรวมตัวกัน อนุภาคต่างๆจึงถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอนได้น้อย (AWWA, 1993; Julie *et al.*, 2004; มั่นสิน ตันจุลเวศม์, 2542) และเมื่อเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันในตัวอย่างทั้ง 3 ครั้ง พบว่า สามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มได้เพิ่มสูงขึ้น ส่วนการใช้

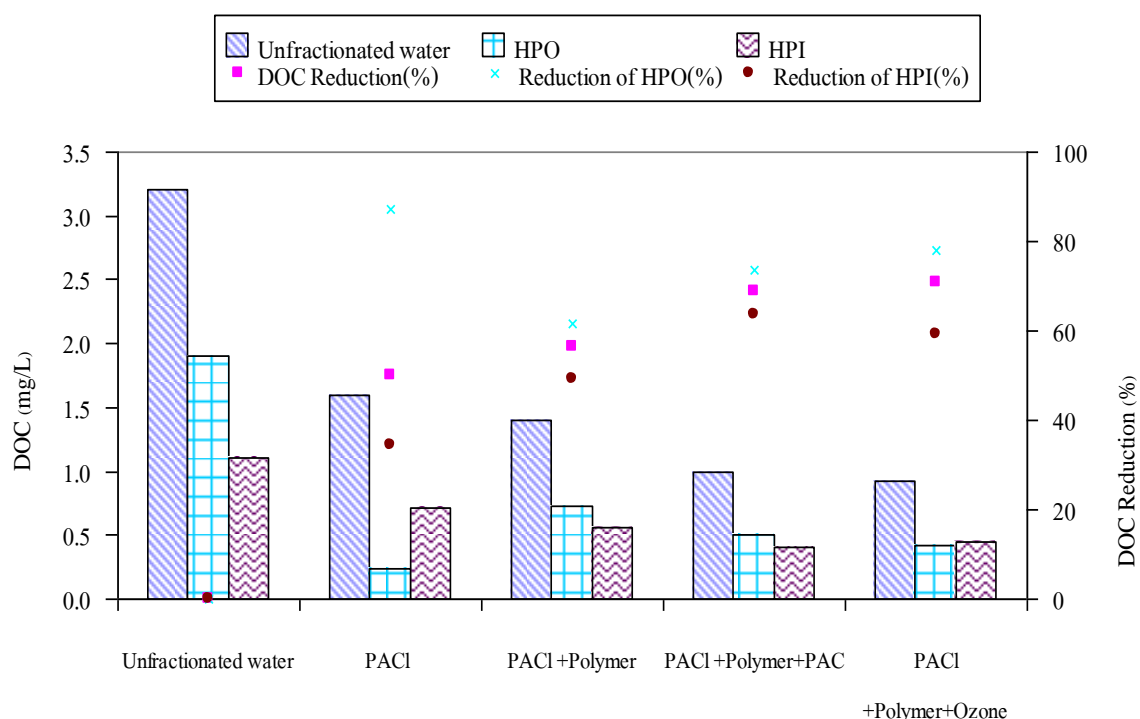
กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน พบว่า ให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้ดีที่สุด เนื่องจากกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มออกจากน้ำได้บางส่วนแล้ว เมื่อนำน้ำตัวอย่างดังกล่าวมาผ่าน ozone ซึ่งสามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลสูงให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลต่ำ 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

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

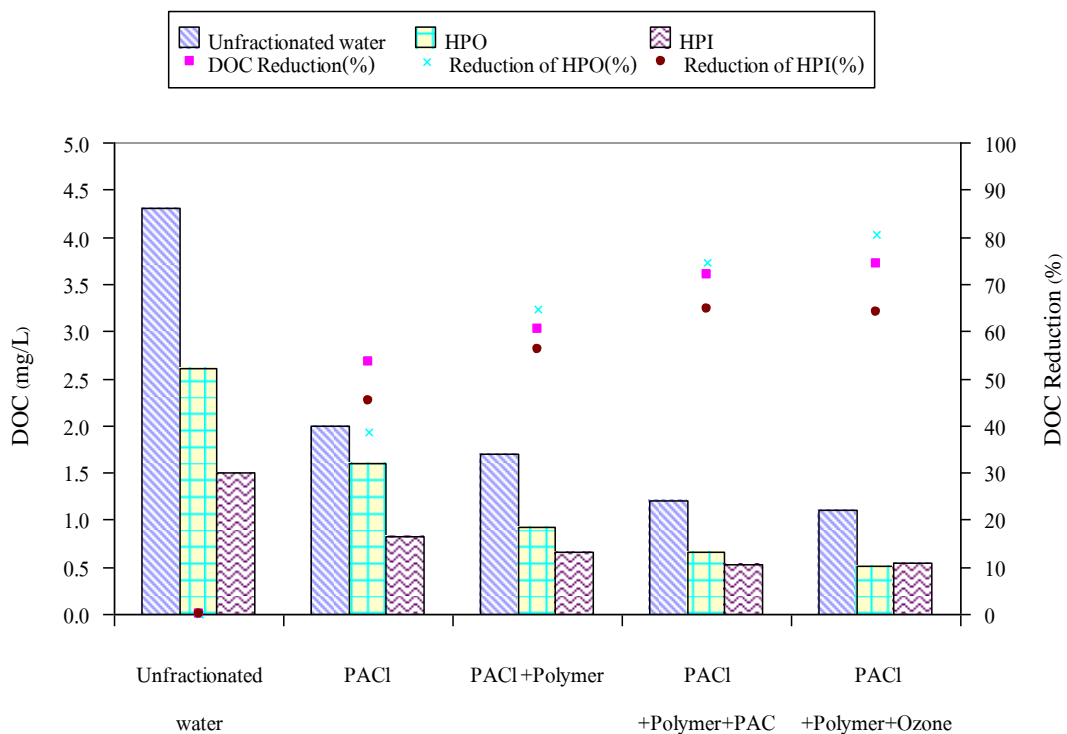
ตารางที่ 4.20 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้น ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

ตัวอย่างน้ำ	ประสิทธิภาพการกำจัด DOC (เปอร์เซ็นต์)						ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะที่เหมาะสม (เปอร์เซ็นต์)											
	ก่อน fraction			HPI			HPO			ก่อน fraction			HPI			HPO		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
(1) PACI	49	53	48	36	46	39	55	56	56	0	0	0	0	0	0	0	0	0
(2) PACI+Polymer	56	61	57	50	57	53	61	65	61	7	8	9	14	11	14	6	9	5
(3) PACI+Polymer+PAC	69	71	70	58	65	59	73	75	70	20	18	22	22	19	20	18	19	14
(4) PACI+Polymer+Ozone	70	74	71	60	64	62	78	81	74	21	21	23	24	18	23	23	25	18

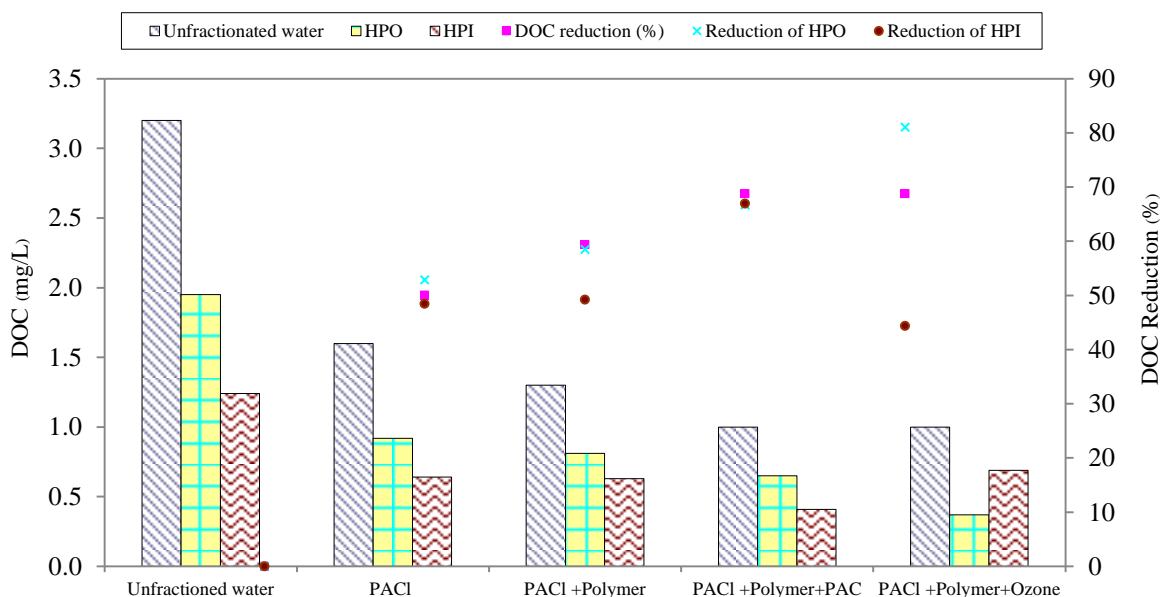
หมายเหตุ (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1
 (2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2
 (3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3



รูปที่ 4.37 การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.38 การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



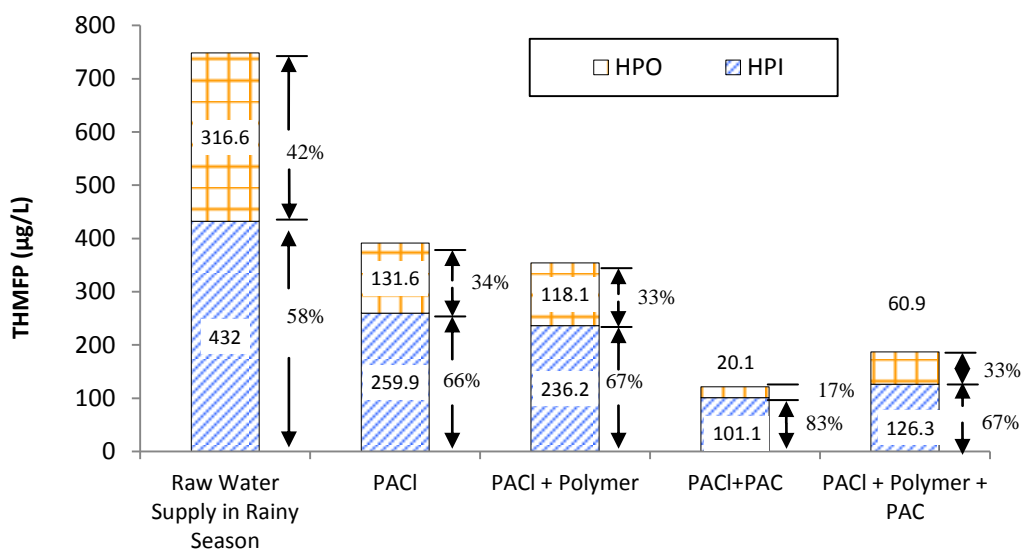
รูปที่ 4.39 การลดลงของ DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่3) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

4.6 THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชัน

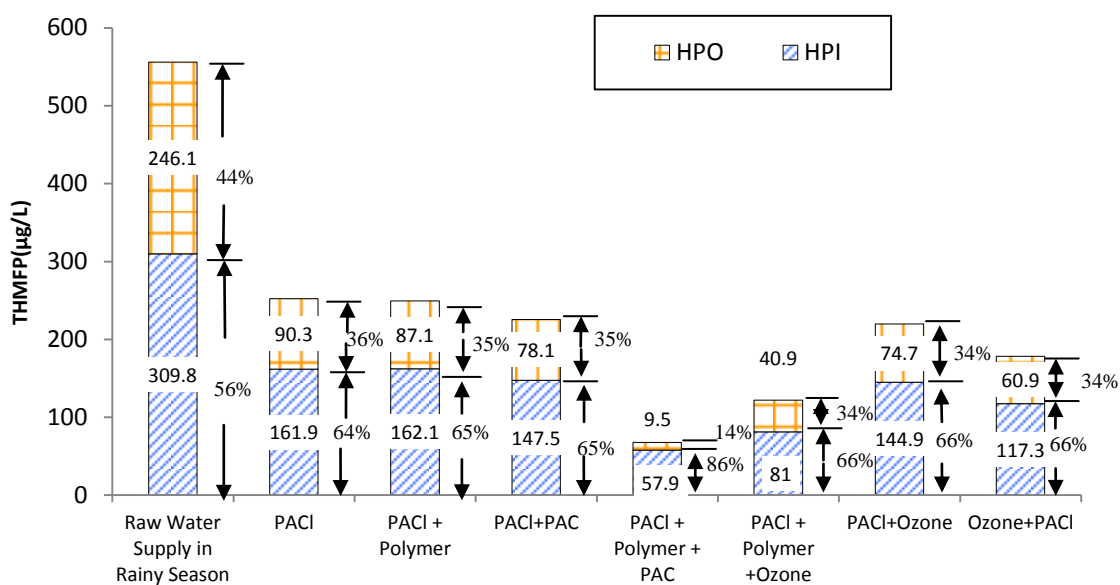
จากผลการทดลองในรูปที่ 4.40 ในฤดูฝน (ครั้งที่1) ค่า THMFP ในน้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบประปา เกิดจาก HPI และ HPO ร้อยละ 58 และ 42 ตามลำดับ ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองนั้น ผลการทดลองแสดงอย่างชัดเจนว่า HPI เป็นสารตั้งต้นหลักที่ก่อให้เกิด THMs ในทุกกระบวนการทดลอง THMFP_{HPI} มีค่ามากกว่า 60 เปอร์เซ็นต์ของ THMFP ทั้งหมด ในทุกกระบวนการทดลองและเช่นเดียวกันกับฤดูแล้ง (ครั้งที่2) ค่า THMFP ในน้ำดิบเกิดจาก HPI และ HPO ร้อยละ 56 และ 44 ตามลำดับ ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองนั้น THMFP_{HPI} มีค่ามากกว่า THMFP_{HPO} ในทุกกระบวนการทดลอง (รูปที่ 4.41) และน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่3) ค่า THMFP ในน้ำดิบเกิดจาก HPI และ HPO ร้อยละ 57 และ 43 ตามลำดับ ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองนั้น THMFP_{HPI} มีค่ามากกว่า THMFP_{HPO} ในทุกกระบวนการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 4.42 ในส่วนของการวิเคราะห์ผลของค่า THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันแสดงไว้ในส่วนถัดไป

ผลการทดลองนี้สอดคล้องกับการศึกษาของ Marhaba และ Van (2000) อธิบายถึง THMFP ของสารอินทรีย์แต่ละกลุ่มในตัวอย่างน้ำจาก Passaic River, New Jersey, USA โดยผลการกระจาย THMFP พบว่า THMFP_{HPI} (69 %) มีค่ามากกว่า THMFP ในสารอินทรีย์กลุ่มอื่น เช่นเดียวกันกับการศึกษาของ Panyapinyopol et al, (2005) ศึกษาการกระจายของ THMFP ในแม่น้ำเจ้าพระยา กรุงเทพมหานครแสดงลำดับของ THMFP_{HPI} มีค่ามากกว่าสารอินทรีย์กลุ่มอื่น

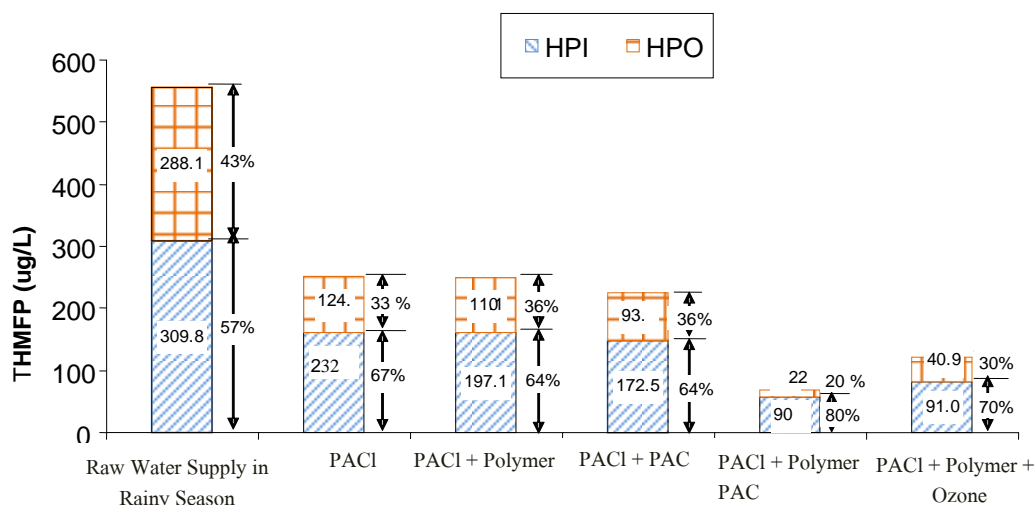
ตารางที่ 4.21 เปอร์เซ็นต์การกระจาย THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองจากจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอุต๊ะเกาพบว่าค่า THMFP ในน้ำดิบเกิดจาก HPI และ HPO ร้อยละ 58 และ 42 ตามลำดับ ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองนั้น ผลการทดลองแสดงอย่างชัดเจนว่า HPI เป็นสารตั้งต้นหลักที่ก่อให้เกิด THMs ในทุกกระบวนการทดลอง THMFP_{HPI} มีค่ามากกว่า 60 เปอร์เซ็นต์ของ THMFP ทั้งหมด ในทุกกระบวนการทดลองและเช่นเดียวกันกับฤดูแล้งค่า THMFP ในน้ำดิบเกิดจาก HPI และ HPO ร้อยละ 56 และ 44 ตามลำดับ ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองนั้น THMFP_{HPI} มีค่ามากกว่า THMFP_{HPO} ในทุกกระบวนการทดลอง



รูปที่ 4.40 THMF ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 1)



รูปที่ 4.41 THMF ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)



รูปที่ 4.42 THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 3)

จากผลการทดลองของอ่างเก็บน้ำศรีตรังในน้ำดิบทั้ง 3 ครั้ง พบว่า THMFP ของน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1) เกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 42 และ 58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วน THMFP ของน้ำดิบฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) เกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 44 และ 56 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วน THMFP ของน้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 3) เกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เท่ากับ 41 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับเมื่อนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ 1) PACI 2) PACI+Polymer และ 3) PACI+Polymer+PAC ผลการศึกษาของน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้ง แสดงอย่างชัดเจนว่ามีค่าสัดส่วนของ $THMFP_{HPO}$ มากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ของ THMFP ทั้งหมด แสดงว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPO มีศักยภาพในการก่อให้เกิด THMs มากกว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPI ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นสารตั้งต้นหลักของการเกิดสาร THMs ของน้ำจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง สอดคล้องกับการศึกษาของ Janhom, (2004) เมื่อนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันมาวิเคราะห์ค่า THMFP พบว่ามีค่าสัดส่วนของ $THMFP_{HPO}$ มากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ของ THMFP ทั้งหมด เช่นเดียวกันแต่น้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่ามีค่าสัดส่วนของ $THMFP_{HPI}$ มากกว่า 56 เปอร์เซ็นต์ของ THMFP ทั้งหมด เพราะน้ำตัวอย่างดังกล่าวมีสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เป็นสารอินทรีย์ที่มีปริมาณมากในน้ำจากอ่างเก็บน้ำ (Mousset *et al.*, 1997; Mash *et al.*, 2004; Sharp *et al.*, 2006; and Wei *et al.*, 2008) จึงทำให้มีค่าสัดส่วนของ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO มากกว่า THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI จากผลการศึกษาข้างต้น แสดงอย่างชัดเจนว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPO และ HPI มีผลการเกิด THMFP

ดังนั้นการหาวิธีการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มให้มากที่สุดจึงเป็นวิธีลดการเกิด THMFP ได้ดีที่สุด ซึ่งการลดลงของการเกิด THMFP ในน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจะแสดงรายละเอียดในการศึกษาถัดไป

ตารางที่ 4.21 เปอร์เซนต์การกระจาย THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการโอโซนเนชันจากจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา

ตัวอย่างน้ำ	ครั้งที่เก็บ	เปอร์เซนต์สัดส่วน THMFP ของ Hydrophilic (HPI) และ Hydrophobic (HPO)	THMFP ($\mu\text{g/L}$)	
			THMFP _{HPI}	THMFP _{HPO}
Raw Water Supply	ครั้งที่ 1	HPI (58%) > HPO (42%)	432	316
	ครั้งที่ 2	HPI (56%) > HPO (44%)	309	246
	ครั้งที่ 3	HPI (57%) > HPO (43%)	309	288
(1) PACl	ครั้งที่ 1	HPI (66%) > HPO (34%)	259	131
	ครั้งที่ 2	HPI (64%) > HPO (36%)	161	90
	ครั้งที่ 3	HPI (67%) > HPO (33%)	232	124
(2) PACl+Polymer	ครั้งที่ 1	HPI (67%) > HPO (33%)	236	118
	ครั้งที่ 2	HPI (65%) > HPO (35%)	162	87
	ครั้งที่ 3	HPI (64%) > HPO (36%)	197	110
(3) PACl+Polymer+PAC	ครั้งที่ 1	HPI (83%) > HPO (17%)	101	20
	ครั้งที่ 2	HPI (86%) > HPO (14%)	58	10
	ครั้งที่ 3	HPI (80%) > HPO (20%)	90	22
(4) PACl+Polymer+Ozone	ครั้งที่ 1	HPI (67%) > HPO (33%)	126	61
	ครั้งที่ 2	HPI (66%) > HPO (34%)	81	41
	ครั้งที่ 3	HPI (70%) > HPO (30%)	97	40

หมายเหตุ

- (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1
 (2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2
 (3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3

ตารางที่ 4.22 เปรียบเทียบการกระจาย THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการ
ไอโซเนนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

น้ำตัวอย่าง		สัดส่วน THMFP ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ¹ และ HPO ² (%)	THMFP (µg/L)	
			THMFP _{HPI}	THMFP _{HPO}
1. น้ำดิบ	ครั้งที่ 1	HPI (42%) < HPO (58%)	197	270
	ครั้งที่ 2	HPI (44%) < HPO (56%)	250	324
	ครั้งที่ 3	HPI (40%) < HPO (60%)	220	318
(1) PACl	ครั้งที่ 1	HPI (48%) < HPO (52%)	99	110
	ครั้งที่ 2	HPI (48%) < HPO (52%)	126	136
	ครั้งที่ 3	HPI (46%) < HPO (54%)	110	127
(2) PACl+Polymer	ครั้งที่ 1	HPI (46%) < HPO (54%)	65	76
	ครั้งที่ 2	HPI (47%) < HPO (53%)	82	92
	ครั้งที่ 3	HPI (47%) < HPO (53%)	73	82
(3) PACl+Polymer+ PAC	ครั้งที่ 1	HPI (44%) < HPO (56%)	37	48
	ครั้งที่ 2	HPI (45%) < HPO (55%)	56	67
	ครั้งที่ 3	HPI (42%) < HPO (58%)	45	60
(4) PACl+Polymer+Ozone	ครั้งที่ 1	HPI (57%) < HPO (43%)	46	35
	ครั้งที่ 2	HPI (59%) < HPO (41%)	50	35
	ครั้งที่ 3	HPI (51%) < HPO (49%)	40	38

หมายเหตุ

- (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1
 (2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2
 (3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3

4.7 การลดลงของ THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชัน

จากหัวข้อที่ 4.6 ซึ่งอธิบายการกระจายของ THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันเนชัน สามารถสรุปการลดลงของ THMFP และเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP ที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปของคลองอุตะเถา (ตารางที่ 4.23)

น้ำดิบประปาก่อนกระบวนการฟอกชันในฤดูฝน(ครั้งที่1) ดังแสดงในรูปที่ 4.43 มีค่า THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าตั้งต้นเท่ากับ 749.7, 432.0 และ 316.6 µg/L ตามลำดับ ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

การใช้ PAC1 เพียงอย่างเดียวสามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 383.9, 259.9 และ 131.6 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 49, 40 และ 58 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PAC1 เพียงอย่างเดียวมีประสิทธิภาพในการลดค่า THMFP_{HPO} ดีกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 20 เปอร์เซ็นต์

การโคแอกกูเลชันด้วย PAC1 ร่วมกับ Polymer สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 337.2, 236.2 และ 118.1 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 55, 45 และ 63 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 6, 5 และ 4 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ใกล้เคียงกัน

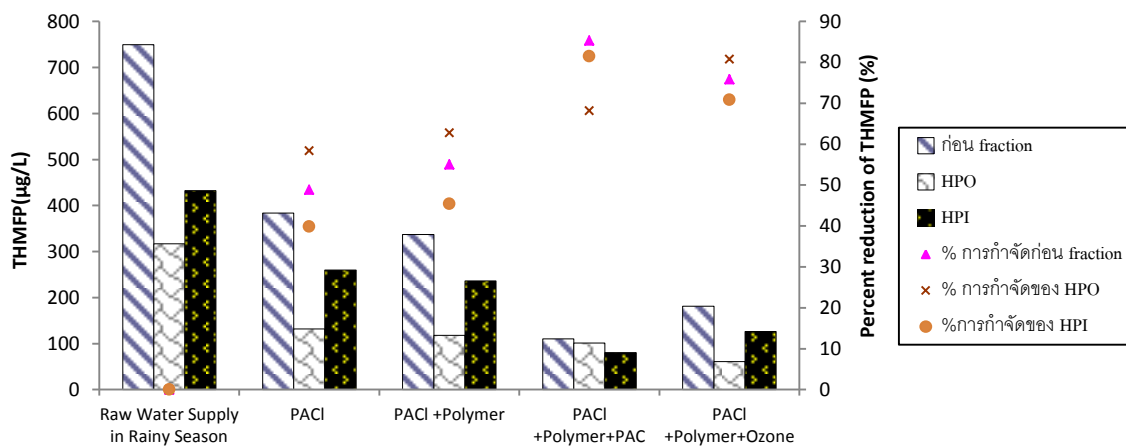
การโคแอกกูเลชันด้วย PAC1 และ Polymer ร่วมกับ PAC สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 110.3, 101.1 และ 20.1 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 85, 81 และ 68 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 36, 41 และ 10 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} มากกว่า THMFP_{HPO} เล็กน้อย

การโคแอกกูเลชันด้วย PAC1 และ Polymer ร่วมกับ Ozone สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 181.2, 126.3 และ 60.9 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 76, 71 และ 81 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปเท่ากับ 27, 31 และ 23 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} มากกว่า THMFP_{HPO}

ตัวอย่างน้ำ	ประสิทธิภาพการกำจัด THMF ¹									ประสิทธิภาพการกำจัด THMF ² ที่เพิ่มขึ้น ²								
	(%)									จากการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว (%)								
	ก่อนแฟรกชัน			HPI			HPO			ก่อนแฟรกชัน			HPI			HPO		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
(1) PACI	49	57	39	40	48	28	58	63	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
(2) PACI+Polymer	55	59	47	45	48	38	63	65	57	6	2	8	5	0	10	4	2	7
(3) PACI+Polymer +PAC	85	89	76	81	81	74	68	96	79	36	32	37	41	33	46	10	33	29
(4) PACI+Polymer +Ozone	76	80	76	71	74	79	81	83	74	27	23	37	31	26	51	23	20	24

ตารางที่ 4.23 ประสิทธิภาพการลดของ THMF และประสิทธิภาพการลดที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไป

หมายเหตุ (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1
 (2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2
 (3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3



รูปที่ 4.43 ค่า THMF ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดของค่า THMF ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จุดสูบน้ำดิบประปา

น้ำดิบประปาก่อนกระบวนการฟลักซ์ในฤดูแล้ง (ครั้งที่2) ดังแสดงในรูปที่ 4.44 มีค่า THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} มีค่าตั้งต้นเท่ากับ 556.9, 309.8 และ 246.1 µg/L ตามลำดับ ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

การใช้ PACI เพียงอย่างเดียวสามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 240.7, 161.9 และ 90.3 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 57, 48 และ 63 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI เพียงอย่างเดียวมีประสิทธิภาพในการลดค่า THMFP_{HPO} ดีกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 20 เปอร์เซ็นต์

การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 230.5, 162.1 และ 147.5 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 55, 48 และ 65 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะทั่วไปเท่ากับ 2, 0 และ 2 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ใกล้เคียงกัน

การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 61.8, 57.9 และ 95 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 89, 81 และ 96 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะทั่วไปเท่ากับ 32, 33 และ 33 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ใกล้เคียงกัน

การโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 113.8, 81 และ 40.9 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 80, 74 และ 83 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะทั่วไปเท่ากับ 23, 26 และ 20 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} มากกว่า THMFP_{HPO}

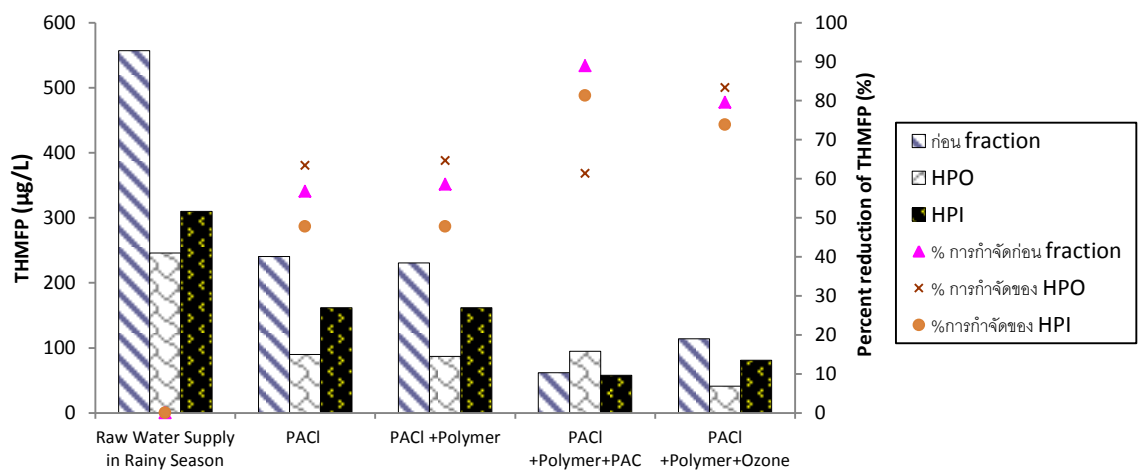
ส่วนในฤดูฝน (ครั้งที่3) พบว่าการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวสามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 357, 232 และ 124 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 39, 28 และ 50 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI เพียงอย่างเดียวมีประสิทธิภาพในการลดค่า THMFP_{HPO} ดีกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 22 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.45)

การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 309, 197 และ 110 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 47, 38 และ 57 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะ

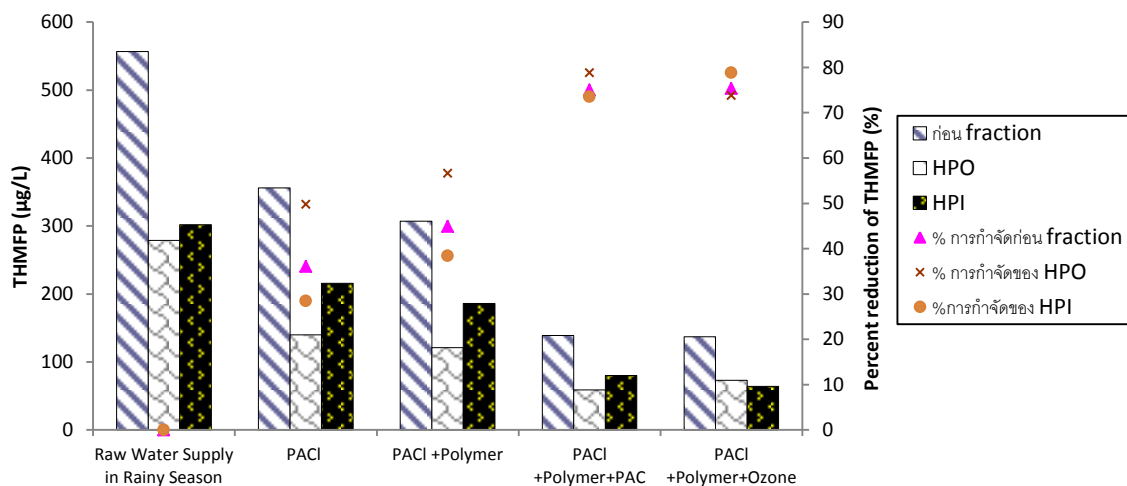
ทั่วไปเท่ากับ 8,10 และ 7 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ใกล้เคียงกัน

การโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ Polymer ร่วมกับ PAC สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 112, 90 และ 22 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 76, 74 และ 79 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะทั่วไปเท่ากับ 37, 46 และ 29 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} มากกว่า THMFP_{HPO} เล็กน้อย

การโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ Polymer ร่วมกับ Ozone สามารถลด THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} คงเหลือเท่ากับ 137, 97 และ 40 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP, THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 76, 79 และ 74 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากสภาวะทั่วไปเท่ากับ 37, 51 และ 24 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นของการลด THMFP_{HPI} มากกว่า THMFP_{HPO}



รูปที่ 4.44 ค่า THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดของค่า THMFP ของตัวอย่างน้ำในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.45 ค่า THMFp ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันและประสิทธิภาพการลดของค่า THMFp ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จุดสูบน้ำดิบประปา

ประสิทธิภาพการลดของ THMFp และประสิทธิภาพการลดที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปของอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) แสดงดังรูปที่ 4.46 พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว สามารถลด THMFp THMFp_{HPI} และ THMFp_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 202.7 99.4 และ 110.4 µg/L 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

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถลด THMFp THMFp_{HPI} และ THMFp_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 140.8 65.9 และ 76.4 µg/L 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 µg/L 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 µg/L ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 83 77 และ 87 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว พบว่า PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เพิ่มขึ้นเท่ากับ 26 27 และ 28 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ประสิทธิภาพการลดของ THMFP และประสิทธิภาพการลดที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปของอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) แสดงดังรูปที่ 4.47 พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 262.3 126.7 และ 136.0 µg/L ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 55 49 และ 58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า PACI มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 9 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 186.4 82.5 และ 92.4 µg/L ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 68 67 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงว่า การใช้ PACI และ polymer มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 5 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เป็นสารตะกอนเพียงอย่างเดียว 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 µg/L 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

กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันโดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 88.4 50.3 และ 35.6 $\mu\text{g/L}$ 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

สำหรับในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) แสดงดังรูปที่ 4.48 พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 239 110 และ 127 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 52 50 และ 52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า PACI มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 2 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 155 73 และ 82 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 72 62 และ 70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 8 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว

ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 109 45 และ 60 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 84 76 และ 80 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} เล็กน้อย

สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า สามารถลด THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} ให้เหลือเท่ากับ 80 40 และ 38 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP THMFP_{HPI} และ THMFP_{HPO} เท่ากับ 85 70 และ 80 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กล่าวได้ว่า การใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพในการลด THMFP_{HPO} มากกว่า THMFP_{HPI} ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์

จากการศึกษาประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังทั้ง 3 ครั้ง ได้แก่ (1) PACI (2) PACI และ polymer (3) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone เมื่อนำน้ำตัวอย่างดังกล่าวมาผ่านกระบวนการแฟรกชันสามารถชี้ให้เห็นถึงการ

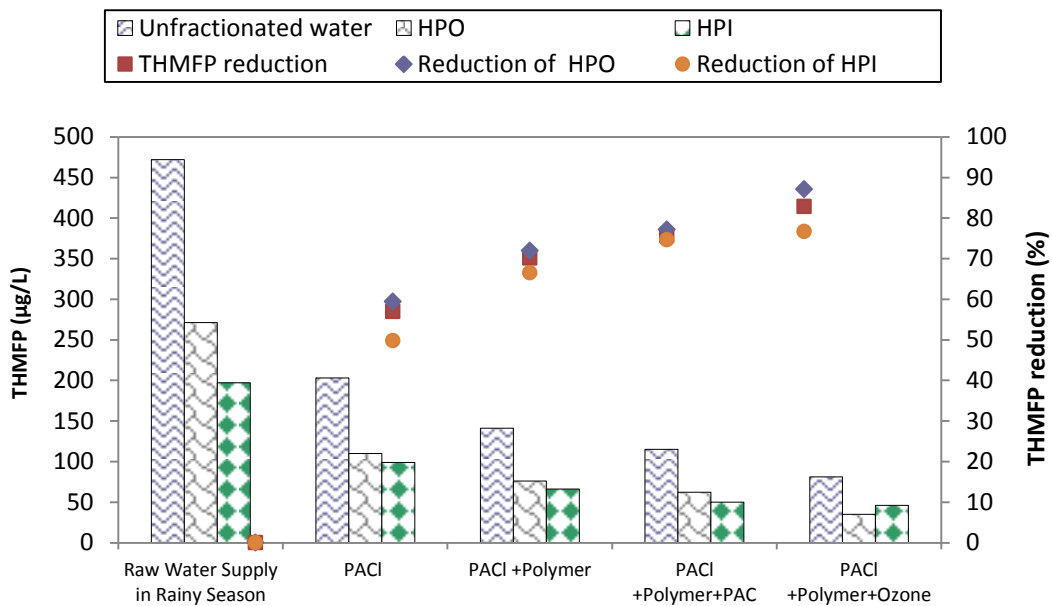
ลดลงของ THMFP ที่เกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ได้อย่างชัดเจนว่า ทุกการทดลองของกระบวนการ โคลแอกกูเลชันสามารถลดค่า THMFP ที่เกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดีกว่า HPI และเมื่อวิเคราะห์ปริมาณการเปลี่ยนแปลง DOC และ THMFP ของน้ำตัวอย่างหลัง แฟรกชัน กล่าวได้ว่า มีความสอดคล้องกัน แสดงว่า การลดลงของ DOC มีผลต่อการลดลงของ THMFP ดังนั้นจึงสามารถใช้ DOC เป็นตัวแทนในการตรวจติดตามความเป็นไปได้ของการเกิด THMFP ในน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปา

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

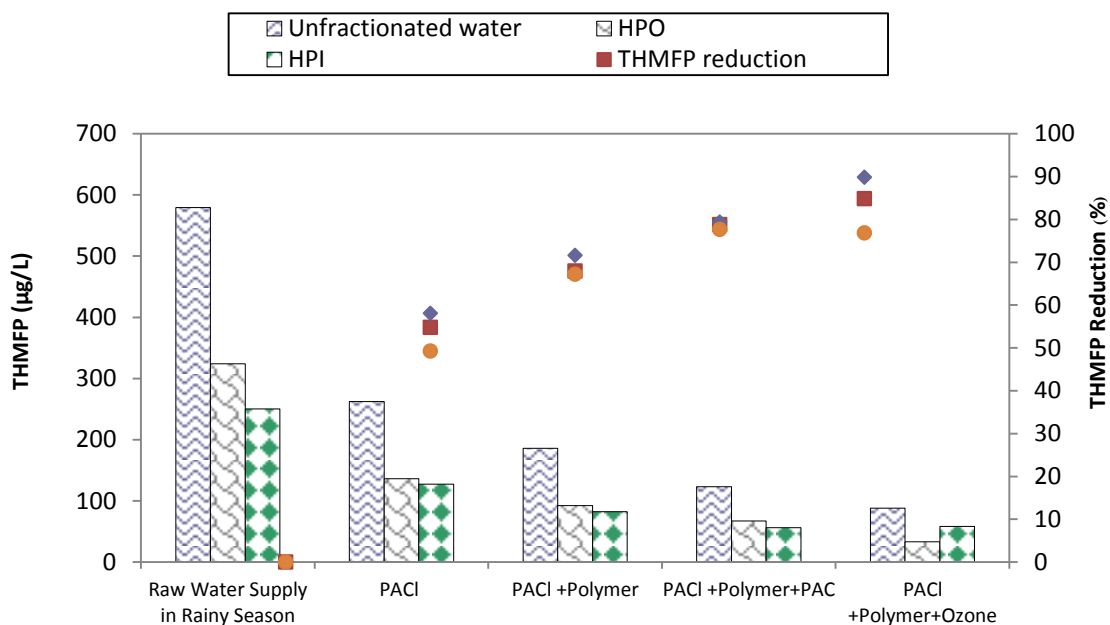
ตารางที่ 4.24 ประสิทธิภาพการลดของ THMFP และประสิทธิภาพการลดที่เพิ่มขึ้นจากสถานะทั่วไปของอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

น้ำตัวอย่าง	ประสิทธิภาพการกำจัด THMFP ¹						ประสิทธิภาพการกำจัด THMFP ที่เพิ่มขึ้น ²											
	(%)						จากการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว (%)											
	ก่อนแฟรกชัน			HPI			HPO			ก่อนแฟรกชัน			HPI			HPO		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
(1) PACI	57	55	52	50	49	50	59	58	52	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
(2) PACI+Polymer	70	68	72	67	67	62	72	72	70	13	13	11	17	18	16	13	13	16
(3) PACI+Polymer+ PAC	82	79	84	81	78	76	82	79	80	25	24	21	31	28	30	23	21	20
(4) PACI+Polymer+ozone	83	88	85	77	50	70	87	36	80	26	30	24	27	27	23	28	32	25

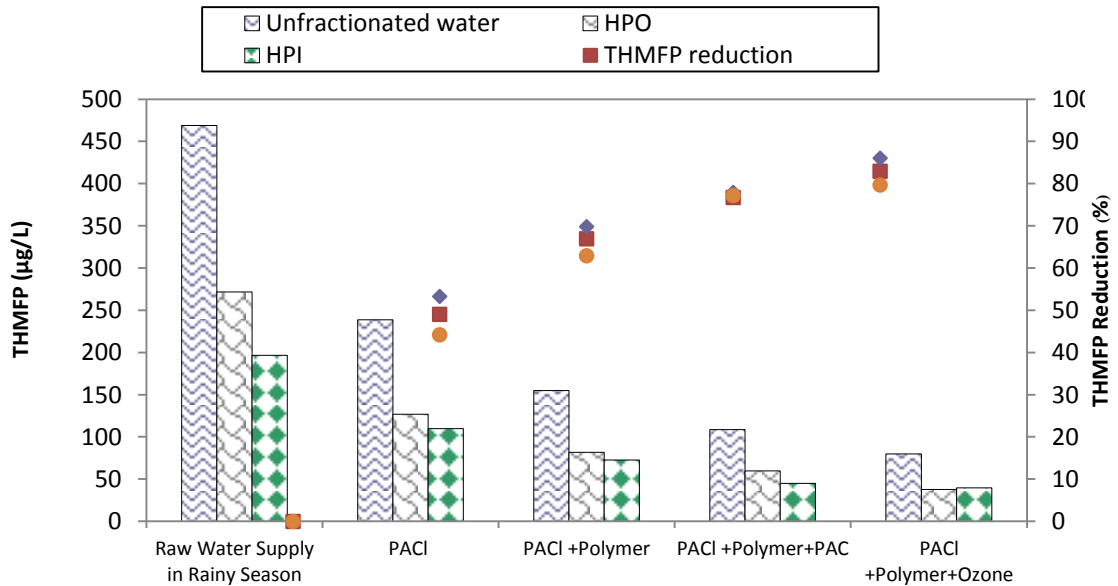
หมายเหตุ (1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1
 (2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2
 (3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3



รูปที่ 4.46 การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน



รูปที่ 4.47 การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน



รูปที่ 4.48 การลดลงของ THMFP และประสิทธิภาพการลดลงของ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชัน

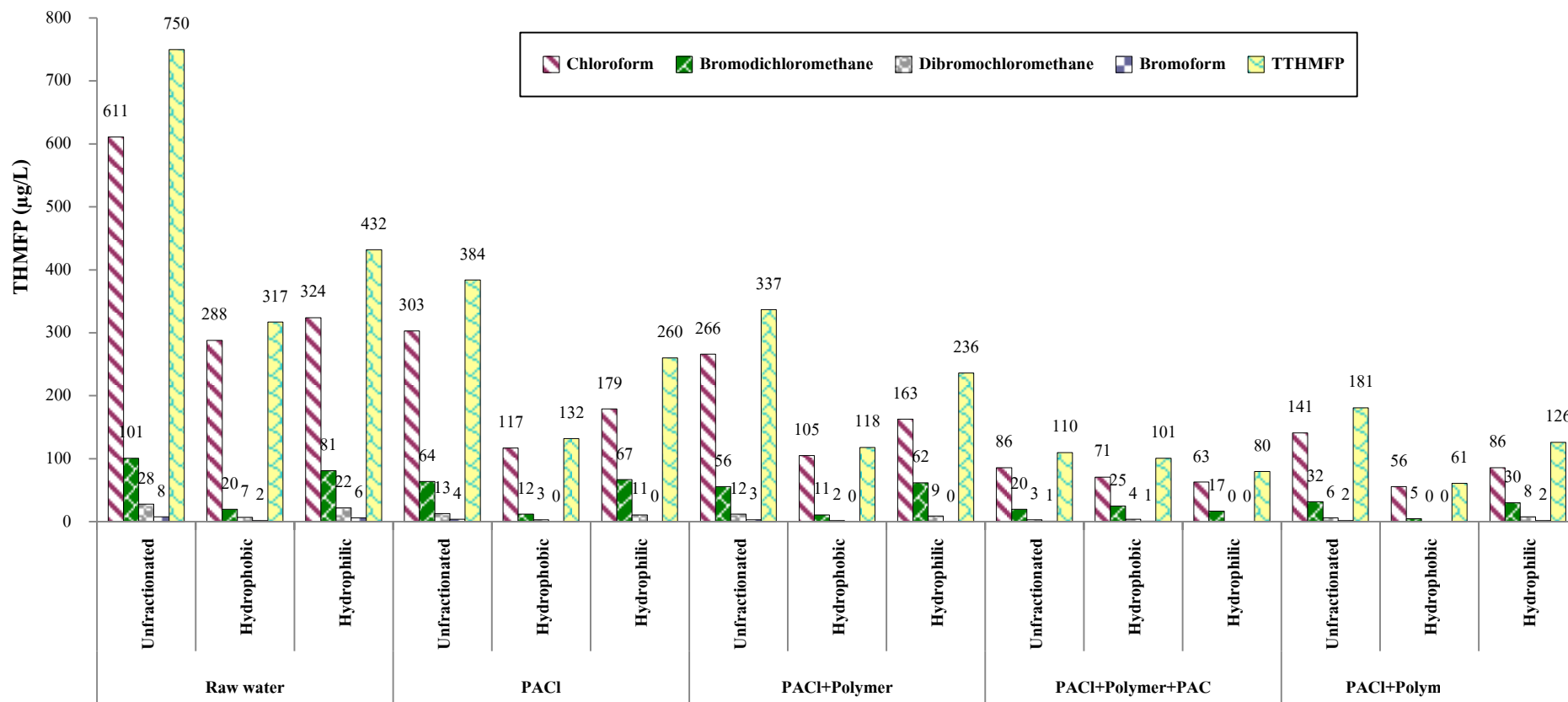
4.8 การลดลงของสารประกอบ THMFP

ค่า THMFP ของสารประกอบ THMFP ซึ่งประกอบด้วย CHCl_3 , CHCl_2Br , CHClBr_2 และ CHBr_3 ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จากจุดสูบน้ำดิบประปา แสดงในรูปที่ 4.49 เปอร์เซนต์สัดส่วนของสารประกอบ THMFP ทั้ง 4 ชนิด ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 1) จากจุดสูบน้ำดิบประปา แสดงในรูปที่ 4.50

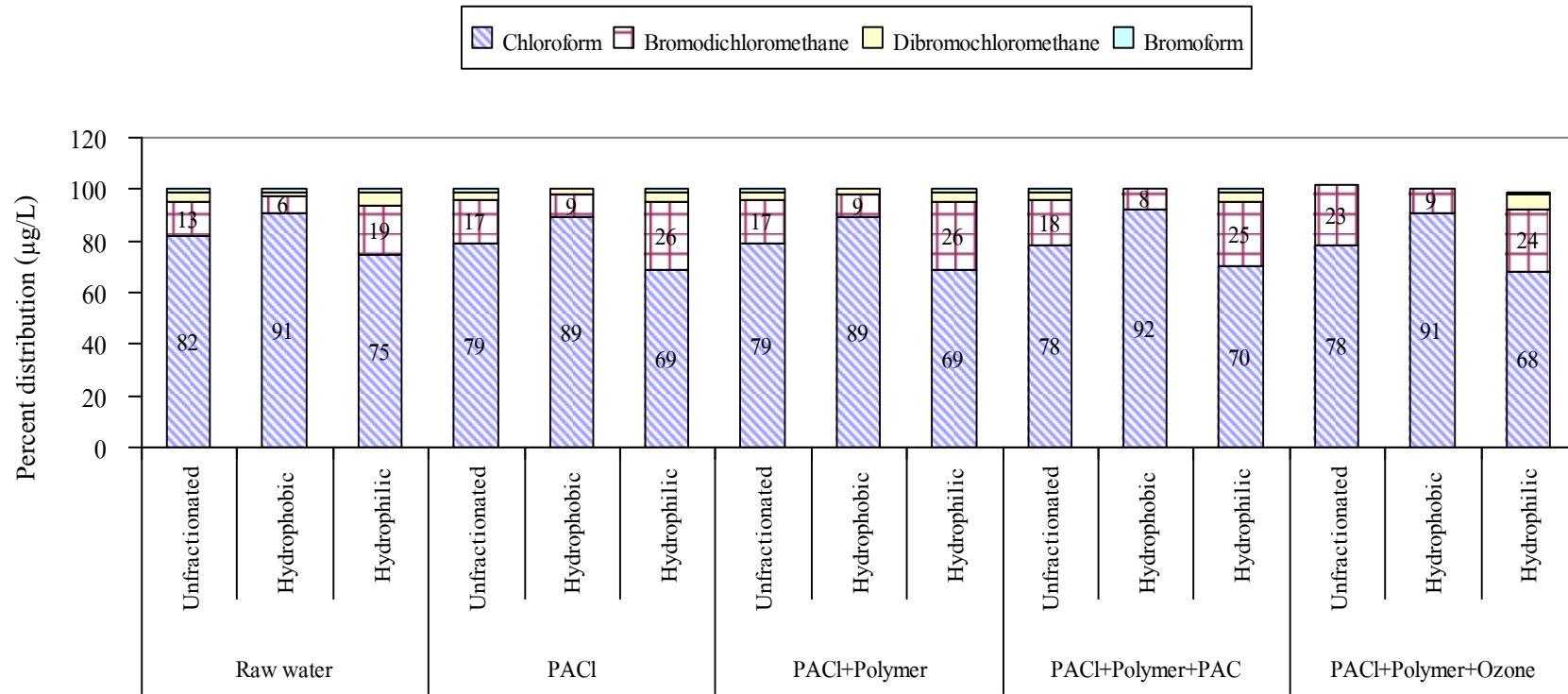
ค่า THMFP ของสารประกอบ THMFP ซึ่งประกอบด้วย CHCl_3 , CHCl_2Br , CHClBr_2 และ CHBr_3 ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จากจุดสูบน้ำดิบประปา แสดงในรูปที่ 4.51 เปอร์เซนต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ทั้ง 4 ชนิด ของตัวอย่างน้ำในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จากจุดสูบน้ำดิบประปา แสดงในรูปที่ 4.52

ค่า THMFP ของสารประกอบ THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา แสดงในรูปที่ 4.53 เปอร์เซนต์สัดส่วนของสารประกอบ THMs ทั้ง 4 ชนิด ของตัวอย่างน้ำในฤดูฝน (ครั้งที่ 3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา แสดงในรูปที่ 4.54

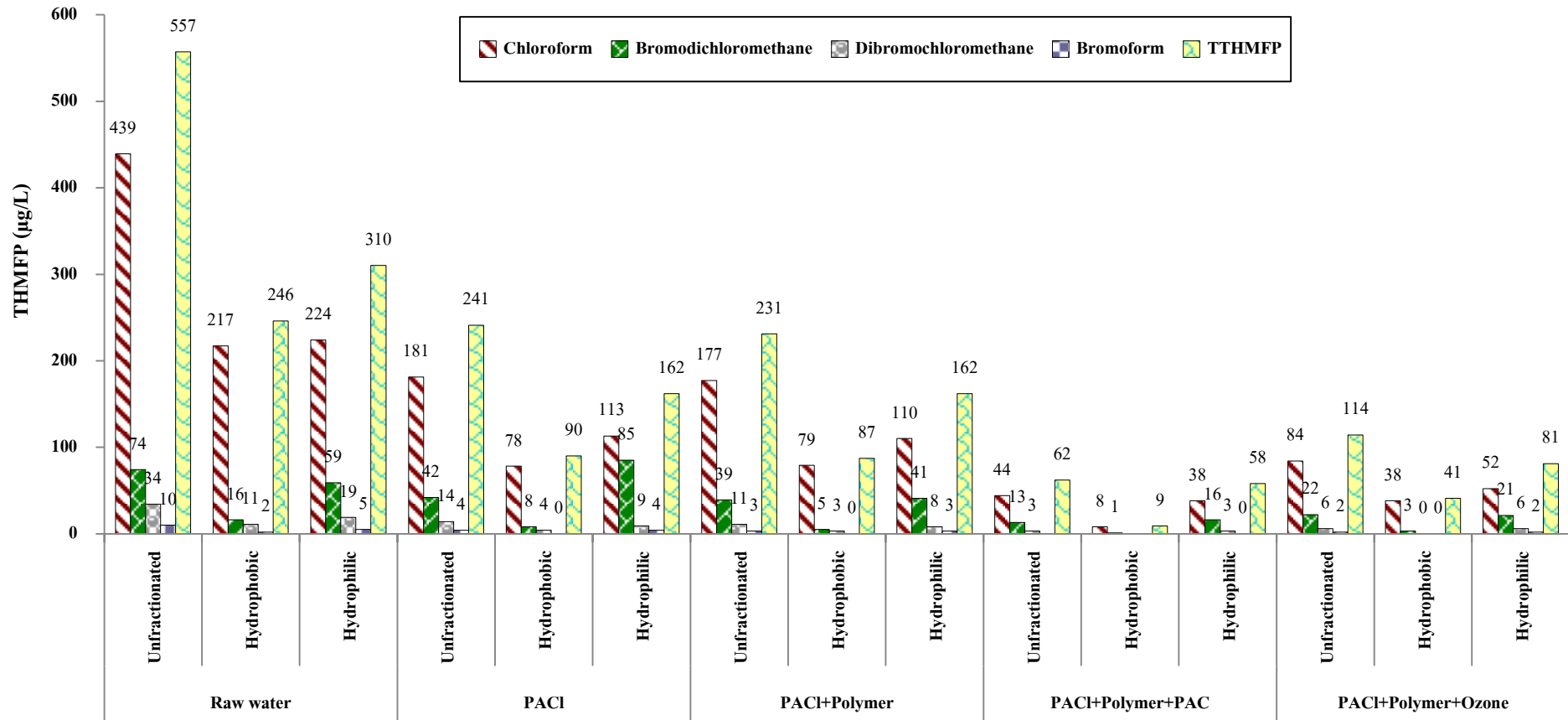
เมื่อนำค่าผลรวมของสารประกอบ THMs 4 ชนิด ซึ่งประกอบด้วย CHCl_3 , CHCl_2Br , CHClBr_2 และ CHBr_3 ในน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองของไปเปรียบเทียบกับข้อกำหนดคุณภาพน้ำดื่มของ USEPA ($40 \mu\text{g/L}$) พบว่ามีค่าเกินกว่าข้อกำหนดของ USEPA



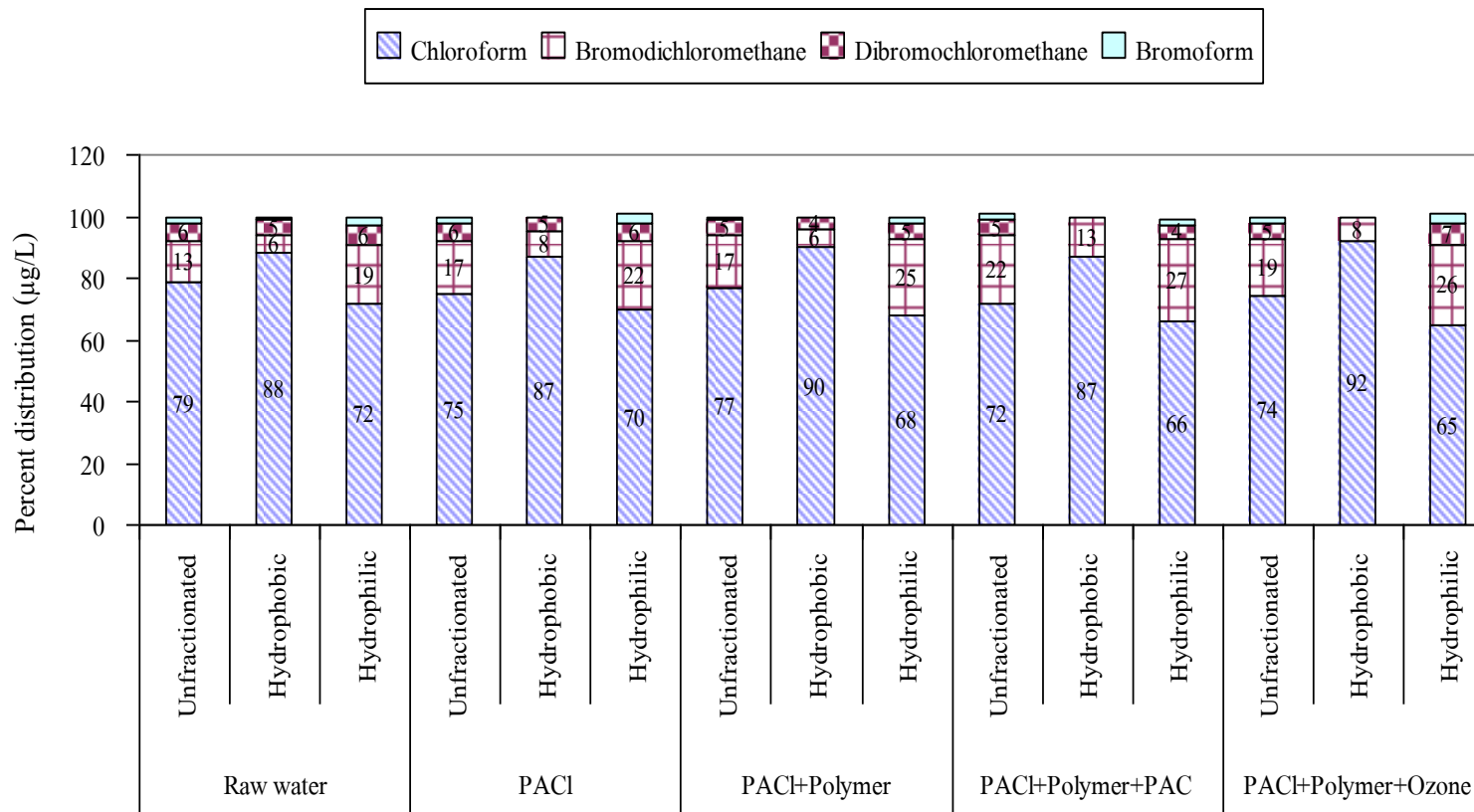
รูปที่ 4.49 ค่าของ THMFP, CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในถดถุน (ครั้งที่ 1)



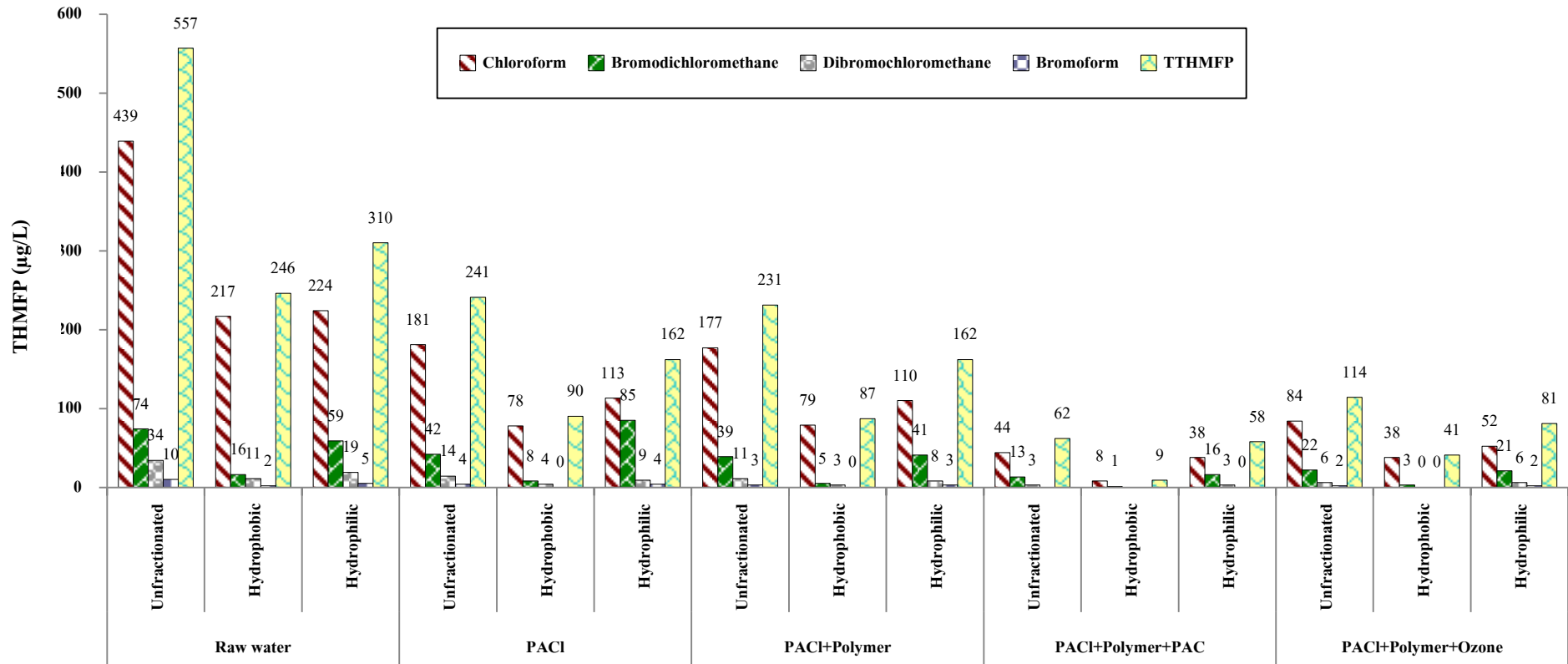
รูปที่ 4.50 เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ $\text{CHCl}_3\text{-FP}$, $\text{CHCl}_2\text{Br-FP}$, $\text{CHClBr}_2\text{-FP}$ และ $\text{CHBr}_3\text{-FP}$ ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 1)



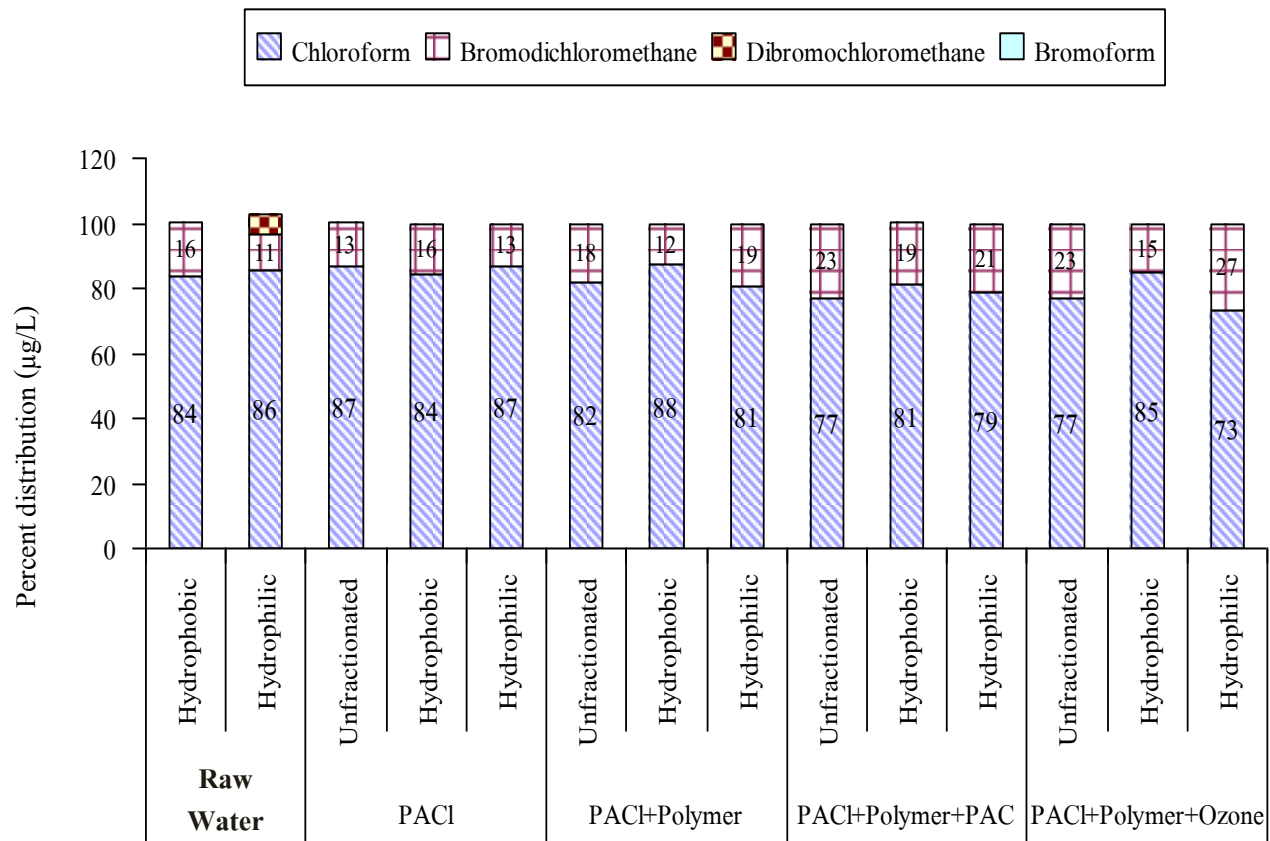
รูปที่ 4.51 ค่าของ THMFP, CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)



รูปที่ 4.52 เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)



รูปที่ 4.53 ค่าของ THMFP, CHCl₃-FP, CHCl₂Br-FP, CHClBr₂-FP และ CHBr₃-FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรคชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 3)



รูปที่ 4.54 เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของ CHCl_3 -FP, CHCl_2Br -FP, CHClBr_2 -FP และ CHBr_3 -FP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 3)

จากผลการศึกษาการลดลงของสารประกอบ THMFP ในครั้งที่ 1 2 และครั้งที่ 3 จากจุดสูบน้ำดิบประปา นำมาเปรียบเทียบกับข้อกำหนดของ WHO, (1997) (สมการที่ 4.1) ดังแสดงในรูปที่ 4.55 สามารถสรุปได้ดังต่อไปนี้

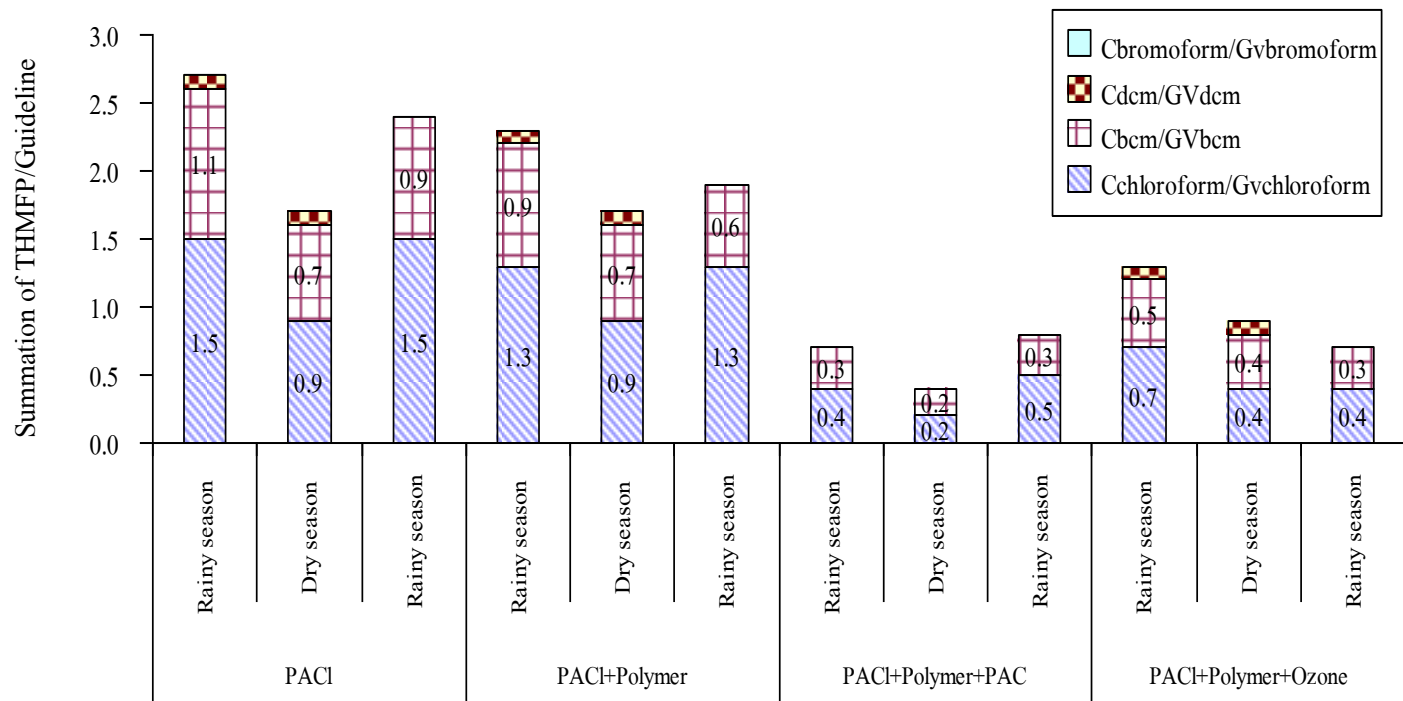
ค่าปริมาณสารประกอบ THMFP แต่ละชนิดน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI หากร่วมกับ Guide line ของ WHO รวมกันได้น้ำตัวอย่างครั้งที่ 1 2 และครั้งที่ 3 เท่ากับ 2.7 1.8 และ 2.4 ตามลำดับ

ค่าปริมาณสารประกอบ THMFP แต่ละชนิดน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer หากร่วมกับ Guide line ของ WHO รวมกันได้น้ำตัวอย่างครั้งที่ 1 2 และครั้งที่ 3 เท่ากับ 2.3 1.7 และ 1.9 ตามลำดับ

ค่าปริมาณสารประกอบ THMFP แต่ละชนิดน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC หากร่วมกับ Guide line ของ WHO รวมกันได้น้ำตัวอย่างครั้งที่ 1 2 และครั้งที่ 3 แล้ว เท่ากับ 0.7 0.4 และ 0.8 ตามลำดับ

ค่าปริมาณสารประกอบ THMFP แต่ละชนิดน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ Ozone หากร่วมกับ Guide line ของ WHO รวมกันได้น้ำตัวอย่างครั้งที่ 1 2 และครั้งที่ 3 เท่ากับ 1.3 0.9 และ 0.7 ตามลำดับ

จากผลการทดลองข้างต้นสามารถกล่าวได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI และ Polymer ร่วมกับ PAC สามารถลดผลรวมของสารประกอบ THMFP ในน้ำตัวอย่างได้ตามข้อกำหนดของ WHO



รูปที่ 4.55 ค่าของสารประกอบ THMs /Guideline value ของน้ำที่ผ่านกระบวนการแฟรกชันในครั้งที่ 1 2 และ 3

การลดลงของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ตรวจพบค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THM เพียง 2 กลุ่ม คือ Chloroform และ Bromodichloromethane ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการ แพรกชัน โดยเมื่อพิจารณาสัดส่วนของสารประกอบ THMs ในน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งพบว่า มีค่าความเข้มข้นของสารกลุ่ม Chloroform มากที่สุด หรือกล่าวได้ว่า มีค่าสัดส่วนของ Chloroform มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด (รูปที่ 4.56 ถึง รูปที่ 4.60) ซึ่งสาเหตุที่ Chloroform เป็นสารที่มีมากที่สุด อาจเป็นเพราะในน้ำตัวอย่างมีการเติมคลอรีน จึงทำให้สารที่เกิดมากที่สุดเป็น Chloroform ที่มีสารประกอบเป็นคลอรีน สอดคล้องกับการศึกษาของ ต่อตระกูล วัฒนวรกิจกุล (2545) และ ปรากฏณ์ ผาติสุนทร (2546) รายงานว่า น้ำประปาที่ใช้วิธีการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน เมื่อนำมาวิเคราะห์สารประกอบ THMFP จะมีค่าความเข้มข้นของ Chloroform มากที่สุดและมีค่ามากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด

เมื่อนำค่าผลรวมความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่าง มาเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของ USEPA (2009) พบว่า น้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ (1) PACI เป็นสารสร้างตะกอน มีสาร THMs เจือปนอยู่ในระดับสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานของ USEPA ซึ่งกำหนดมาตรฐานไว้ที่ 80 ไมโครกรัมต่อลิตร แต่การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ (2) PACI และ polymer และ (3) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีสาร THMs น้อยกว่าเกณฑ์มาตรฐานของ USEPA กำหนด ส่วนน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลด THMs ให้เหลือน้อยที่สุดและมีค่าน้อยกว่าเกณฑ์มาตรฐานของ USEPA กำหนด (รูปที่ 4.56 และ 4.59)

แต่เมื่อพิจารณาตามมาตรฐานของ WHO (2006) ที่การประปานครหลวงใช้เป็นมาตรฐานในการควบคุมปริมาณความเข้มข้นของ THMFP ในน้ำประปา โดย WHO กำหนดค่าความเข้มข้นของสารประกอบ THMs ทั้ง 4 ชนิด (GV WHO) ได้แก่ Chloroform Bromodichloromethane Dibromochloromethane และ Bromoform มีค่าเท่ากับ 300 60 100 และ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร และแนะนำค่าผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นของสารประกอบทั้ง 4 ที่รวมเป็น THMFP (sum of ratio) ไว้ไม่เกิน 1 จากการเปรียบเทียบค่า THMFP ในน้ำตัวอย่างกับค่ามาตรฐานของ WHO (รูปที่ 4.60) สามารถสรุปได้ดังนี้

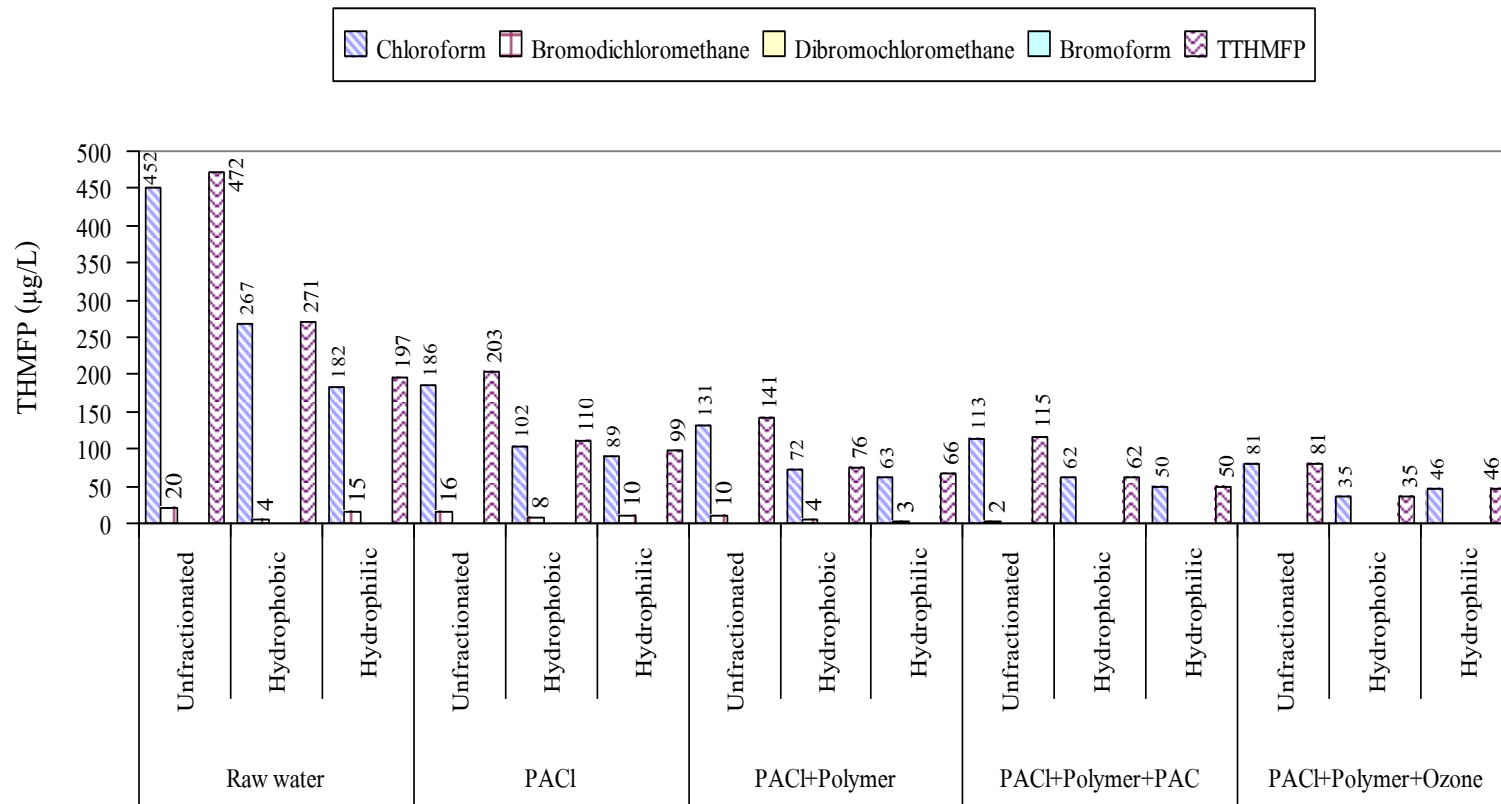
ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียว หากกับค่า GV WHO พบว่า THMFP (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และฤดูฝน (ครั้งที่ 3) มีค่าเท่ากับ 0.95 1.1 และ 0.90 ตามลำดับ

ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ทารกับค่า GV WHO พบว่า THMFP (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเท่ากับ 0.58 0.67 และ 0.71 ตามลำดับ

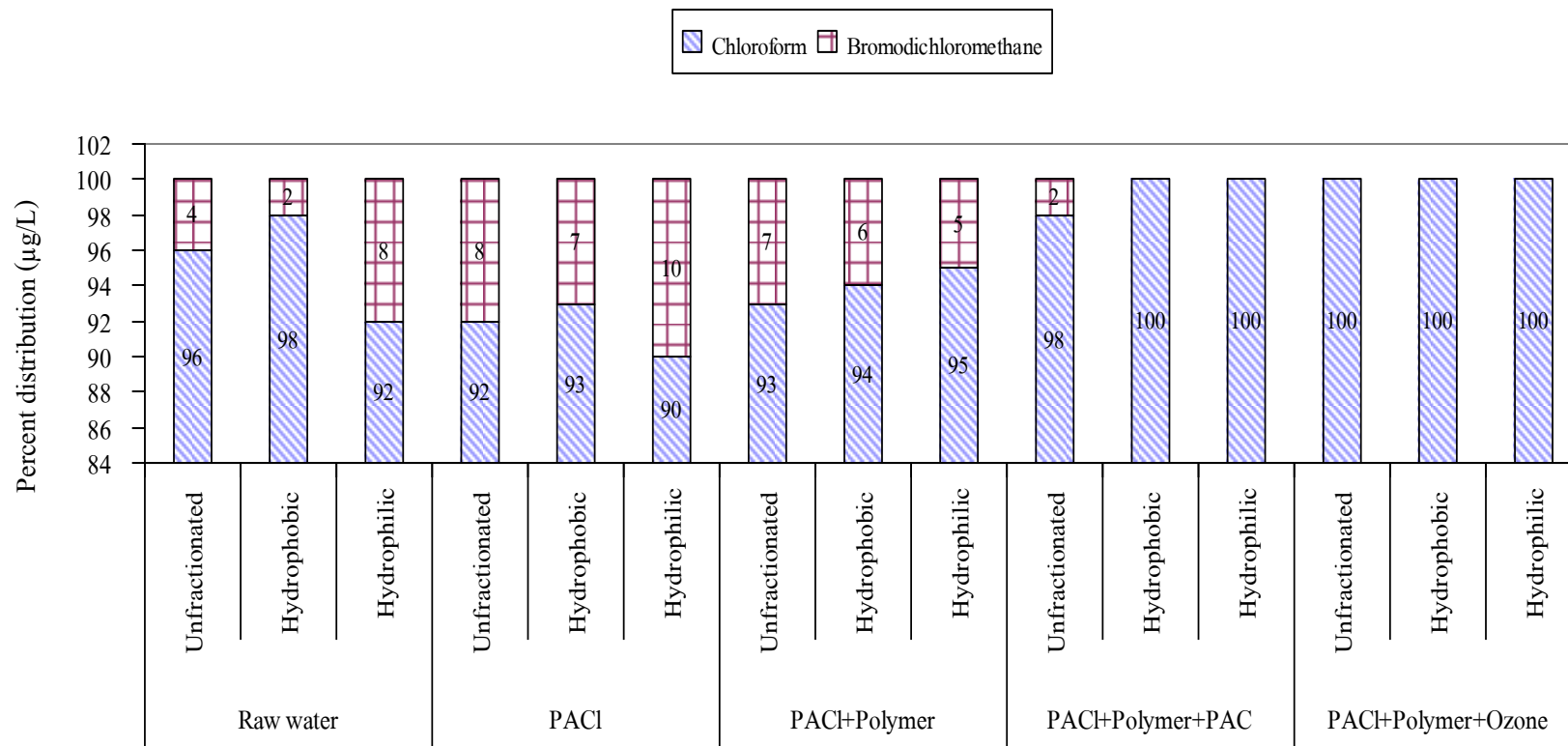
ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC ทารกับค่า GV WHO พบว่า THMs (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเท่ากับ 0.38 0.41 และ 0.36ตามลำดับ

ค่าความเข้มข้นสารประกอบ THMFP ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO หลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone ทารกับค่า GV WHO พบว่า THMFP (sum of ratio) ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าเท่ากับ 0.27 0.29 และ 0.24 ตามลำดับ

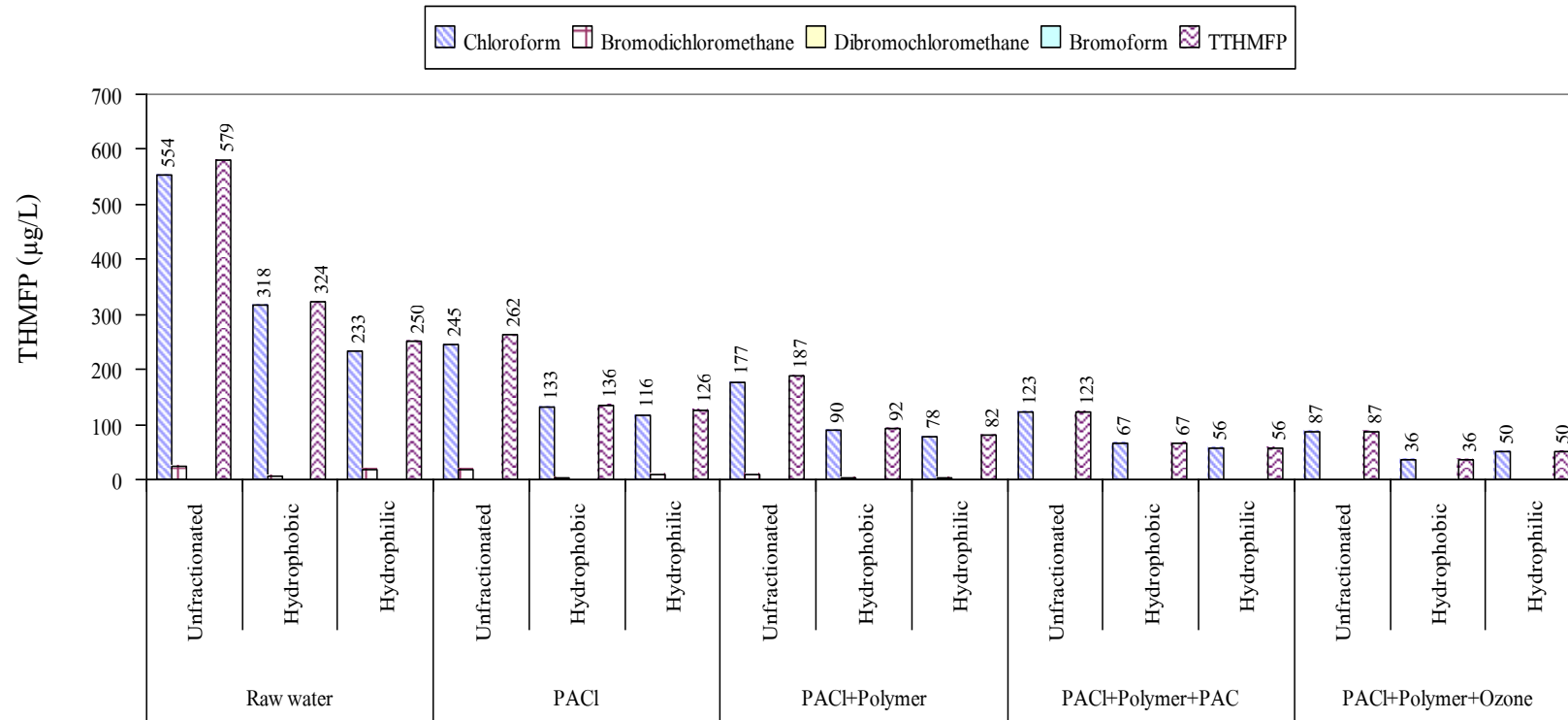
จากการเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสาร THMFP ในน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันกับค่ามาตรฐานของ USEPA และ WHO สรุปได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ (1) PACI เพียงอย่างเดียว ไม่สามารถลดค่า THMFP ให้ต่ำกว่าค่ามาตรฐานกำหนด ส่วนการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน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



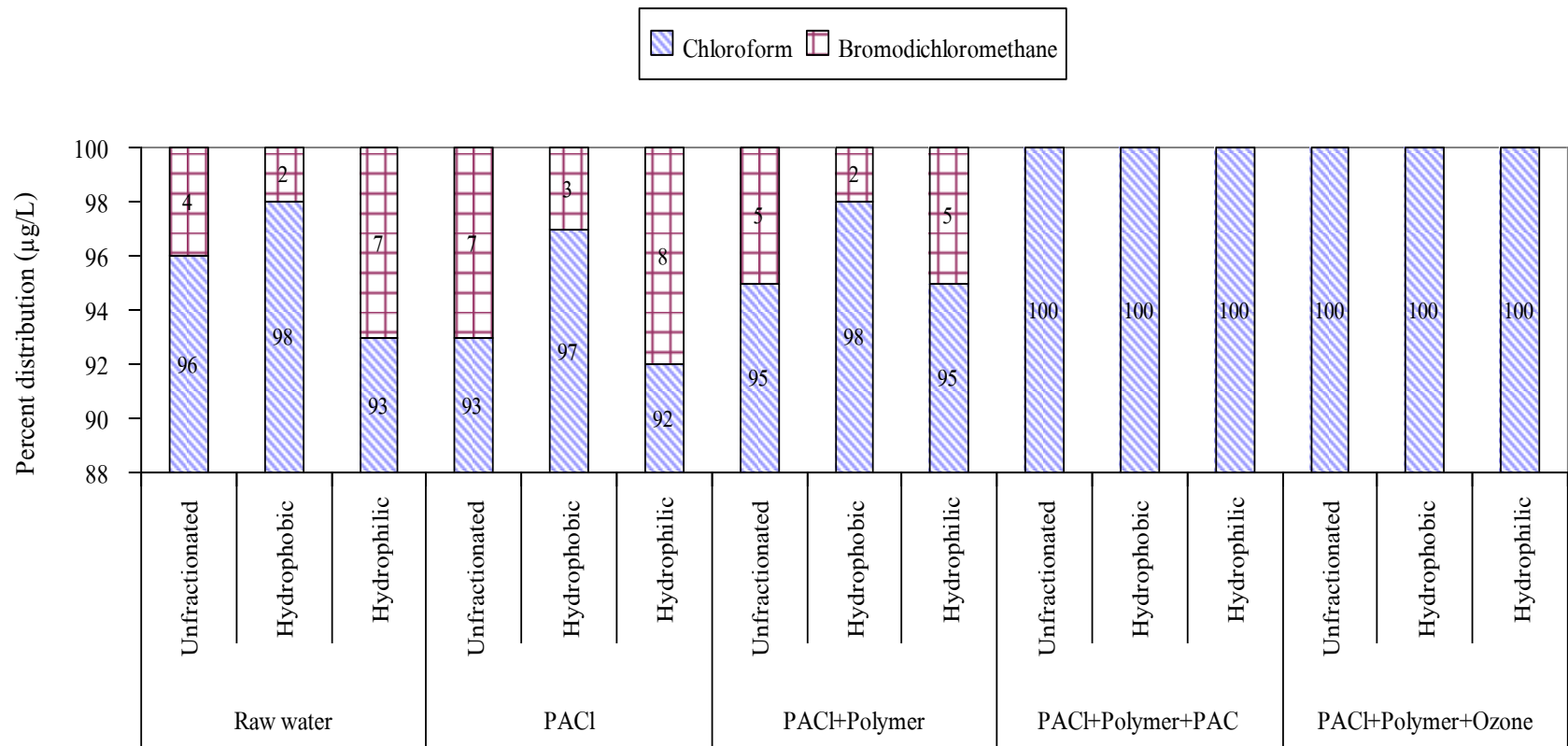
รูปที่ 4.56 การลดลงของสารประกอบ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน และการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กับค่ามาตรฐานของ USEPA (2009)



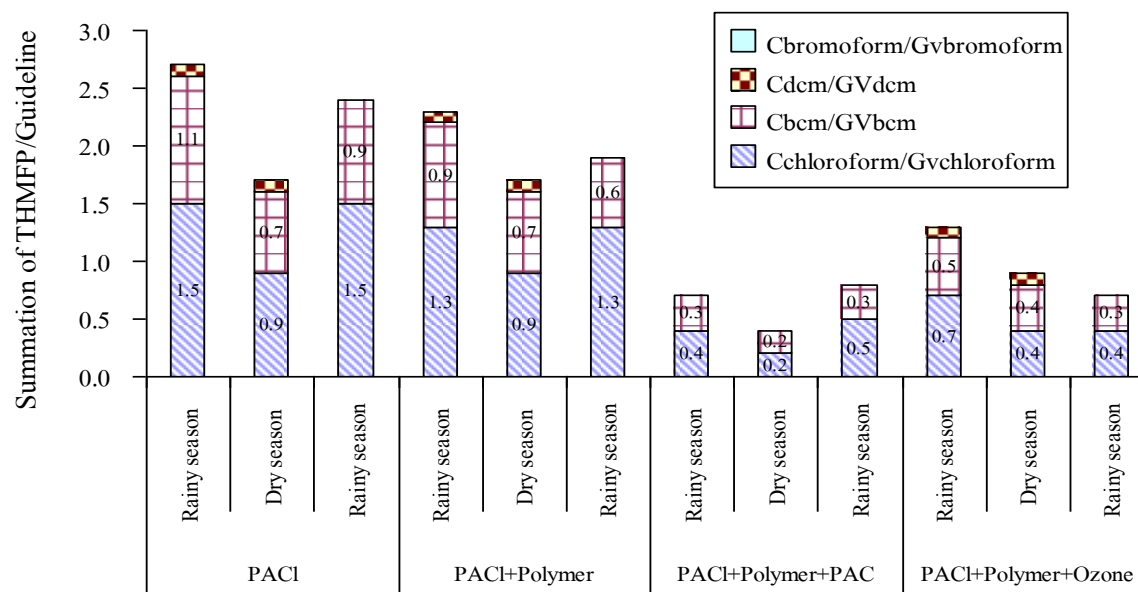
รูปที่ 4.57 เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของสารประกอบ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่น



รูปที่ 4.58 การลดลงของสารประกอบ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซน และการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสารประกอบ THMs กับค่ามาตรฐานของ USEPA (2009)



รูปที่ 4.59 เปรอ์เซ็นต์สัดส่วนสารประกอบ THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน



รูปที่ 4.60 ความเข้มข้นสารประกอบ THMs ทารกกับค่า GV WHO ในน้ำตัวอย่างครั้งที่ 1 2 และ 3 ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน

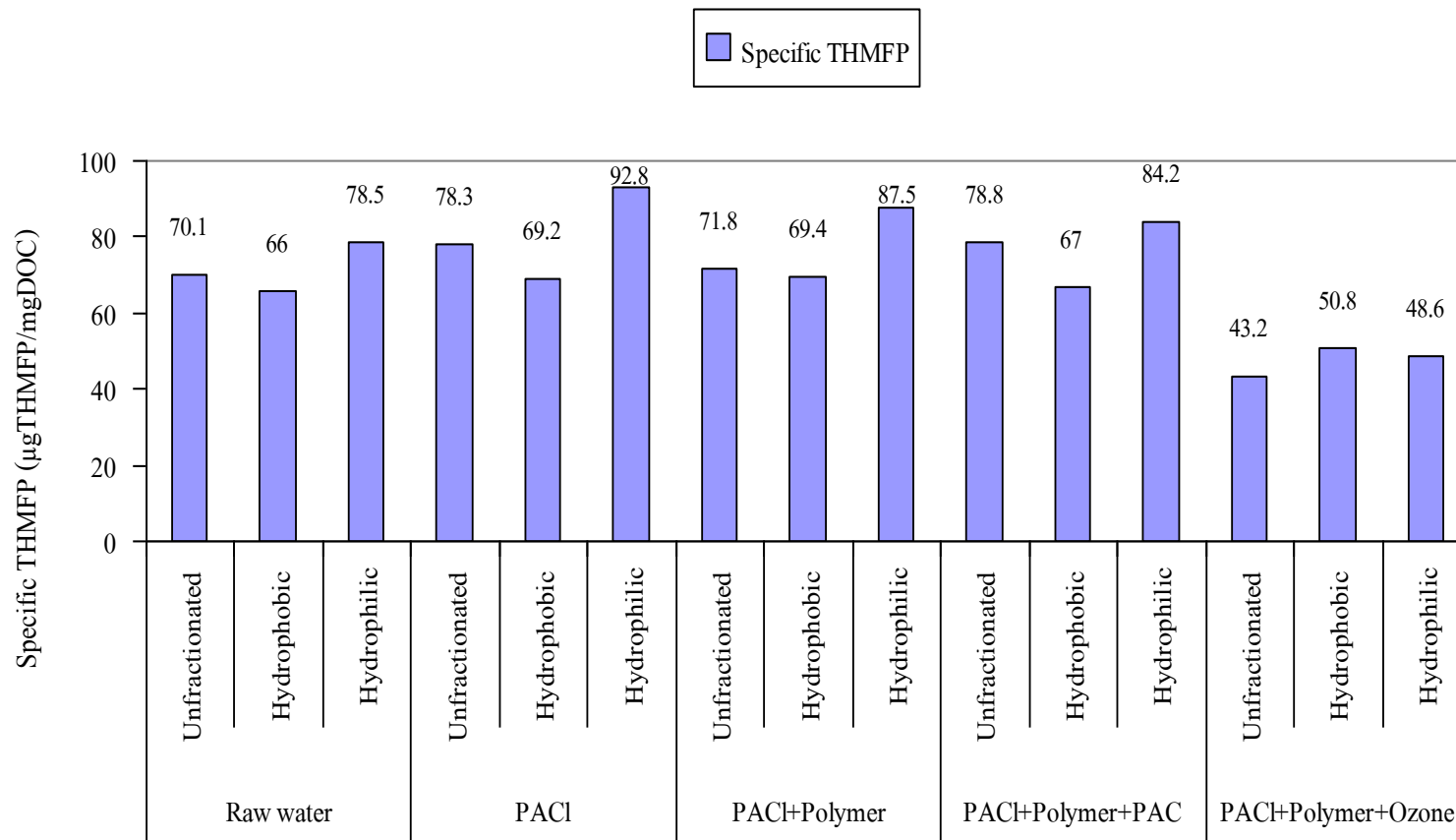
4.9 Specific THMFP

ค่า Specific THMFP ของน้ำ สามารถอธิบายได้ดังนี้

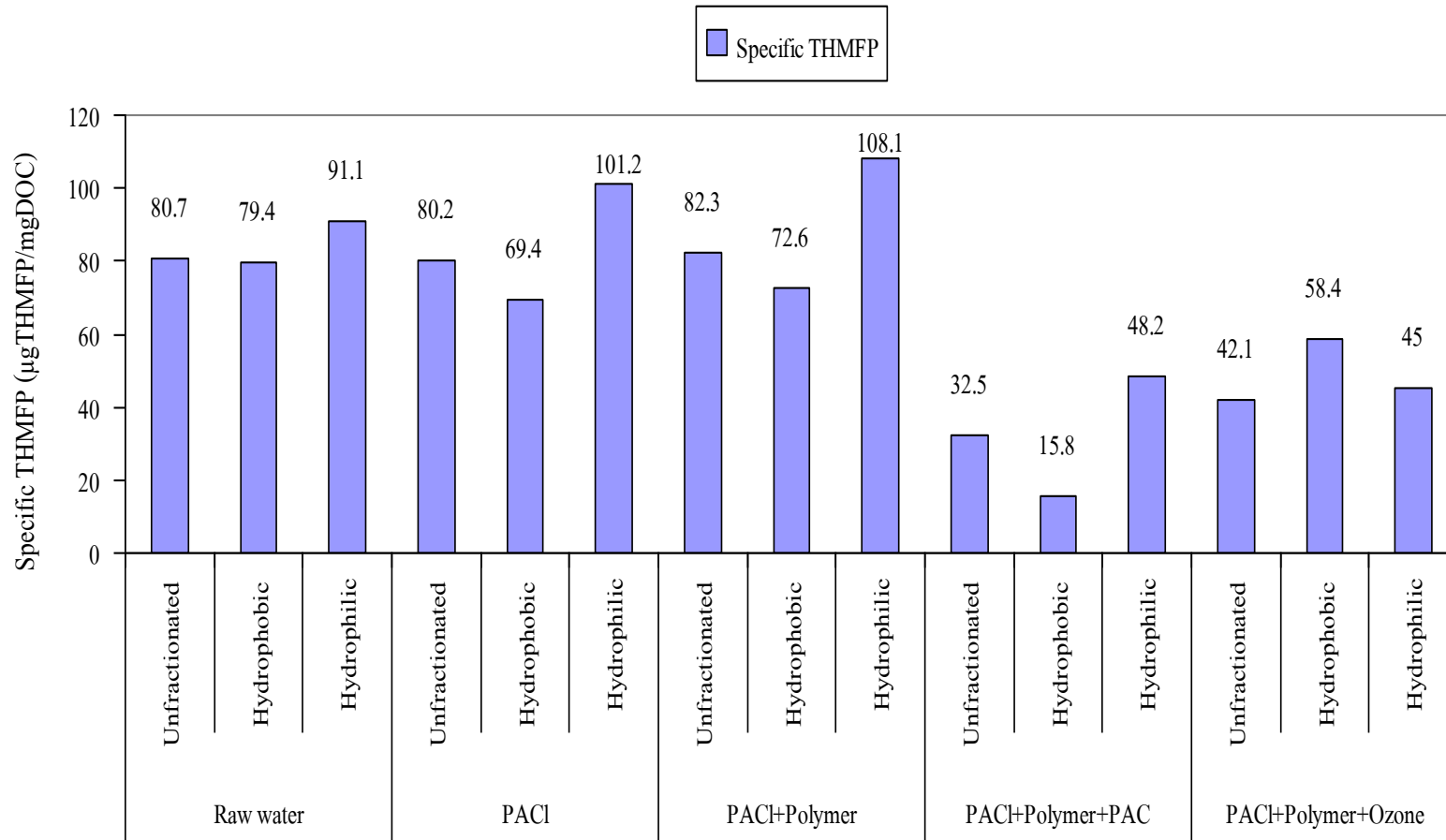
$$\text{Specific THMFP } (\mu\text{g THMFP/ mg DOC}) = \frac{\text{THMFP } (\mu\text{g THMFP/L})}{\text{DOC } (\text{mg DOC/L})}$$

ค่า Specific THMFP แสดงความสามารถของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำที่ทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิด THMs โดยค่า Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองในครั้งที่ 1, 2 และ 3 แสดงในรูปที่ 4.61 ถึง 4.63 ตามลำดับและลำดับของ Specific THMFP และ ค่า Specific THMFP ของตัวอย่างน้ำในทุกกระบวนการทดลองในครั้งที่ 1, 2 และ 3 แสดงในตารางที่ 4.25 และ 4.27 ตามลำดับ

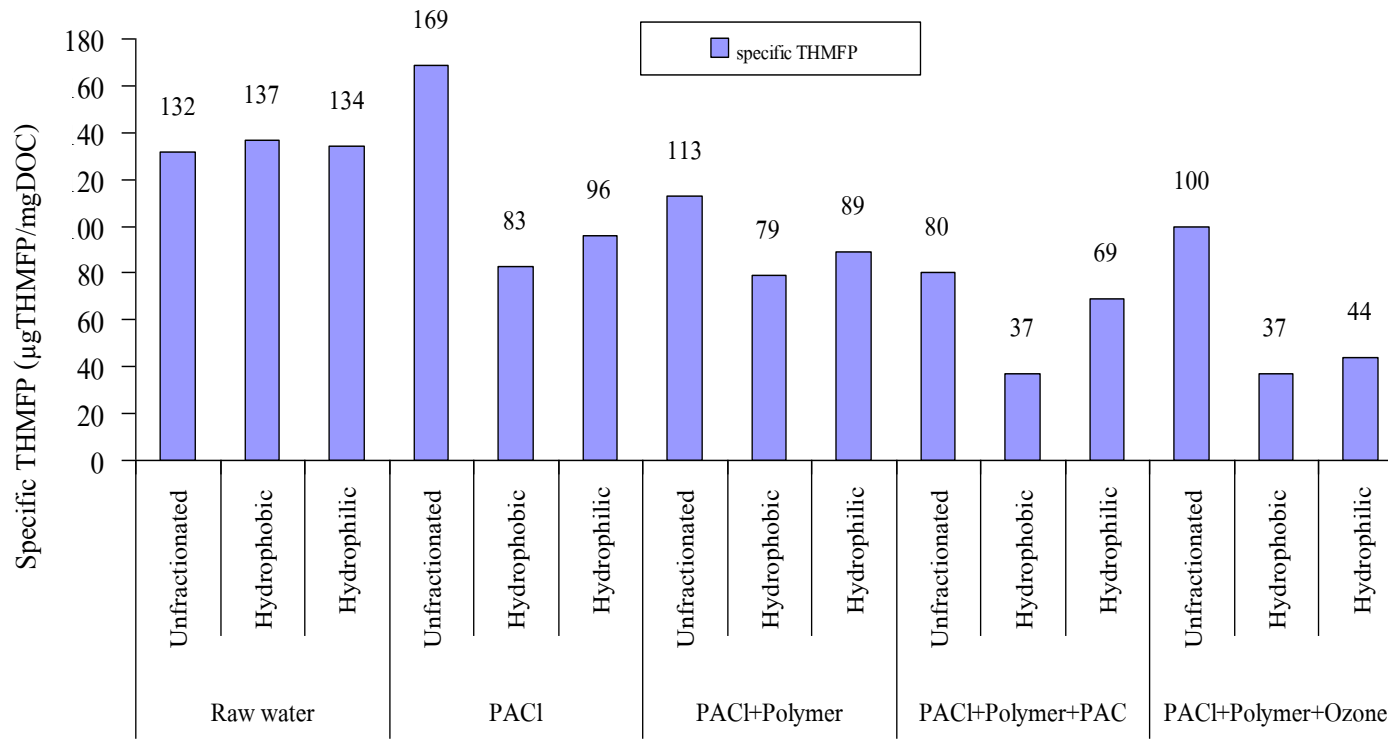
จากการศึกษาค่า Specific THMFP ในน้ำตัวอย่างจุดสูบน้ำดิบประปาในครั้งที่ 1, 2 และ 3 อาจกล่าวได้ว่า Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ polymer มีค่าสูงกว่า Specific THMFP ของน้ำดิบ เช่นเดียวกัน Specific THMFP_{HPI} ของน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ polymer มีค่าสูงกว่า Specific THMFP_{HPI} ของน้ำดิบ และ Specific THMFP_{HPO} ของน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ polymer มีค่าใกล้เคียงกับ Specific THMFP_{HPO} ของน้ำดิบ แสดงว่าสารอินทรีย์ที่เหลืออยู่ใน HPO ไม่เกิดการเปลี่ยนแปลงลักษณะเมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีน ส่วนสารอินทรีย์ที่เหลืออยู่ใน HPI หลังการบำบัดมีโอกาสก่อให้เกิดการสารก่อมะเร็งได้สูงขึ้น สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ polymer ร่วมกับ Ozone สามารถลด Specific THMFP ได้ดีทั้ง Specific THMFP, Specific THMFP_{HPI} และ Specific THMFP_{HPO} อาจกล่าวได้ว่า Ozone ลดความสามารถของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำที่ทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิด THMs ได้อย่างชัดเจน



รูปที่ 4.61 Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่1) จากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.62 Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการแฟรคชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) จากจุดสูบน้ำดิบประปา



รูปที่ 4.63 Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองและกระบวนการแฟรกชันในฤดูฝน (ครั้งที่3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา

ตารางที่ 4.25 Specific THMFP และค่า Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลอง
ของฤดูฝน (ครั้งที่1) จากจุดสูบน้ำดิบประปา

ตัวอย่างน้ำ	ฤดูกาล (ครั้งที่1)	Specific THMFP จากสูงไปต่ำ (ค่า Specific THMFP, $\mu\text{g THMFP/mg DOC}$)
Raw Water Supply	ฝน	HPI (78.5) > RAW (70.1) > HPO (66.0)
(1) PACl	ฝน	HPI (92.8) > RAW (78.3) > HPO (69.2)
(2) PACl+Polymer	ฝน	HPI (87.5) > RAW (71.8) > HPO (69.4)
(3) PACl+Polymer+PAC	ฝน	HPI (84.2) > RAW (78.8) > HPO (67.0)
(4) PACl+Polymer+Ozone	ฝน	HPO (50.8) > HPI (48.6) > RAW (43.2)

ตารางที่ 4.26 Specific THMFP และค่า Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลอง
ของฤดูแล้ง (ครั้งที่2) จากจุดสูบน้ำดิบประปา

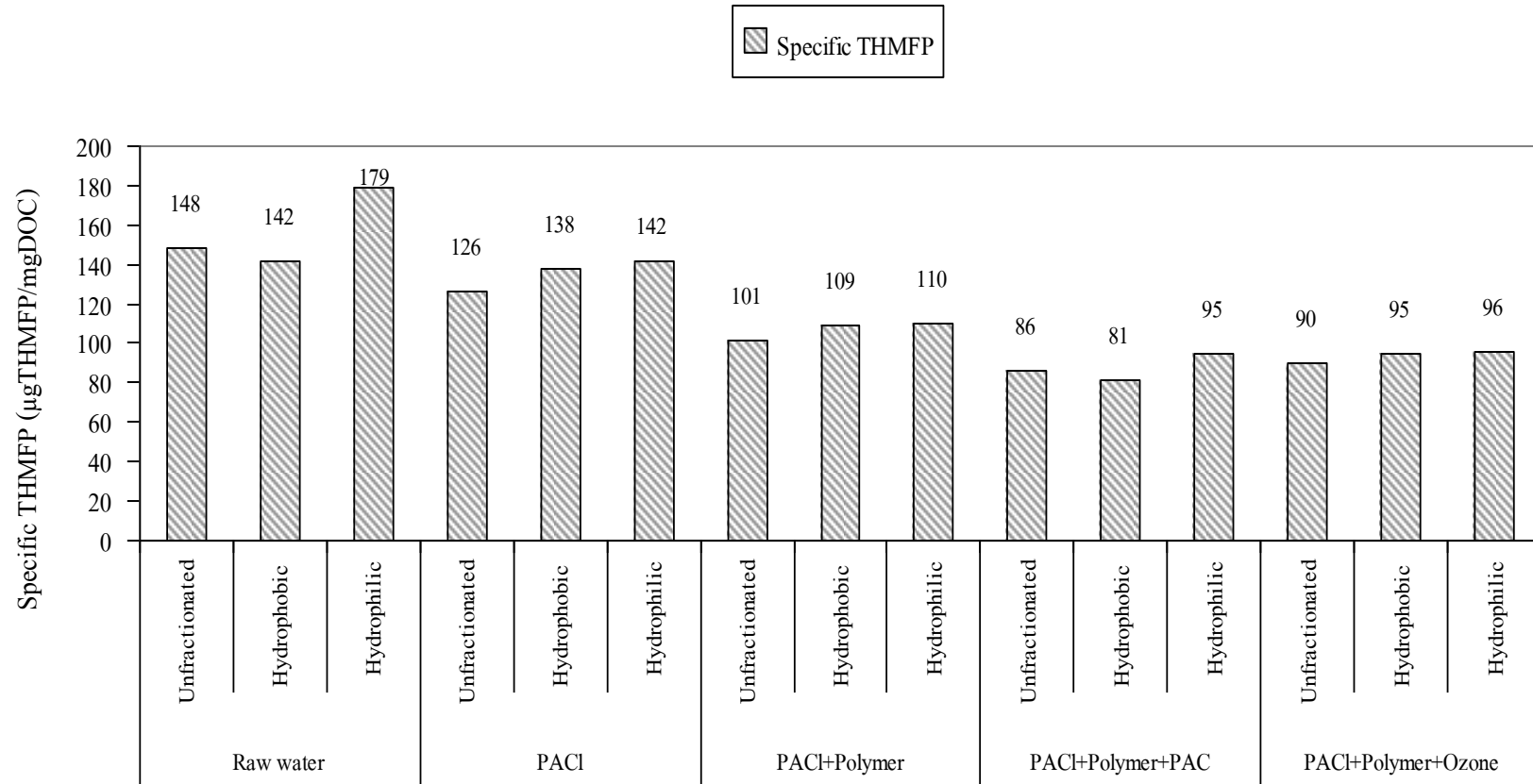
ตัวอย่างน้ำ	ฤดูกาล (ครั้งที่2)	Specific THMFP จากสูงไปต่ำ (ค่า Specific THMFP, $\mu\text{g THMFP/mg DOC}$)
Raw Water Supply	แล้ง	HPI (91.1) > RAW (80.7) > HPO (79.4)
(1) PACl	แล้ง	HPI (101.2) > RAW (80.2) > HPO (69.4)
(2) PACl+Polymer	แล้ง	HPI (108.1) > RAW (82.3) > HPO (72.6)
(3) PACl+Polymer+PAC	แล้ง	HPI (48.2) > RAW (32.5) > HPO (15.8)
(4) PACl+Polymer+Ozone	แล้ง	HPO (58.4) > HPI (45.0) > RAW (42.1)

ตารางที่ 4.27 Specific THMFP และค่า Specific THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลอง
ของฤดูฝน (ครั้งที่3) จากจุดสูบน้ำดิบประปา

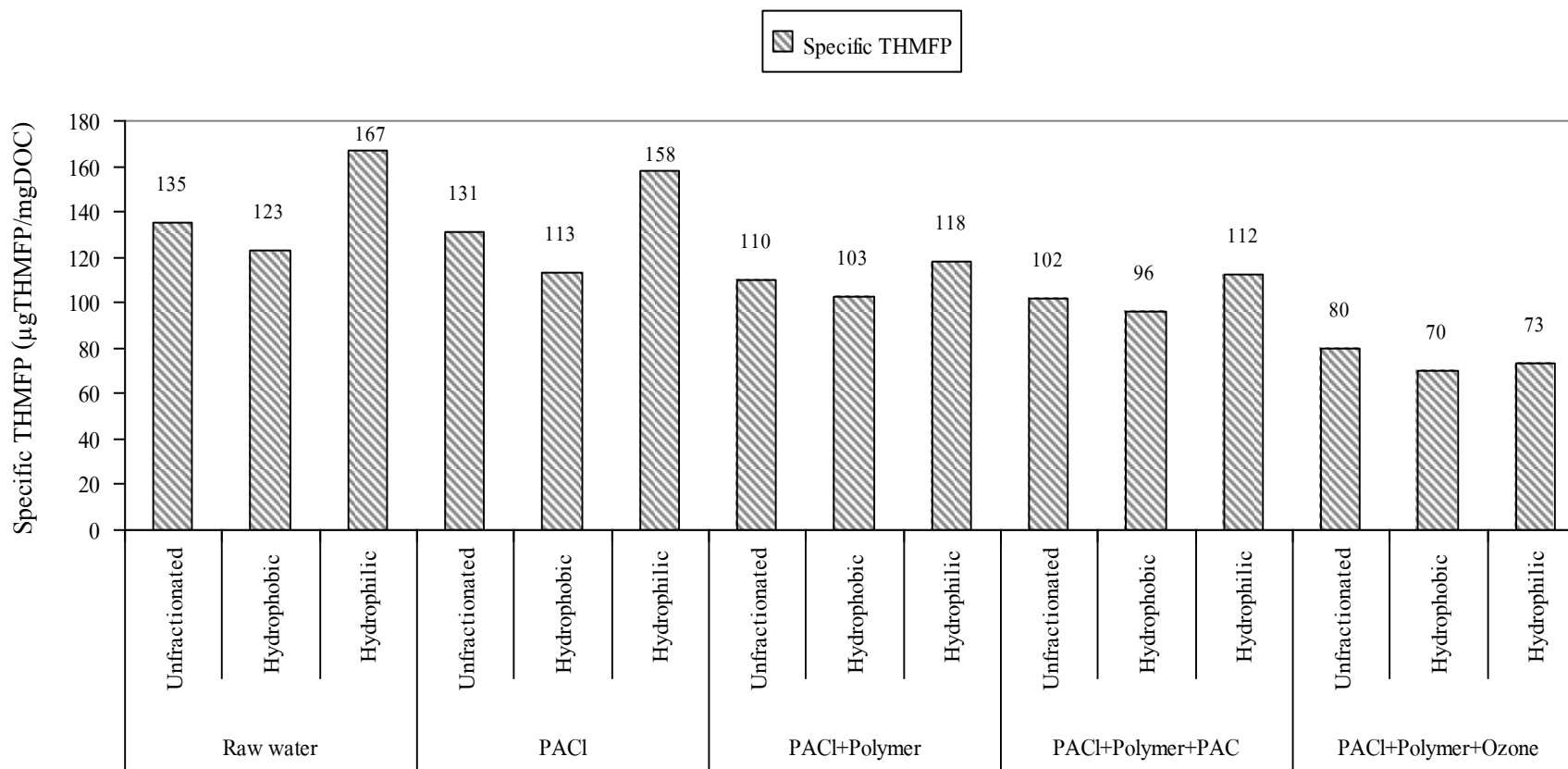
ตัวอย่างน้ำ	ฤดูกาล (ครั้งที่1)	Specific THMFP จากสูงไปต่ำ (ค่า Specific THMFP, $\mu\text{g THMFP}/\text{mg DOC}$)
Raw Water Supply	ฝน	HPO (137) > HPI (134) > RAW (132)
(1) PACl	ฝน	RAW (169) > HPI (96) > HPO (83)
(2) PACl+Polymer	ฝน	RAW (113) > HPI (89) > HPO (79)
(3) PACl+Polymer+PAC	ฝน	RAW (80) > HPI (69) > HPO (37)
(4) PACl+Polymer+Ozone	ฝน	RAW (100) > HPI (44) > HPO (37)

ส่วนผลจากการศึกษาค่า specific THMFP ในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง และน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ (1) PACl (2) PACl และ polymer (3) PACl และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACl และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า ทุกน้ำตัวอย่างมีค่า specific THMFP_{HPI} มากกว่า specific THMFP_{HPO} (รูปที่ 4.64 และ 4.65) แสดงว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPI สามารถทำปฏิกิริยากับคลอรีนเกิดเป็นสาร THMs ได้มากที่สุด สอดคล้องกับการศึกษาของ Marhaba และ Van (1999); Panyapinyopol และคณะ (2005) รายงานว่า สารอินทรีย์กลุ่ม HPI สามารถทำปฏิกิริยากับคลอรีนเกิดเป็นสาร THMFP ได้มากกว่าสารอินทรีย์กลุ่ม HPO เช่นเดียวกัน

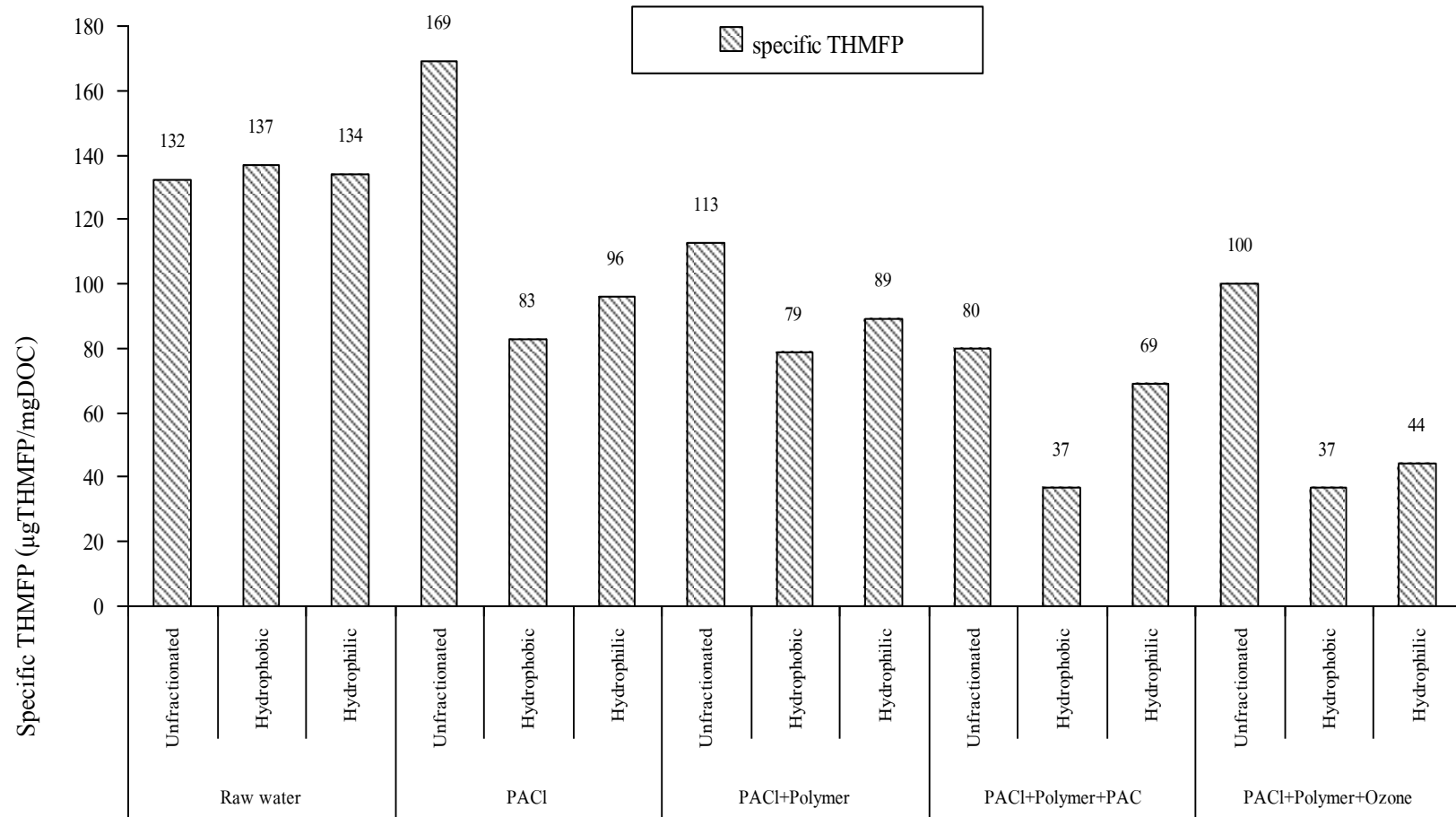
เมื่อพิจารณาค่า specific THMFP กล่าวได้ว่า น้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน โดยการใช้ PACl และ polymer ร่วมกับ PAC และการใช้ PACl และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลดค่า specific THMFP_{HPI} และ specific THMFP_{HPO} ได้ดี ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันจึงมีความจำเป็น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



รูปที่ 4.64 Specific THMFP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 1) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.65 Specific THMFP ของน้ำตัวอย่างฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) ที่ผ่านกระบวนการ โคเออกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง



รูปที่ 4.66 Specific THMFP ของน้ำตัวอย่างฤดูฝน (ครั้งที่ 3) ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

4.10 การลดลงของ FEEM

การลดลงของ Fluorescent intensity ของ humic และ fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาและน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการทดลอง เมื่อพิจารณาการลดลงผลรวมของ fluorescent intensity ของ Peak A, B และ C ซึ่งเกิดจากสารกลุ่ม tryptophan-like พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI เพียงอย่างเดียวสามารถลดค่าผลรวมของ fluorescent intensity ของสารกลุ่ม tryptophan-like จาก fluorescent intensity คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ลดลง 20-25 และการใช้ PACI ร่วมกับ PAC สามารถลดค่าผลรวมของ fluorescent intensity ของสารกลุ่มเทปโตฟานได้ 25-30 เปอร์เซ็นต์และการใช้ PACI ร่วมกับ Polymer สามารถลดค่าผลรวมของ fluorescent intensity ของสารกลุ่ม tryptophan-like ได้ 30-36 เปอร์เซ็นต์และการใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC สามารถลดค่าผลรวมของ fluorescent intensity ของสารกลุ่มเทปโตฟาน ได้ 35-40 เปอร์เซ็นต์และการใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ Ozone สามารถลดค่าผลรวมของ fluorescent intensity ของสารกลุ่ม tryptophan-like ได้ 35-45 เปอร์เซ็นต์

การใช้สาร PACI เพียงอย่างเดียวลดสารกลุ่ม tryptophan-like ได้ค่อนข้างน้อยแต่ลดสารกลุ่ม humic และ fulvic acid-like ได้ดีผลการศึกษาดังกล่าวสอดคล้องกับการศึกษาของ USEPA, (1998) ที่กล่าวว่าการโคแอกกูเลชันสามารถลด humic like และ สารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลสูงได้ดีและการใช้ Ozone ร่วมกับกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถลดสารกลุ่มฮิวมิกและฟุลวิกแอซิด ได้เป็นอย่างดี สำหรับการลดลงของ total fluorescent organic matter พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI เพียงอย่างเดียวสามารถลด total fluorescent organic matter ได้ 25-30 เปอร์เซ็นต์และการใช้ PACI ร่วมกับ PAC สามารถลด total fluorescent organic matter ได้ 30-40 เปอร์เซ็นต์ และการใช้ PACI ร่วมกับ polymer สามารถลด total fluorescent organic matter ได้ 35-40 เปอร์เซ็นต์ และการใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC สามารถลด total fluorescent organic matter ได้ 40-45 เปอร์เซ็นต์และการใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ Ozone สามารถลด total fluorescent organic matter ได้ 40-50 เปอร์เซ็นต์

สำหรับการลดลงของสารกลุ่ม humic และ fulvic acid-like พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACI เพียงอย่างเดียวสามารถลดค่า fluorescent intensity ของสารกลุ่ม humic และ fulvic acid-like ได้ร้อยละ 55-60 และการใช้ PACI ร่วมกับ PAC และการใช้ PACI ร่วมกับ polymer และการใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC สามารถลดค่า fluorescent

Intensity ของสารกลุ่ม humic และ fulvic acid-like ได้ใกล้เคียงกันประมาณร้อยละ 55 -60 และการใช้ PACI ร่วมกับ polymer และ Ozone สามารถลดค่าผลรวมของ fluorescent intensity ของสารกลุ่ม humic และ fulvic acid-like ได้ 60-65 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.67 ถึง 4.69) (ตารางที่ 4.28)

จากผลการทดลองทั้ง 3 ครั้งสามารถกล่าวได้ว่า น้ำดิบประปาบริเวณจุดสูบน้ำดิบประปา
คลองอุตะเกษามีการปนเปื้อนสารอินทรีย์ธรรมชาติกลุ่มกลุ่ม tryptophan-like และ humic และ fulvic acid-
like จากแหล่งกำเนิดที่ไม่ทราบตำแหน่งแน่นอนและแหล่งกำเนิดที่ทราบตำแหน่งแน่นอน การโคแอก
กูเลชันด้วย PACI เพียงอย่างเดียว ลดค่า fluorescent intensity ของสารกลุ่มฮิวมิกและฟลูวิกแอซิดได้ดี แต่
สามารถลดค่าสารกลุ่ม tryptophan-like ได้น้อย กระบวนการเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชันด้วย
polymer และ PAC ลด fluorescent intensity ของสารกลุ่ม humic และ fulvic acid-like ได้น้อยมาก แต่
สามารถลดค่าดังกล่าวของสารกลุ่ม tryptophan-like ได้เป็นอย่างดี และการเพิ่มประสิทธิภาพด้วย Ozone
สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการลดสารกลุ่ม tryptophan-like ได้น้อย แต่สามารถลดสารกลุ่ม humic
และ fulvic acid-like ได้ดี

ตารางที่ 4.28 ค่า Fluorescent intensities ของสารกลุ่ม tryptophan-like, humic and fulvic-like substances และ total fluorescent Intensities ของน้ำตัวอย่างผ่านกระบวนการ โคลแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสม จากจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอุตตะเกา

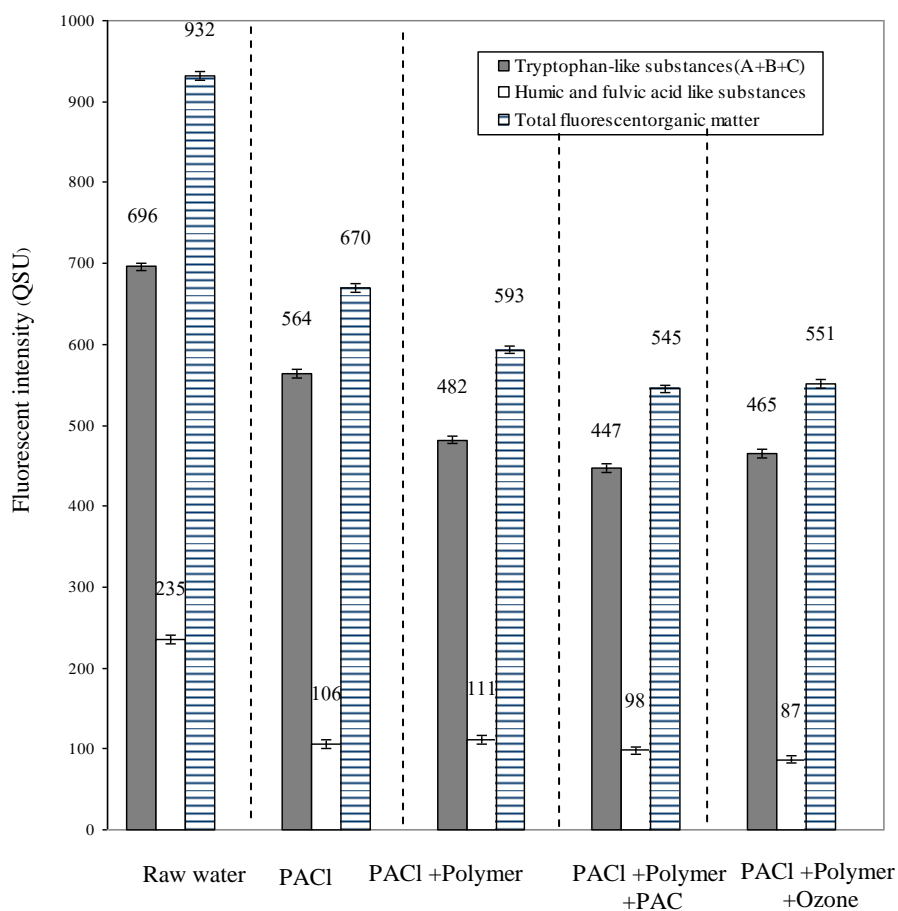
หมายเหตุ

ตัวอย่างน้ำ	Peak A (240nm _{Ex} / 350nm _{Em}) (QSU)			Peak B (280nm _{Ex} / 360nm _{Em}) (QSU)			Peak C (280nm _{Ex} / 350nm _{Em}) (QSU)			Peak D (280nm _{Ex} / 410nm _{Em}) (QSU)			Tryptophan-like substance (A+B+C)			Humic and fulvic-like substance (QSU)			Total fluorescent intensities (QSU)		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
น้ำดิบประปา	327	267	283	123	112	110	246	216	220	235	280	252	696	596	613	235	280	252	932	876	865
(1) PACl	261	213	234	103	94	98	200	175	196	106	118	110	564	482	528	106	118	110	670	599	638
(2) PACl +Polymer	216	174	218	91	84	80	174	146	165	111	113	109	482	405	463	111	113	109	593	518	572
(3) PACl +Polymer+PAC	208	156	169	81	72	75	158	134	142	98	104	95	447	362	386	98	104	95	545	467	481
(4) PACl+Polymer+Ozone	212	168	185	83	73	75	169	140	153	87	96	92	465	380	413	87	96	92	551	476	505

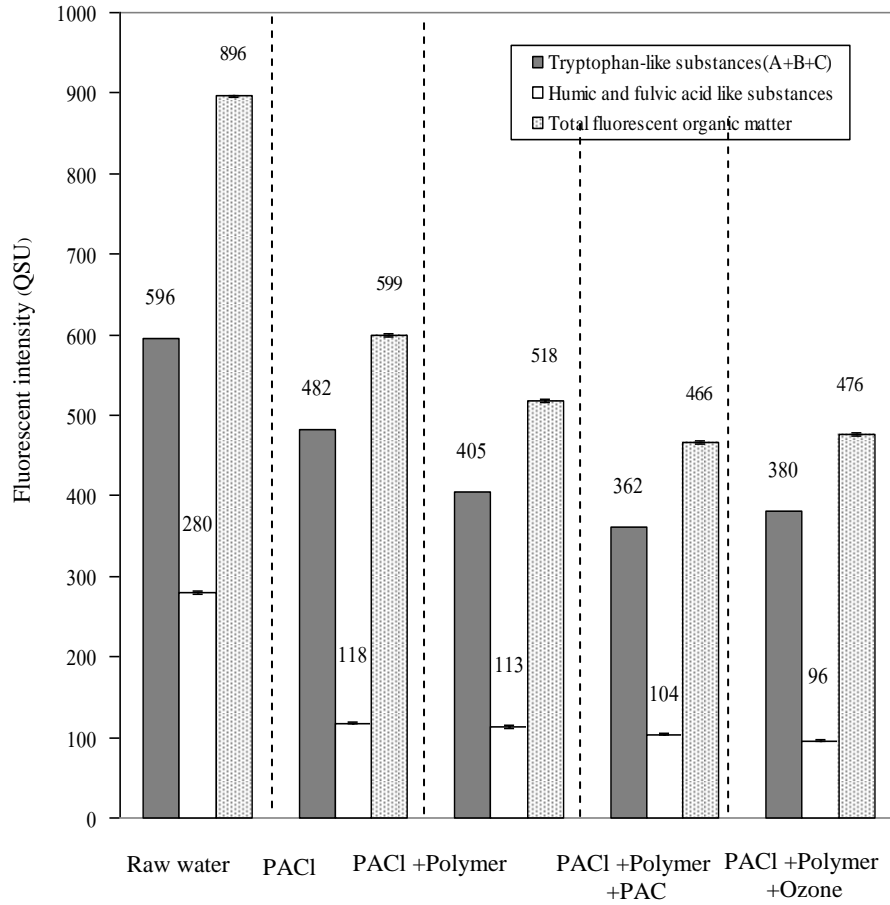
(1) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 1

(2) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2

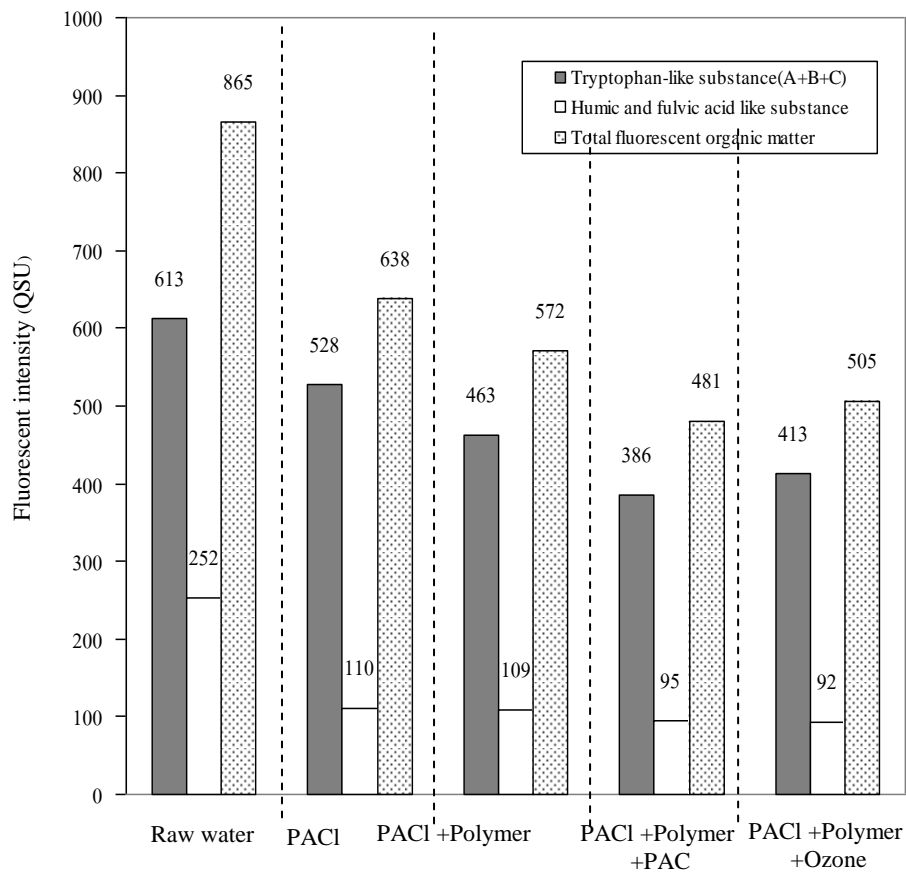
(3) = น้ำตัวอย่างจากการเก็บน้ำครั้งที่ 3



รูปที่ 4.67 Fluorescent intensities และการลดลงของ fluorescent intensities ของสารกลุ่ม tryptophan-like, humic and fulvic-like substances และ total fluorescent Intensities ของน้ำที่ผ่านการลดสารอินทรีย์ โดยการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในฤดูฝน (ครั้งที่ 1)



รูปที่ 4.68 Fluorescent intensities และการลดลงของ fluorescent intensities ของสารกลุ่ม tryptophan-like, humic and fulvic-like substances และ total fluorescent Intensities ของน้ำที่ผ่านการลดสารอินทรีย์ โดยการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)



รูปที่ 4.69 Fluorescent intensities และการลดลงของ fluorescent intensities ของสารกลุ่ม tryptophan-like, humic and fulvic-like substances และ total fluorescent Intensities ของน้ำที่ผ่านการลดสารอินทรีย์ โดยการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในถดุดสน (ครั้งที่ 3)

จากตารางที่ 4.29 แสดงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ด้วยเทคนิค FEEM ของน้ำตัวอย่างผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสมจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังตั้งที่ได้กล่าวมาแล้ว ในส่วนของการตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM ของน้ำดิบทั้ง 3 ครั้ง ซึ่งพบว่า มีค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ก่อนข้างสูงอยู่ในตำแหน่งเดียวกัน ปรากฏอยู่ 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 3 ครั้ง มาผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสมพบว่าแต่ละการทดลองมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์แตกต่างกัน ดังนั้นการตรวจวิเคราะห์สารอินทรีย์ด้วยเทคนิค FEEM จึงสามารถชี้ให้เห็นถึงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่เกิดจากกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน

สำหรับการตรวจวิเคราะห์ลักษณะกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน ได้แก่ (1) PACI (2) PACI และ polymer (3) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า ทุกน้ำตัวอย่างมีค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ก่อนข้างสูง ณ ตำแหน่งเดียวกัน ซึ่งกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันดังกล่าวข้างต้น ในการเก็บน้ำตัวอย่างครั้งที่ 1 สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like substances มีค่าเท่ากับ 64 19 75 81 และ 83 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม 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 (รูปที่ 4.70) ในการเก็บน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like substances มีค่าเท่ากับ 58 18 62 70 และ 79 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม fulvic acid-like substances ซึ่งตรวจพบในน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI เพียงอย่างเดียว และ polymer เพียงอย่างเดียวเท่านั้น โดยมีค่าเท่ากับ 66 และ 16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances เท่ากับ 40 0 48 60 และ 61 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (รูปที่ 4.71) ในการเก็บน้ำตัวอย่างครั้งที่ 3 สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic acid-like substances มีค่าเท่ากับ 61 18 62 70 และ 79 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม fulvic acid-like substances ซึ่งตรวจพบในน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI เพียงอย่างเดียว และ polymer เพียงอย่างเดียวเท่านั้น โดยมีค่าเท่ากับ 65 และ 16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances เท่ากับ 42 0 51 69 และ 72 เปอร์เซ็นต์ จากการศึกษาดังนี้ แสดงให้เห็นว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ได้ดีแต่สามารถกำจัดสารอินทรีย์

กลุ่ม tryptophan-like substances ได้น้อย หรือกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI สามารถกำจัด สารอินทรีย์ได้เพียงบางส่วนเท่านั้น แต่การใช้ polymer เพียงอย่างเดียว พบว่า สามารถกำจัดสารอินทรีย์ ทั้ง 3 กลุ่มได้น้อยมาก ส่วนการใช้ PACI และ polymer พบว่า นอกจากสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ได้ดีแล้วยังสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ได้ดีขึ้น แสดงว่า สารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances สามารถถูกดูดซับไว้บนฟล็อก และถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอนเช่นเดียวกันกับสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC พบว่าสามารถกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้ดี ยิ่งขึ้น ส่วนการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถให้ผลลัพธ์ในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มได้สูงสุด

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 6 และ 9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ครั้งที่ 1) และมี ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 4 และ 8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ครั้งที่ 2) และมีประสิทธิภาพการกำจัด สารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 5 และ 9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ครั้งที่ 3) ส่วนการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีประสิทธิภาพการ กำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 12 และ 22 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และการใช้ PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีประสิทธิภาพ การกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และ tryptophan-like substances เพิ่มขึ้น เท่ากับ 14 และ 23 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

จากผลการตรวจวัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM เมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์การกำจัดสารอินทรีย์ที่ เพิ่มขึ้นของตำแหน่ง 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 โดยตำแหน่งดังกล่าว เป็นสารที่อาจเกิดจากสารกลุ่ม humic and fulvic acid-like substances ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุล ขนาดใหญ่ และมีโครงสร้างเป็น aromatic หรือพันธะคู่ สามารถดูดกลืนแสง UV-254 ได้ดี (Edzward et al., 1995) จากลักษณะเฉพาะของสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าว จึงสามารถนำมาเปรียบเทียบกับเปอร์เซ็นต์การ กำจัดค่า UV-254 ที่เพิ่มขึ้น เมื่อใช้ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, PACI และ polymer ร่วมกับ ozone พบว่า มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดใกล้เคียงกัน และเมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์การ กำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นของตำแหน่ง peak C ด้วยการใช้ PACI และ polymer, PACI และ polymer ร่วมกับ PAC, PACI และ polymer ร่วมกับ ozone มีค่าเท่ากับ 9 24 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ครั้งที่

1) และ 8 20 และ 21 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ครั้งที่ 2) และ 8 22 และ 23 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (ครั้งที่ 3) โดยตำแหน่งดังกล่าวเป็นสารที่อาจเกิดจากสารกลุ่ม tryptophan-like substances ซึ่งเป็นสารที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก และมีโครงสร้างเป็น non-aromatic (Suksaroj et al., 2009)

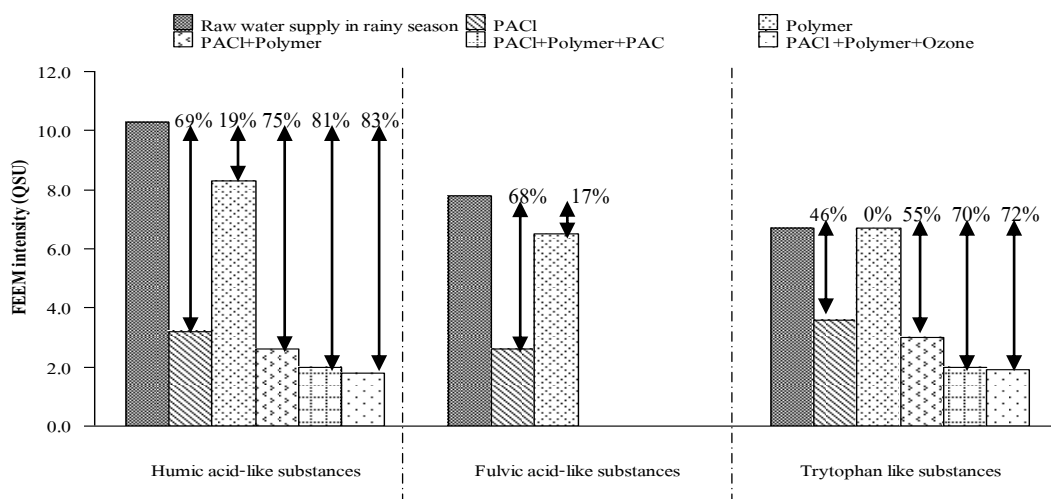
ตารางที่ 4.29 ประสิทธิภาพการกำจัด DOM ด้วยเทคนิค FEEM ของน้ำตัวอย่างผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะเหมาะสม จากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

น้ำตัวอย่าง	ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (QSU)			ประสิทธิภาพการกำจัด DOM เมื่อเปรียบเทียบกับน้ำดิบ			ประสิทธิภาพการกำจัด DOM เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบกับ PACI		
	Peak A	Peak B	Peak C	Peak A	Peak B	Peak C	Peak A	Peak B	Peak C
1. น้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 1)	10.3	7.8	6.7	-	-	-	-	-	-
(1) PACI	3.2	2.6	3.6	69	67	46	-	-	-
(2) Polymer	8.3	6.5	6.7	19	17	0	-	-	-
(3) PACI+Polymer	2.6	N.D. ⁴	3.0	75	-	55	6	-	9
(4) PACI+Polymer+PAC	2.0	N.D.	2.0	81	-	70	12	-	24
(5)PACI+Polymer+Ozone	1.8	N.D.	1.9	83	-	72	14	-	25
2. น้ำดิบฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2)	12.5	9.5	8.5	-	-	-	-	-	-
(1) PACI	5.2	3.2	5.1	58	66	40	-	-	-
(2) Polymer	10.2	8.0	8.5	18	16	0	-	-	-
(3) PACI+Polymer	4.7	N.D.	4.4	62	-	48	4	-	8
(4) PACI+Polymer+PAC	3.8	N.D.	3.4	70	-	60	11	-	20
(5)PACI+Polymer+Ozone	3.4	N.D.	3.3	79	-	61	14	-	21
3. น้ำดิบฤดูฝน (ครั้งที่ 3)	10.1	7.8	6.8	-	-	-	-	-	-
(1) PACI	3.4	2.6	3.5	61	65	42	-	-	-
(2) Polymer	8.0	6.5	6.6	18	16	0	-	-	-
(3) PACI+Polymer	2.3	N.D. ⁴	3.0	62	-	51	6	-	8
(4) PACI+Polymer+PAC	2.0	N.D.	2.0	70	-	69	12	-	22
(5)PACI+Polymer+Ozone	1.9	N.D.	1.9	79	-	72	14	-	23

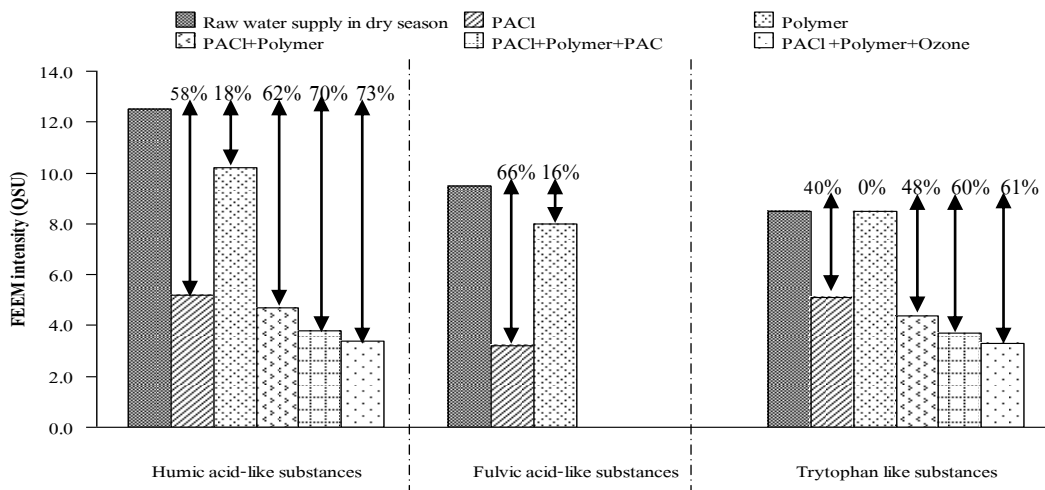
Peak A = Humic acid like substances (255nm_{Ex}/410-430nm_{Em})

Peak B = Fulvic acid like substances (240nm_{Ex}/430-440nm_{Em})

Peak C = Tryptophan like substances (260nm_{Ex}/340-350nm_{Em}) 4= Not detected (ไม่มีการตรวจพบ)



รูปที่ 4.70 เปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูฝน(ครั้งที่ 1) และน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่นที่สภาวะเหมาะสม



รูปที่ 4.71 เปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูแล้ง (ครั้งที่ 2) และน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชั่นที่สภาวะเหมาะสม

4.11 แนวทางในการประยุกต์ใช้สำหรับปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปา

ถึงแม้ว่าการใช้กระบวนการ โคแอกกูเลชันและกระบวนการ โอโซนเนชันสามารถกำจัด DOM และลดการเกิด THMFP ได้มากที่สุด แต่ในทางปฏิบัติแล้วกระบวนการ โอโซนเนชันไม่ได้ถูกใช้ในกระบวนการผลิตน้ำประปา เนื่องจากการดำเนินระบบและการบำรุงรักษามีราคาค่อนข้างสูง หากในอนาคตมีการพัฒนาเทคโนโลยีเกี่ยวกับการผลิตโอโซนมากขึ้น การใช้โอโซนจะเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจในกระบวนการผลิตน้ำประปาของประเทศไทยในอนาคต ส่วนกระบวนการ โคแอกกูเลชันเป็นกระบวนการที่ถูกใช้ในระบบผลิตน้ำประปาทั่วไป ดังนั้นการวิจัยครั้งนี้จึงใช้กระบวนการ โคแอกกูเลชันเป็นกระบวนการหลักในการกำจัด DOM และพยายามหาวิธีการหรือแนวทางในการปรับปรุงระบบการผลิตน้ำประปาให้ดีขึ้น ด้วยการเปลี่ยนหรือเพิ่มสารสร้างตะกอน สารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ โคแอกกูเลชัน ได้แก่ PACI, PACI และ polymer, และ PACI ร่วมกับ polymer และ PAC เพื่อให้อาจกำจัด DOM และ THMFP ซึ่งเป็นวัตถุประสงค์หลักของการวิจัย และจากการพิจารณาราคาของสารสร้างตะกอน พบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer, และ PACI และ polymer ร่วมกับ PAC มีราคาสารสร้างตะกอนไม่สูงมากนัก แต่ให้ประสิทธิภาพการกำจัด DOM และ THMFP มากกว่าการใช้ PACI เป็นสารสร้างตะกอนเพียงอย่างเดียว ดังแสดงในตารางที่ 3-15

ส่วนการศึกษากระบวนการ แพรกชันเพื่อแยก DOM ออกเป็น 2 กลุ่มนั้นทำให้ทราบว่า สารอินทรีย์แต่ละกลุ่มมีโอกาสก่อให้เกิดสาร 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 และมีเวลาในการเตรียมการป้องกันและแก้ไขปัญหาการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ได้ เช่น การเพิ่มปริมาณของสารสร้างตะกอนให้มากกว่าปกติหรือการเพิ่มหรือลดพีเอชในขั้นตอนการกวนเร็วสามารถช่วยลดปริมาณสารอินทรีย์ได้ และการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ โคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI และ polymer, PACI ร่วมกับ polymer และ PAC สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ให้ดีขึ้น วิธีที่แนะนำข้างต้นยังเป็นวิธีที่แนะนำไว้โดย USEPA (1999) ซึ่งเป็นวิธีที่สามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ลงได้ และเป็นวิธีที่ไม่ต้องมีการก่อสร้างหรือต้องการงบประมาณลงทุนเพิ่มจากระบบการผลิตน้ำประปาของประเทศไทยที่ใช้อยู่ในปัจจุบัน

บทที่ 5

บทสรุปและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการศึกษา

5.1.1 น้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา มีรายละเอียดดังนี้

1) สภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันของน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา มีค่าปริมาณ PACI 40 mg/L ค่า pH เท่ากับ 7 และการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเพิ่มประสิทธิภาพ มีสภาวะดังต่อไปนี้ Polymer มีความเข้มข้นเท่ากับ 1 mg/L และ ปริมาณ PAC เท่ากับ 80 mg/L และ ปริมาณ Ozone เท่ากับ 132 mg/hr ที่เวลาสัมผัส 30 นาที

2) กำจัดสารอินทรีย์โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI สามารถลด HPO ได้มากกว่า HPI โดยการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย Polymer และ Ozone สามารถลด HPO ได้ดีกว่า HPI และ การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PAC สามารถลด HPI ได้ดีกว่า HPO

3) ปริมาณสารก่อมะเร็ง พบว่าในทุกตัวอย่างน้ำ มีค่า THMFP_{HPI} มากกว่า THMFP_{HPO} และ CHCl₃ เป็นสารประกอบหลักของ THM-FP (ประมาณ 80 เปอร์เซ็นต์) รองลงมาคือ CHCl₂Br, CHClBr₂ และ CHClBr₂ ตามลำดับ

4) การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย Polymer และ PAC หรือ Ozone สามารถลด THMFP_{HPO} ได้มากกว่า THMFP_{HPI} ในทุกกระบวนการทดลอง

5) การลดสารประกอบ THM-FP ในทุกกระบวนการทดลองมีเปอร์เซ็นต์การลดลงของ HPO มากกว่า HPI และ การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer และ PAC และ การโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ Polymer และ Ozone สามารถลดสารประกอบของ THM-FP ได้ตามกำหนดของ WHO (1994)

6) Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) ของตัวอย่างน้ำดิบและน้ำดิบที่ผ่านกระบวนการแฟรกชัน ตรวจพบตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่มีค่าสูงอย่างชัดเจนที่ตรวจพบทั้งสี่ตำแหน่ง Peak A: 240nm_{Ex}/350nm_{Em} Peak B: 260nm_{Ex}/360nm_{Em} Peak C: 280nm_{Ex}/350nm_{Em} Peak D: 280nm_{Ex}/410nm_{Em} ซึ่งเป็นตัวแทนของ Humic and fulvic acid-like substance และ peak A, B และ C เป็นตัวแทนของกลุ่ม Tryptophan-like substance

7) การลดลงของ FEEM พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI เพียงอย่างเดียวสามารถลดสารกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance ได้ดีแต่ลดสารกลุ่ม Tryptophan-like substance ได้น้อย การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย Polymer และ PAC สามารถเพิ่มการลดลงของกลุ่ม Tryptophan-like substance ได้ดีและ Ozone การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย สามารถลดสารกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance ได้ดีกว่า Tryptophan-like substance

5.1.2 น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง มีรายละเอียดดังนี้

1) ผลการหาสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน เมื่อพิจารณาในด้านประสิทธิภาพการกำจัด DOM ซึ่งเป็นวัตถุประสงค์หลักของการศึกษา พบว่า (1) PACI 20 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 (2) PACI 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 (3) PACI 20 mg/L และ Polymer 0.1 mg/L ร่วมกับ PAC 10 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 และ (4) PACI 20 mg/L และ polymer 0.1 mg/L ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone อัตราคงที่เท่ากับ 132 mg/hr ระยะเวลาสัมผัส 30 นาที เป็นสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันในน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

2) ประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน พบว่า แต่ละการทดลองสามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ดังนี้ การใช้ PACI เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC เท่ากับ 89 64 และ 50 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน 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 แสดงว่าการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ได้เพิ่มขึ้น และกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันให้ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น UV-254 และ DOC ได้สูงสุด และในทุกการทดลองสามารถกำจัดค่า UV-254 ได้ดีกว่า DOC จึงสรุปได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO (humic) ได้มากกว่ากลุ่ม HPI (non-humic)

3) FEEM ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชัน 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

4) เมื่อนำน้ำตัวอย่างมาผ่านกระบวนการแฟรกชัน เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัด DOC_{HPI} และ DOC_{HPO} เท่ากับ 41 และ 55 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

5) การลดลงของ $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ หลังผ่านกระบวนการแฟรกชันพบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้ PACI เพียงอย่างเดียวสามารถลดการเกิด $THMFP_{HPI}$ และ $THMFP_{HPO}$ เท่ากับ 49 และ 59 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 และการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการโอโซนเนชันสามารถลด $THMFP$ ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้สูงสุด และทุกการทดลองของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันสามารถลด $THMFP$ ซึ่งเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้ดีกว่า HPI

6) การวิเคราะห์สารประกอบ THMFP พบว่า ทุกน้ำตัวอย่างมีค่าสัดส่วนของสารประกอบ THMs กลุ่ม Chloroform มากที่สุด (> 90 เปอร์เซ็นต์ของสัดส่วนทั้งหมด) เมื่อเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสาร THM-FP ในน้ำตัวอย่างฤดูฝนและฤดูแล้งกับค่ามาตรฐานของ USEPA และ WHO พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ (1) PACI เพียงอย่างเดียว สามารถลดค่า THMFP ให้ต่ำกว่าค่ามาตรฐานกำหนด ส่วนการใช้ (2) PACI และ polymer (3) PACI และ polymer ร่วมกับ PAC และ (4) PACI และ polymer ร่วมกับ ozone สามารถลด THM-FP ให้มีค่าต่ำกว่ามาตรฐาน ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนเนชันสามารถลดโอกาสเสี่ยงต่อการได้รับสาร THMs ในระดับที่ต่ำกว่าค่ามาตรฐานของ USEPA และ WHO กำหนด

5.2 ข้อเสนอแนะ

จากผลการทดลองของการศึกษาลักษณะของน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาและอ่างเก็บน้ำศรีตรัง โดยแสดงการกระจายของสารอินทรีย์และค่า THMFP และสารประกอบ THMFP และค่า Specific THMFP และลักษณะของกลุ่มสารอินทรีย์ที่ตรวจพบโดยวิธี FEEM มีผลการทดลองซึ่งเป็นองค์ความรู้ที่สามารถนำไปใช้งานได้อย่างชัดเจนรวมถึงความสามารถของการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำที่แสดงออกมาในการทดลอง อย่างไรก็ตามเพื่อความสมบูรณ์ในการศึกษาต่อไปในอนาคตควรมีการเพิ่มรายละเอียดในการศึกษาดังนี้

1) การใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับสารเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันเพื่อลดสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ เช่น ถ่านกัมมันต์แบบประเภทต่างๆ หรือ กระบวนการกรองด้วย เมมเบรน เพื่อเป็นอีกทางเลือกหนึ่งในการประยุกต์ใช้กับระบบการผลิตน้ำประปา

2) ศึกษาผลกระทบทางด้านระบาดวิทยา ที่เกิดจากสารประกอบ THMFP ที่คงเหลือในน้ำประปา เพื่อเปรียบเทียบกับน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลอง เพื่อแสดงถึงความจำเป็นในการเพิ่มประสิทธิภาพการลดสารอินทรีย์ตั้งต้นในน้ำดิบประปาเพื่อลดสารก่อมะเร็ง

3) การใช้สารเพิ่มประสิทธิภาพ เพื่อลดสารกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance เนื่องจากในทุกกระบวนการทดลองในการศึกษานี้ ลดสารกลุ่ม Tryptophan-like substance ได้ดีแต่ลดสารกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance ได้เพียงเล็กน้อย

4) ศึกษาแหล่งที่มาแบบทราบตำแหน่งและไม่ทราบตำแหน่ง ที่เป็นต้นเหตุของการปนเปื้อนสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ตลอดจนความเป็นไปได้ในการย้ายตำแหน่งจุด

สูบน้ำดิบประปาใหม่เพื่อลดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ณ แหล่งกำเนิด รวมถึงค่าใช้จ่ายด้านสารเคมีในการบำบัดของระบบการผลิตน้ำประปา

เอกสารอ้างอิง

- กมลนาวิน อินทนูจิตร, ชัยศรี สุขสาโรจน์, พยอม รัตนมณี, สุรพงษ์ วัฒนะจิระ และจรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์. 2552. การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. 25-27 มีนาคม 2552. นครราชสีมา: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.
- กมลนาวิน อินทนูจิตร. 2552. การกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มขบวนการและไม่ชอบน้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- กษมล บัวแก้ว และกอบแก้ว คงแก้ว. 2552. การลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาด้วยกระบวนการตกตะกอนทางเคมีร่วมกับถ่านกัมมันต์แบบผง. รายงานการวิจัย. ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- คูลยา ศรีโยม และพาเกียรติ ขยันยิ่ง. 2546. การหาปริมาณสารเคมีที่เหมาะสมในการผลิตน้ำประปากรณีศึกษา น้ำจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. รายงานการวิจัย. ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- ต่อตระกูล วัฒนวรกิจกุล. 2548. การกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยถ่านกัมมันต์แบบเกร็ด. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- นิวัฒน์ มุหมิน, 2551. การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยระบบสัมผัสกรณีศึกษาอ่างเก็บน้ำศรีตรังมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. รายงานการวิจัย. ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- นิวัฒน์ มุหมิน, กมลนาวิน อินทนูจิตร, จรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์, สุรพงษ์ วัฒนะจิระ และชัยศรี สุขสาโรจน์. 2551. การลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยการกรองสัมผัส. การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ครั้งที่ 6. 8-9 พฤษภาคม 2551. สงขลา.
- บุญฤทธิ์ ปัญญาภิญโณผล, วรพจน์ กนกกันตพงษ์ และ ประเสริฐ ภาสันต์. 2549. สารก่อดมะเร็งในน้ำประปา. **Thai Environmental Engineering Management: Water Treatment** 3 (1).

- ปรภาภรณ์ ผาติสุนทร. 2546. ระบบนาโนฟิลเตรชันขนาดทดสอบสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำประปา. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ปวีตร ชัยวิสิทธิ์. 2548. การประเมินประสิทธิภาพของระบบประปาและความพึงพอใจของผู้ใช้น้ำในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- พรรณธิพา ไชยมงคล, ธัญสิกรณ์ จันทร์หอม และสุรพงษ์ วัฒนะจิระ. 2551. การสำรวจลักษณะสารอินทรีย์ละลายน้ำของน้ำในกระบวนการผลิตน้ำประปาอ่างแก้ว มหาวิทยาลัยเชียงใหม่. การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ครั้งที่ 6. 8-9 พฤษภาคม 2551. สงขลา.
- พรศักดิ์ สมรไกรสรกิจ. 2552. กระบวนการโคแอกกูเลชันและฟล็อกกูเลชัน.(ออนไลน์) ค้นหาได้จาก http://www.mwa.co.th/ewt/mwa_internew/download/prd01/water_echnology/pdf_water_treatment_plant/coagulation.pdf. (1 ตุลาคม 2552).
- มันสิน ตันทุลเวศม์. 2542. วิศวกรรมการประปาเล่ม 1. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ:สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 116-184.
- มันสิน ตันทุลเวศม์. 2542. วิศวกรรมการประปาเล่ม 2. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ:สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 134-169.
- มาตรฐานคุณภาพน้ำแหล่งน้ำผิวดิน. 2535. ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 8 พ.ศ. 2537.
- เขาวมาลัย สุดาจันทร์, วิทยา โพธิ์เย็น, ชัยศรี สุขสาโรจน์ และจรงค์พันธ์ มุสิกะวงส์. 2551. การจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำด้วยการวิเคราะห์โดยสเปคโตรฟลูออโรมิสทรีและการปรับปรุงคุณภาพน้ำจากอ่างเก็บน้ำ. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 7. 12-14 มีนาคม 2551.
- อัครวินท์ พุ่มไพศาลชัย. 2548. การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติชนิดชอบน้ำและไม่ชอบน้ำในอ่างเก็บน้ำโดยโคแอกกูเลชันที่ใช้สารส้ม. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- อาถิณี ละใบจิ. 2552. การปรับปรุงคุณภาพน้ำด้วยระบบกรองสามชั้นชนิดสารกรอง 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 mater 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 desupersation 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.

- Edzaward, 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. Chularongkorn 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.
- Jacangelo, 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. Chulalongkorn 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 Maccarthy** 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 PCR-DGGE. **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., Nakaijima, 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. **Jurnal 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 prepartive 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 Bengraine, 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. Chularongkorn 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.
- Siripanpong, 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 ^{13}C 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 AL_{13} -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.

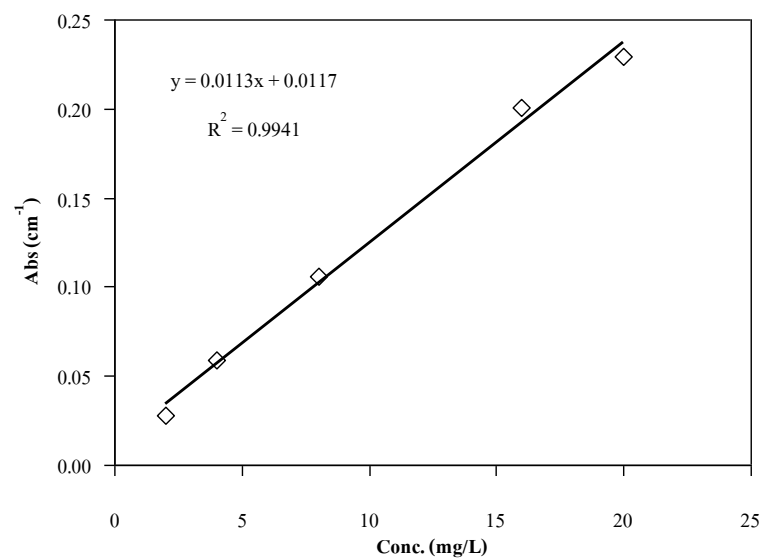
ภาคผนวก

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



รูปที่ ก.1 Calibration curve ของ free chlorine residual

Calibration [X]

Std. #	Use	Concentration (ppm)	Volume (ml)	Area Counts per Rep
1	<input checked="" type="checkbox"/>	0.000	10.000	Rep 1 - 1271
2	<input checked="" type="checkbox"/>	5.000	10.000	Rep 1 - 51496
3	<input checked="" type="checkbox"/>	10.000	10.000	Rep 1 - 96620
4	<input checked="" type="checkbox"/>	15.000	10.000	Rep 1 - 145612
5	<input checked="" type="checkbox"/>	20.000	10.000	Rep 1 - 200199

Cal. Mode: TC TOC TC

Allow Editing: Yes No

RF Calculation: Automatic Manual

RF (ugC/k-cts): 0.000

R² Value: 0.9998

Offset (ugC): 0.000

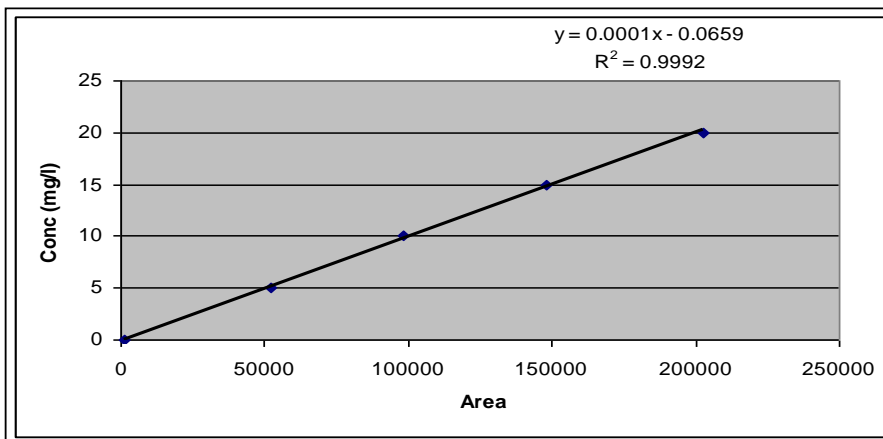
Offset (cts): 0

Calibration: 210752p

New Open... Save Save As... Delete... Print

OK Cancel Help

Conc	Area
0	1287
5	52238
10	98213
15	148230
20	202867



รูปที่ ๓.2 Calibration curve ของ TOC, DOC

Method: C:\HPCHEM\1\METHODS\WINTHMI.M of 8/5/2009 2:00:06 PM

Zero: 0.0 (Off)
 Range: 0
 Fast Peaks: Off
 Attenuation: 0

Zero: 0.0 (Off)
 Range: 0
 Fast Peaks: Off
 Attenuation: 0

COLUMN COMP 1
 Derive from back detector

COLUMN COMP 2
 Derive from front detector

POST RUN
 Post Time: 0.00 min

TIME TABLE
 Time Specifier Parameter & Setpoint

7673 Injector

Front Injector:
 No parameters specified

Back Injector:
 Sample Washes 3
 Sample Pumps 5
 Injection Volume 1.0 microliters
 Syringe Size 10.0 microliters
 PostInj Solvent A Washes 3
 PostInj Solvent B Washes 0
 Viscosity Delay 0 seconds
 Plunger Speed Fast
 PreInjection Dwell 0.00 minutes
 PostInjection Dwell 0.00 minutes

Method: C:\NPCHEM\1\METHODS\WINTHML.M of 8/5/2009 2:00:06 PM

 Calibration Table

THMs for Bromoflorobenzene 400 ug/L

Calib. Data Modified : 8/5/2009 2:00:01 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	Sig	Amount [ug/L]	Area	Amt/Area	Ref Grp	Name
0.598	1	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		
0.687	1	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		
1.029	1	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		
1.235	1	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		

Method: C:\HPCHEM\1\METHODS\WINTHML.M of 8/5/2009 2:00:06 PM

RetTime [min]	Lvl Sig	Amount [ug/L]	Area	Amt/Area	Ref	Grp Name
1.461	1	400.00000	922.00507	4.33837e-1	I1	Bromofluorobenzene
	2	400.00000	924.75024	4.32549e-1		
	3	400.00000	932.40399	4.28999e-1		
	4	400.00000	927.80762	4.31124e-1		
	5	400.00000	934.72882	4.27932e-1		
	6	400.00000	929.16492	4.30494e-1		
	7	400.00000	927.85150	4.31103e-1		

=====
Peak Sum Table
=====

No Entries in table
=====

PACl Dosage (mg/L)	ฤดูฝน (ครั้งที่1)				ฤดูแล้ง (ครั้งที่2)				ฤดูฝน (ครั้งที่3)			
	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction
Blank#	0.063	-	3.1	-	0.095	-	4.3	-	0.063	0	3.22	0
10	0.028	56	1.8	42	0.040	58	2.3	45	0.024	61.90	1.19	63.04
20	0.024	62	1.6	48	0.033	65	2.0	52	0.018	71.43	1	68.94
30	0.027	57	2.0	38	0.039	59	2.4	43	0.022	65.08	1.63	49.38
40	0.030	52	2.1	32	0.042	56	2.6	38	0.025	60.32	1.7	47.20

ตารางที่ ข.1 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 10-50 mg/L ในน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

50	0.032	48	2.4	25	0.048	49	2.8	34	0.027	57.14	1.79	44.41
----	-------	----	-----	----	-------	----	-----	----	-------	-------	------	-------

ตารางที่ ข.2 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 10-50 mg/L ร่วมกับ polymer 0.1mg/L ในน้ำตัวอย่างจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

ตารางที่ ข.3 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 10-50 mg/L ร่วมกับ polymer 0.1mg/L และ PAC 10-25 mg/L

PACl+ Dosage (mg/L)	กอดฝา (ครึ่งที่ 1)				กอดเส็ง (ครึ่งที่ 2)				กอดฝา (ครึ่งที่ 3)			
	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	mg/L DOC	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	mg/L DOC	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	mg/L DOC	Percentage of DOC reduction
Blank#	0.062	60	3.2	59	0.063	65	4.6	62	0.063	65.08	3.2	56.52
70	0.029	68	1.4	64	0.030	68	1.5	66	0.029	69.84	1.19	63.84
20	0.027	73	0.93	34	0.034	74	1.8	33	0.018	77.78	0.9	78.04
30	0.027	57	1.6	51	0.039	59	2.0	53	0.022	65.08	1.63	49.38
40	0.028	55	1.7	49	0.043	55	2.2	49	0.025	60.32	1.7	47.20
50	0.033	47	1.7	46	0.049	48	2.2	48	0.027	57.14	1.79	44.41

ตารางที่ ข.4 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 10-50 mg/L ร่วมกับ polymer 0.1mg/L และ ร่วมกับ ozone 72-132mg/hr

PACI+ PBAglr Dosage (mg/L)	ฤกษ์ผน (คหรงท๑)				ฤกษ์ผน (คหรงท๒)				ฤกษ์ผน (คหรงท๓)			
	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV- 254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction
Blank#	0.112 0.063	0	10.7	0	0.238	0	6.3	0	0.238	0	4.52	0
10	0.085 0.024	24 63	6.2	38	0.154	56	2.8	57	0.124	47.90	2.134	52.58
20	0.082 0.018	27	6.0	39	0.153	54	2.7	64	0.148	50.42	2	58.54
30	0.067 0.021	40	5.5	48	0.155	58	2.8	63	0.154	52.18	1.83	57.78
40	0.059 0.026	47	5.7	57	0.137	52	2.4	69	0.153	52.92	1.8	60.00
50	0.027	58	1.8	45	0.038	58	2.3	46	0.027	57.14	1.79	44.41

ตารางที่ ข.5 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 10-50 mg/L ในน้ำตัวอย่างจากคลองอู่ตะเภา

ตารางที่ ข.6 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACI 10-50 mg/L ร่วมกับ polymer 1mg/L ในน้ำตัวอย่างจากคลองอู่ตะเภา

50	0.056	50	4.9	54	0.108	53	3.0	57	0.109	54.20	1.7	62.22
PACl Dosage (mg/L)	ฤดูฝน (ครั้งที่1)				ฤดูแล้ง (ครั้งที่2)				ฤดูฝน (ครั้งที่3)			
	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction
Blank#	0.112	0	10.7	0	0.228	0	6.9	0	0.238	0	4.5	0
10	0.054	52	2.6	75	0.101	56	4.4	36	0.101	57.56	1.934	57.02
20	0.053	53	2.1	80	0.087	62	3.4	51	0.087	63.45	1.744	61.24
30	0.051	54	1.7	84	0.086	62	2.4	66	0.086	63.87	1.423	68.38
40	0.05	55	1.4	87	0.083	64	1.9	73	0.083	65.13	1.606	64.31
50	0.049	56	2.3	79	0.071	69	1.7	76	0.075	68.49	1.291	71.31

ตารางที่ ข.7 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 10-50 mg/L ร่วมกับ polymer 1mg/L และ PAC 80 mg/L จากคลองอุตตะเกา

PACl Dosage (mg/L)	ฤดูฝน (ครั้งที่1)				ฤดูแล้ง (ครั้งที่2)				ฤดูฝน (ครั้งที่3)			
	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction
Blank#	0.112	0	10.7	0	0.228	0	2.8	59	0.238	0	4.5	0
10	0.085	24	6.6	38	0.114	50	6.9	0	0.109	54.20	2.2	51.11
20	0.082	27	6.6	38	0.112	51	5.8	15	0.102	57.14	1.9	57.78
30	0.067	40	5.5	48	0.11	52	5.6	18	0.099	58.40	1.8	60.00
40	0.059	47	5.1	52	0.11	52	5.3	23	0.087	63.45	1.7	62.22
50	0.056	50	4.9	54	0.108	53	4.4	36	0.082	65.55	1.75	61.11

ตารางที่ ข.8 UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ถูกกำจัด ที่ pH 7 กับปริมาณ PACl 10-50 mg/Lร่วมกับ polymer 1mg/Lและ ozone 132 mg/Lจากคลองอุ้มเตา

PACl Dosage (mg/L)	ฤดูฝน (ครั้งที่1)				ฤดูแล้ง (ครั้งที่2)				ฤดูฝน (ครั้งที่3)			
	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction	UV-254 (cm ⁻¹)	Percentage of UV-254 reduction	DOC mg/L	Percentage of DOC reduction
Blank#	0.112	0	10.7	0	0.228	0	6.9	0	0.238	0	4.5	0
10	0.078	30	4.4	58	0.214	6	4.4	36	0.085	64.29	1.4	68.89
20	0.051	54	4.3	60	0.101	56	4.0	42	0.09	62.18	1	77.78
30	0.037	67	4.2	61	0.072	68	2.7	61	0.051	78.57	0.93	79.33

ภาคผนวก ค

ความสัมพันธ์ระหว่างดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติกับ THMFP

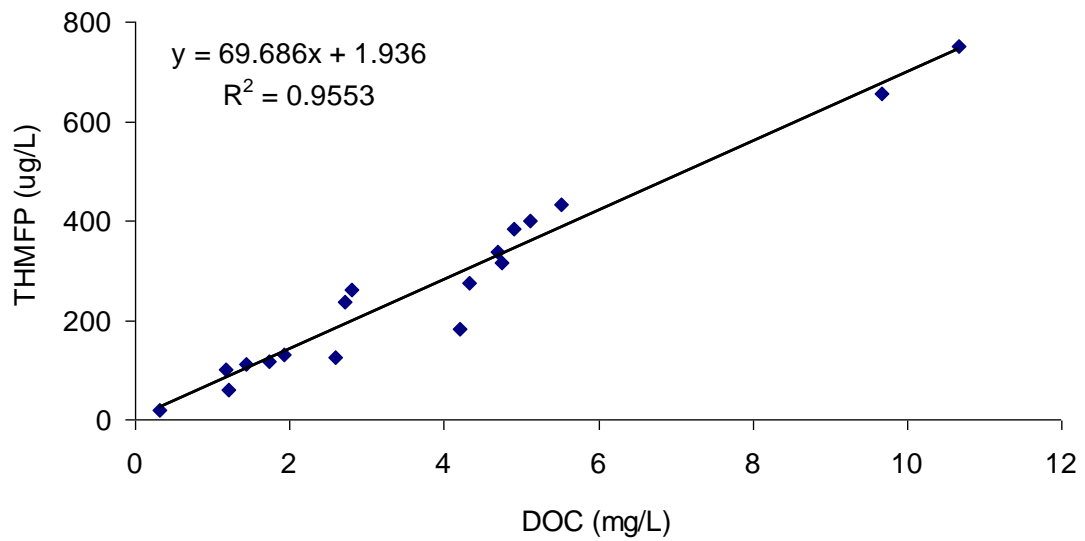
ความสัมพันธ์ระหว่างดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติกับ THMFP

ในการพิจารณาหาความสัมพันธ์ระหว่างดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ เช่น DOC, UV-254 และ SUVA กับ THMFP มีจุดมุ่งหมายเพื่อให้ดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติทำนายปริมาณของ THMFP ของน้ำตัวอย่างจากคลองอุตะเถา

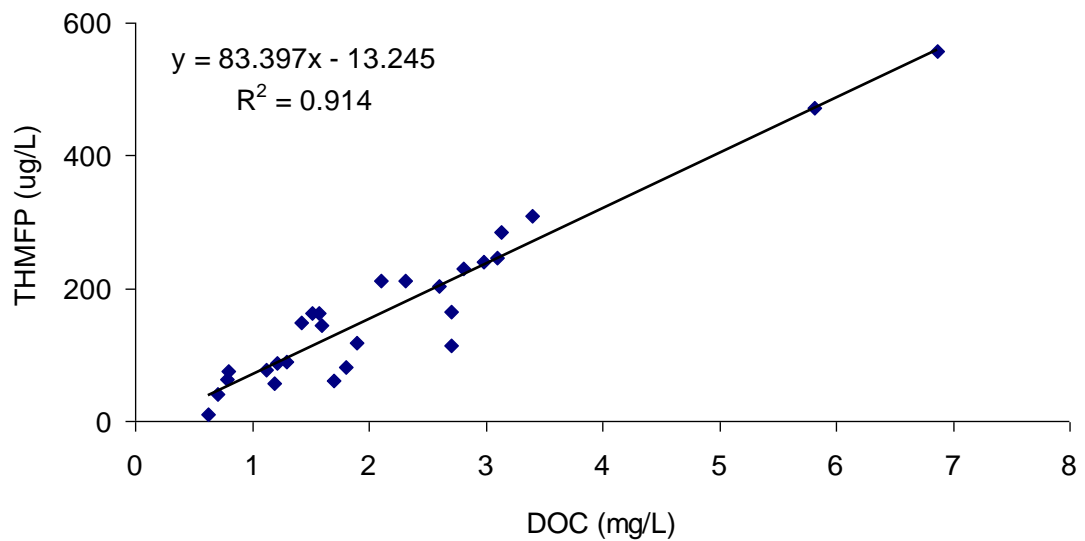
American Water Work Association (AWWA, 1993) ได้จำแนกระดับความสัมพันธ์ออกเป็น 4 ประเภท เมื่อค่าของความสัมพันธ์ (R^2) > 0.9 เป็นระดับความสัมพันธ์ดี เมื่อค่าความสัมพันธ์มีค่า $0.7 < R^2 < 0.9$ เป็นระดับความสัมพันธ์ปานกลาง เมื่อค่าระดับความสัมพันธ์มีค่าเป็น $0.5 < R^2 < 0.7$ เป็นระดับความสัมพันธ์พอใช้ และเมื่อค่าระดับความสัมพันธ์เป็น $R^2 < 0.5$ เป็นระดับความสัมพันธ์ไม่ดี สำหรับการพิจารณาระดับความสัมพันธ์ที่ไม่ดีนั้น จะไม่นำมาแสดงผล เนื่องจากค่าความชัน (slope) และค่า intercept ของสมการไม่เป็นที่ยอมรับ

ความสัมพันธ์ระหว่างดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันของคลองอุตะเถาแสดงในรูปที่ ง.1 และ ง.2 และในตารางที่ ง.1 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง DOC, UV-254 และ SUVA กับ THMFP โดยที่ค่าความสัมพันธ์ (R^2) ระหว่าง DOC กับ THMFP ในฤดูฝนและฤดูแล้งมีค่าเท่ากับ 0.9553 และ 0.914 ตามลำดับ ซึ่งเป็นระดับความสัมพันธ์ดี เมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับ THMFP โดยค่า R^2 ในฤดูฝนและฤดูแล้งมีค่าเท่ากับ 0.9494 และ 0.8685 ตามลำดับ เป็นระดับความสัมพันธ์ดีและปานกลางตามลำดับ และความสัมพันธ์ระหว่าง SUVA กับ THMFP ในฤดูฝนและฤดูแล้งมีค่า $R^2 < 0.5$ ซึ่งเป็นระดับความสัมพันธ์ไม่ดี

จากผลการศึกษาระดับความสัมพันธ์ระหว่างดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ กับ THMFP พบว่าระดับความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP มีระดับความสัมพันธ์ดีที่สุด ดังนั้น DOC จึงเหมาะสมที่สุดในการอธิบายปริมาณ THMFP ที่เกิดขึ้น อย่างไรก็ตามความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับ THMFP ซึ่งมีระดับความสัมพันธ์ดี ก็สามารถนำมาใช้ในการพิจารณาปริมาณการเกิด THMFP ของน้ำจากคลองอุตะเถาได้

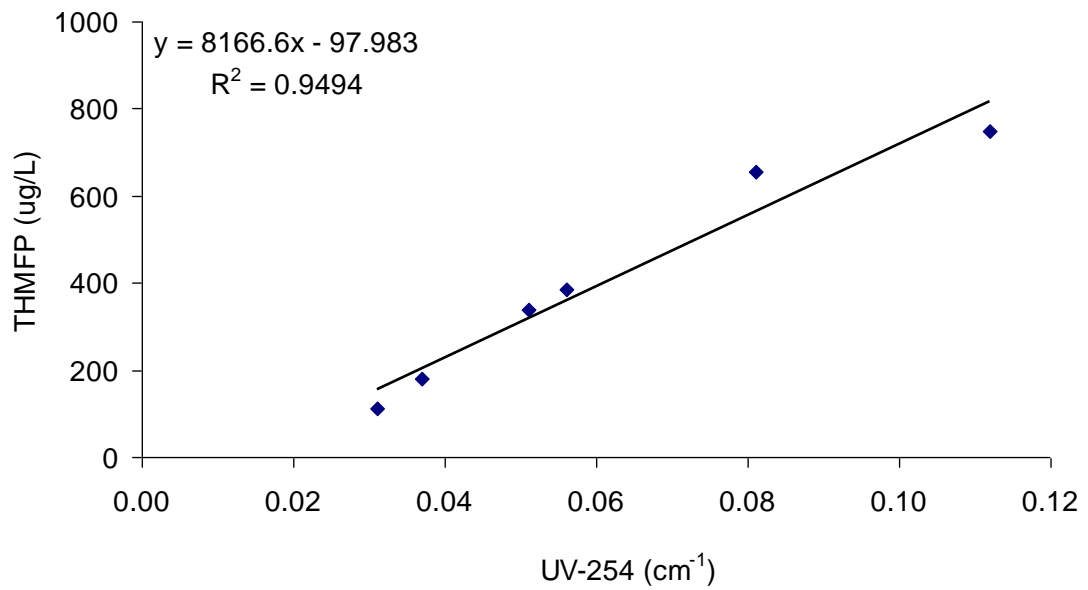


1.ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP ของน้ำตัวอย่างในฤดูฝน

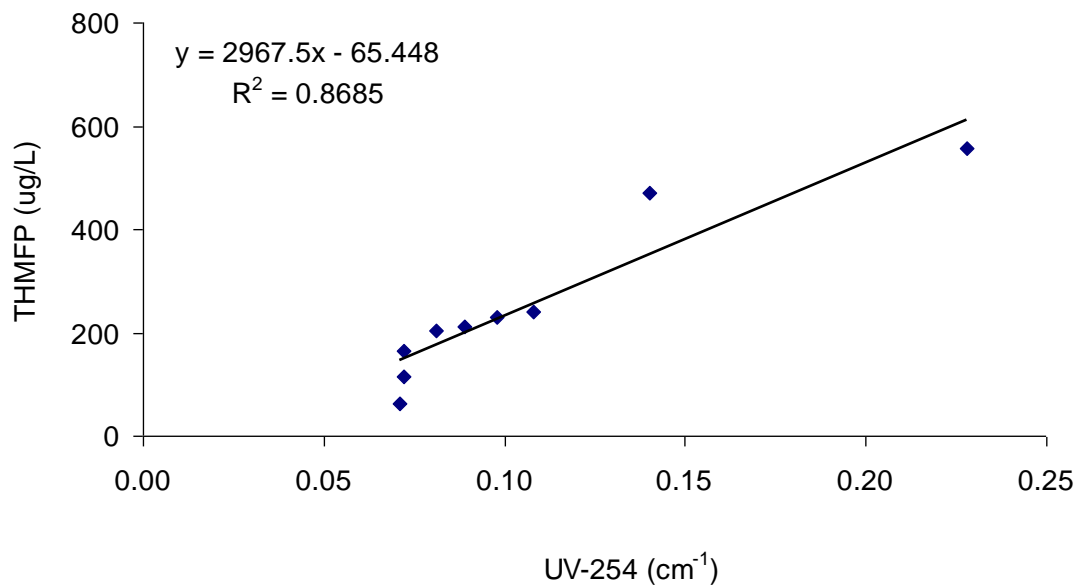


2.ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP ของน้ำตัวอย่างในฤดูแล้ง

รูปที่ ค.1 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า DOC ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองก่อนผ่านกระบวนการแฟรกชันและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน กับ THMFP



1. ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับ THMFP ของน้ำตัวอย่างในฤดูฝน



2. ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับ THMFP ของน้ำตัวอย่างในฤดูแล้ง

รูปที่ ๓.2 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า UV-254 ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองก่อนผ่านกระบวนการแฟรกชันและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน กับ THMFP

ตารางที่ ค.1 ความสัมพันธ์ระหว่างดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติกับ THMFP ทั้งในฤดูฝน และฤดูแล้ง

ตัวแปรตาม	ตัวแปรอิสระ	สถานะ	ฤดูกาล	N	R ²	สมการ	หมายเหตุ
THMFP	DOC	น้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน	ฝน	18	0.9553	$y = 69.686x + 1.936$	ระดับความสัมพันธ์ดี
			แล้ง	27	0.914	$y = 83.397x - 13.245$	ระดับความสัมพันธ์ดี
THMFP	UV-254	น้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน	ฝน	6	0.9494	$y = 8166.6x - 97.983$	ระดับความสัมพันธ์ดี
			แล้ง	9	0.8685	$y = 2967.5x - 65.448$	ระดับความสัมพันธ์ปานกลาง
THMFP	SUVA	น้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันก่อนและหลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน	ฝน	6	< 0.5	-	ไม่ดี
			แล้ง	9	< 0.5	-	ไม่ดี

ภาคผนวก ง

ความสัมพันธ์ระหว่างเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC กับ เปอร์เซ็นต์การลดลงของ
THMFP

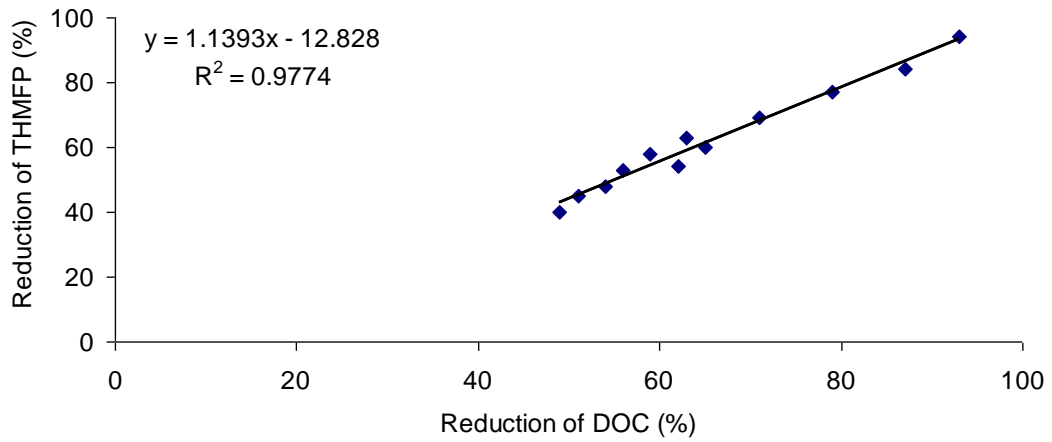
ความสัมพันธ์ระหว่างเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC กับ เปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMF

ในการพิจารณาหาความสัมพันธ์ระหว่างเส้นแนวโน้มการลดลงของ DOC กับ THMF มีจุดมุ่งหมายเพื่อทำนายเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMF ของน้ำตัวอย่างที่ผ่านการเพิ่มประสิทธิภาพการกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย Polymer และ PAC ในกรณีทีวิเคราะห์ THMF กระทำได้ยาก

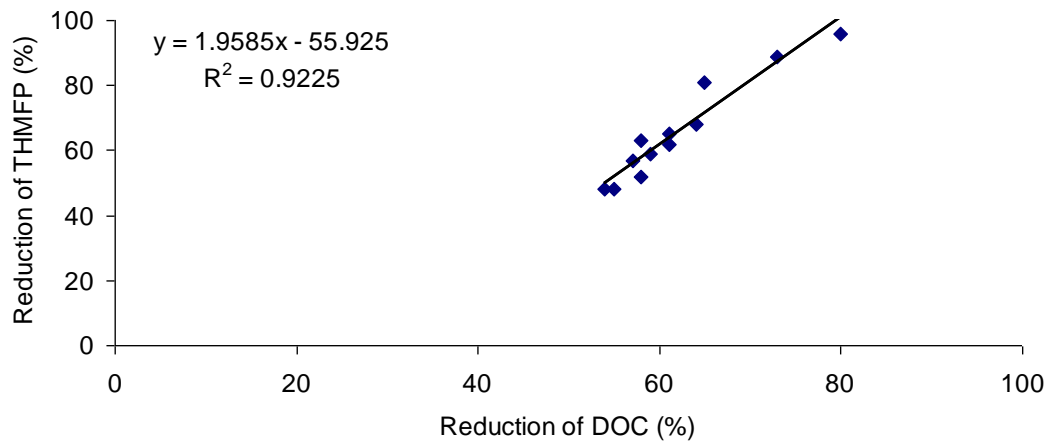
American Water Work Association (AWWA, 1993) ได้จำแนกระดับความสัมพันธ์ออกเป็น 4 ประเภท เมื่อค่าของความสัมพันธ์ (R^2) > 0.9 เป็นระดับความสัมพันธ์ดี เมื่อค่าความสัมพันธ์มีค่า $0.7 < R^2 < 0.9$ เป็นระดับความสัมพันธ์ปานกลาง เมื่อค่าระดับความสัมพันธ์มีค่าเป็น $0.5 < R^2 < 0.7$ เป็นระดับความสัมพันธ์พอใช้ และเมื่อค่าระดับความสัมพันธ์เป็น $R^2 < 0.5$ เป็นระดับความสัมพันธ์ไม่ดี สำหรับการพิจารณาระดับความสัมพันธ์ที่ไม่ดีนั้น จะไม่นำมาแสดงผล เนื่องจากค่าความชัน (slope) และค่า intercept ของสมการไม่เป็นที่ยอมรับ

ความสัมพันธ์ระหว่างเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC กับ เปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMF ในรูปที่ ง.1 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC กับ เปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMF โดยที่ค่าความสัมพันธ์ (R^2) ระหว่างเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC กับ เปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMF ในฤดูฝนและฤดูแล้งมีค่าเท่ากับ 0.9774 และ 0.9225 ตามลำดับ ซึ่งเป็นระดับความสัมพันธ์ดี

จากผลการศึกษาดังกล่าวสามารถสรุปได้ว่าเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC สามารถทำนายเปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMF ในน้ำตัวอย่างที่ผ่านการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย polymer และ PAC ได้เป็นอย่างดี



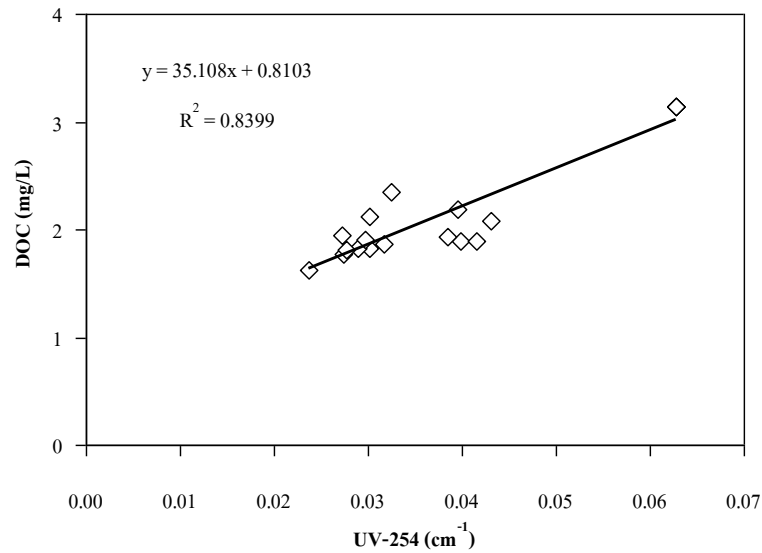
1.ความสัมพันธ์ระหว่างเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC กับ เปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP ในฤดูฝน (ครั้งที่1) จากคลองอู่ตะเภา



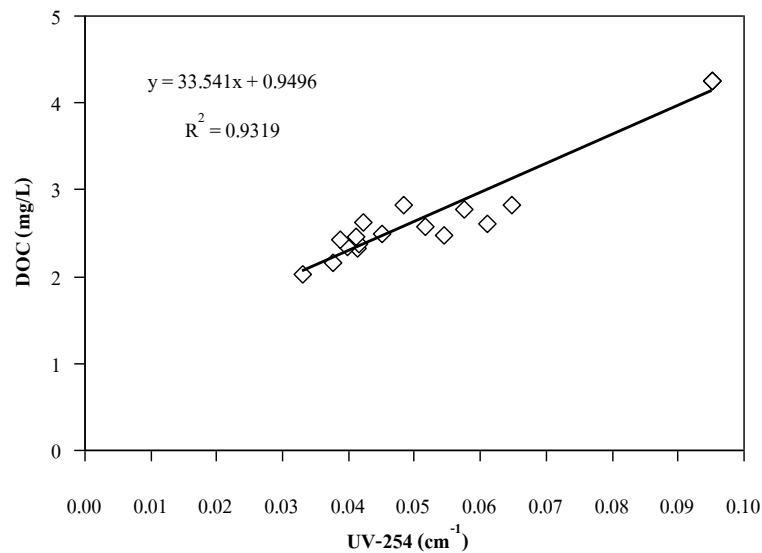
2.ความสัมพันธ์ระหว่างเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC กับ เปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP ในฤดูแล้ง (ครั้งที่2) จากคลองอู่ตะเภา

รูปที่ 1.1 ความสัมพันธ์ระหว่างเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC กับ เปอร์เซ็นต์การลดลงของ THMFP ของน้ำตัวอย่างในฤดูฝนและฤดูแล้ง

ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ในน้ำหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและ
กระบวนการโอโซนเนชันที่สภาวะเหมาะสมจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

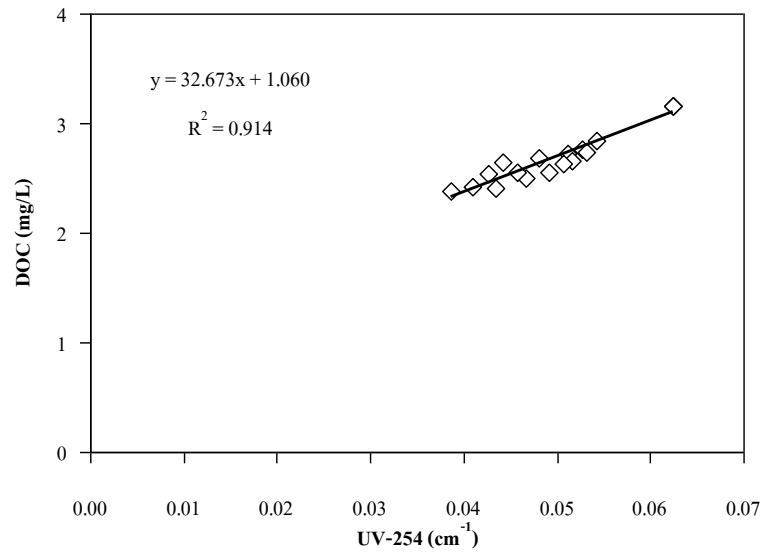


(a) น้ำตัวอย่างกุดฝน

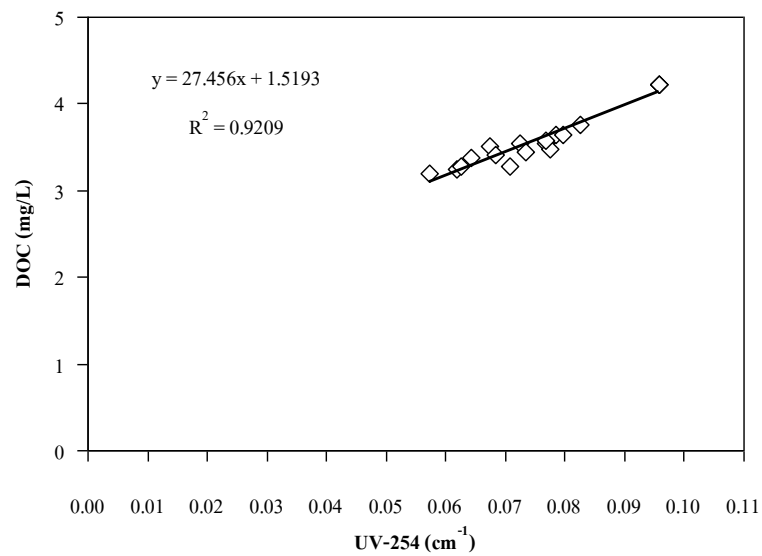


(b) น้ำตัวอย่างกุดแล้ง

รูปที่ ๑.๑ ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACl 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างกุดฝนและ (b) น้ำตัวอย่างกุดแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

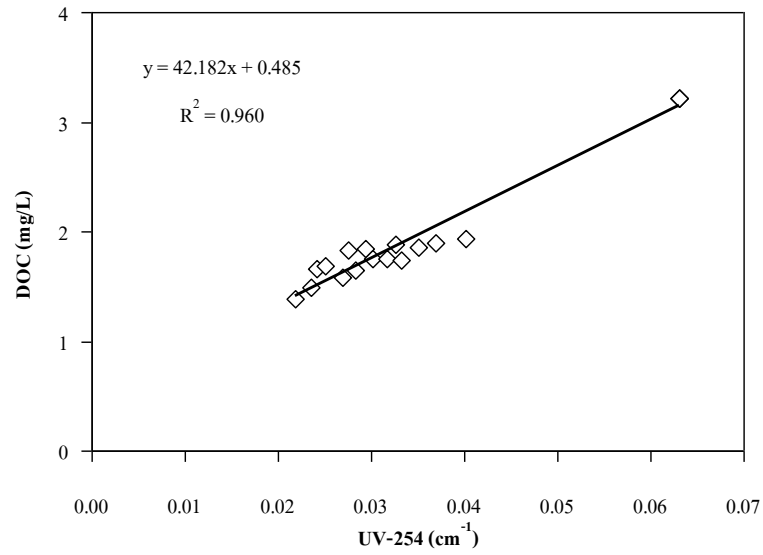


(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน

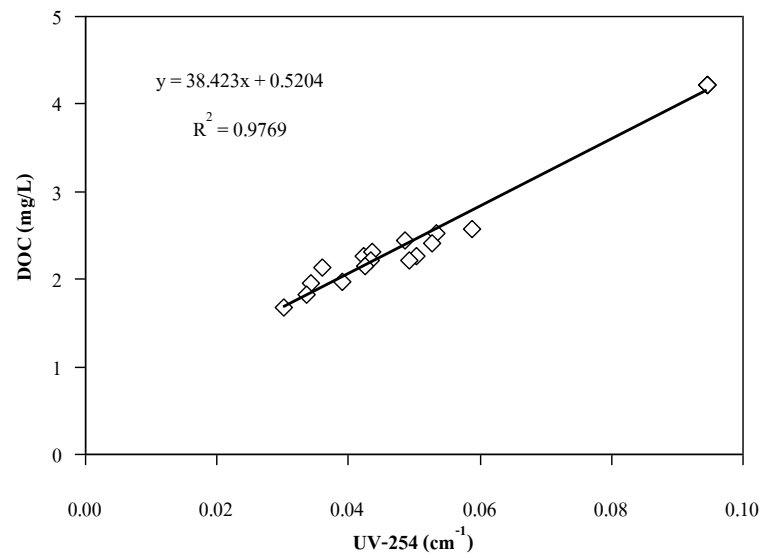


(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

รูปที่ ๑.๒ ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้งจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

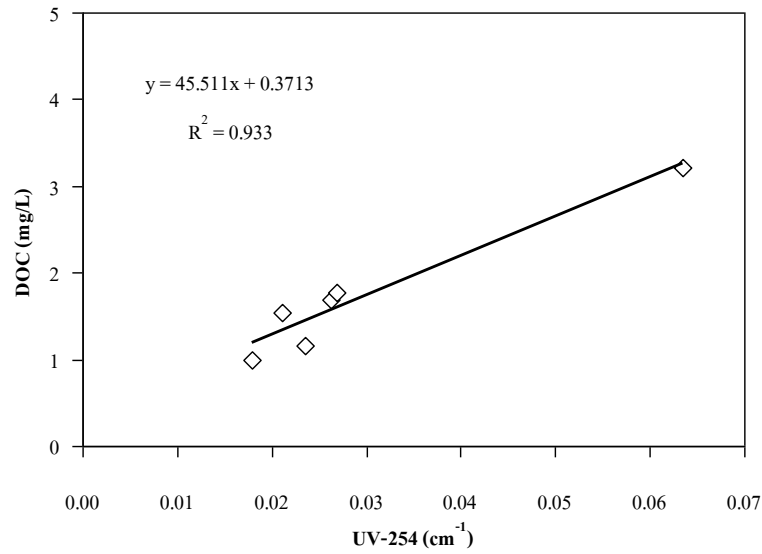


(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน

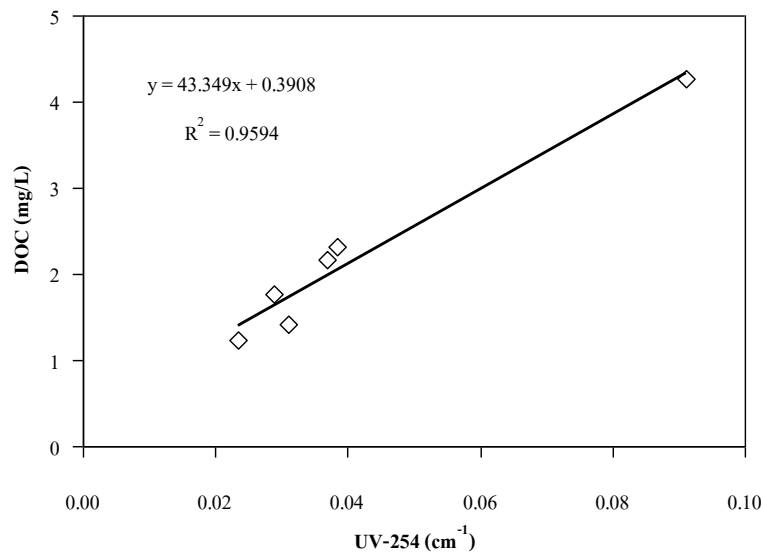


(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

รูปที่ จ.3 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้ PACl 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ร่วมกับ polymer 0.1-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 5-7 (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

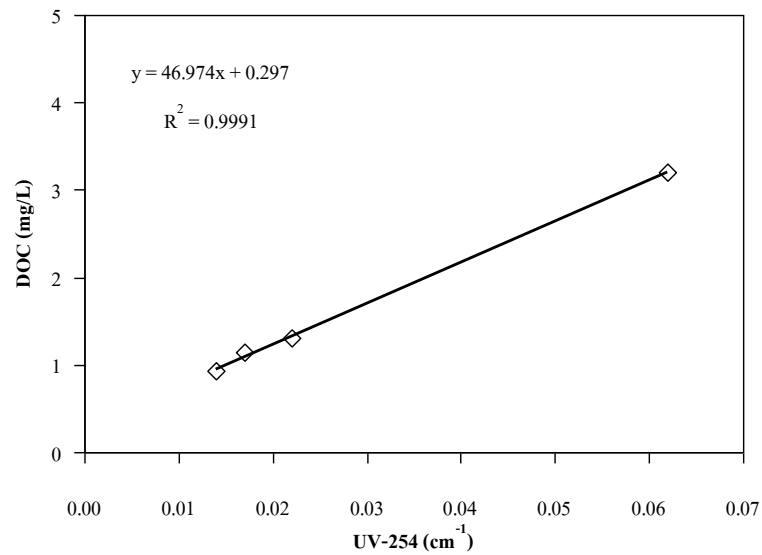


(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน

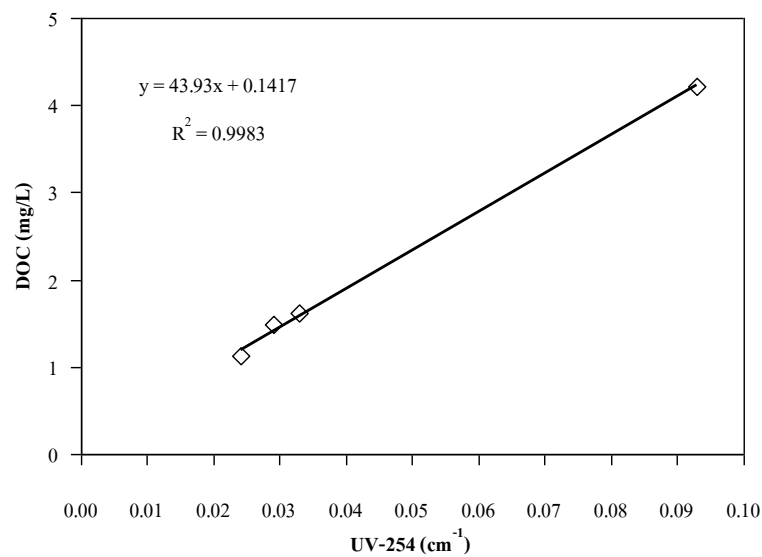


(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

รูปที่ จ.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



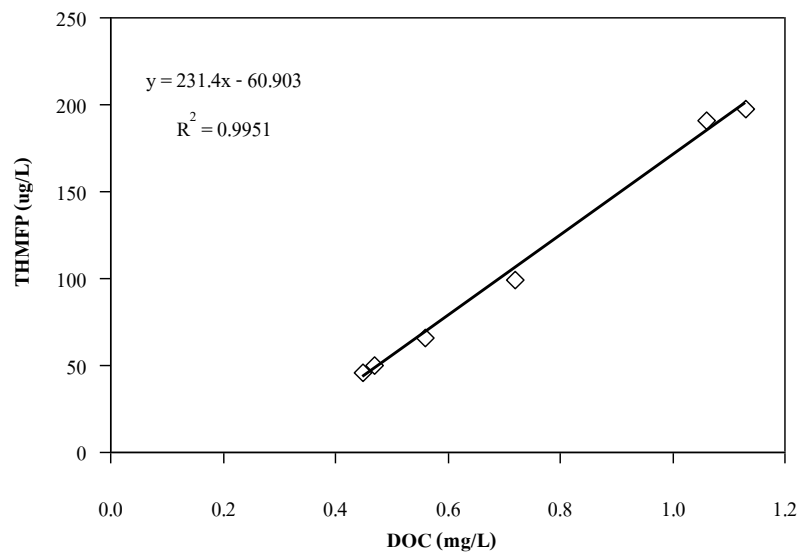
(a) น้ำตัวอย่างฤดูฝน



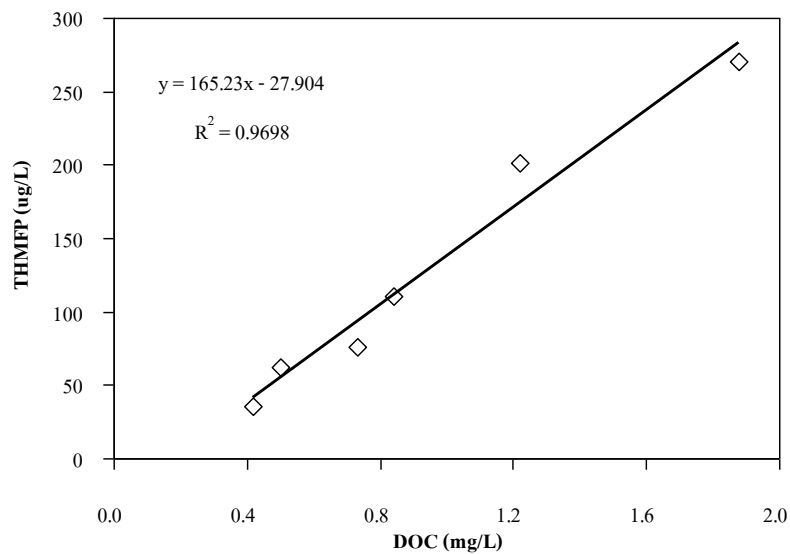
(b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

รูปที่ จ.5 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ UV-254 ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้ PACI 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ polymer 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่พีเอชเท่ากับ 7 ร่วมกับ ozone 72-132 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง ระยะเวลาสัมผัสของแต่ละความเข้มข้นเท่ากับ 30 นาที (a) น้ำตัวอย่างฤดูฝนและ (b) น้ำตัวอย่างฤดูแล้ง

ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านการแฟรกชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

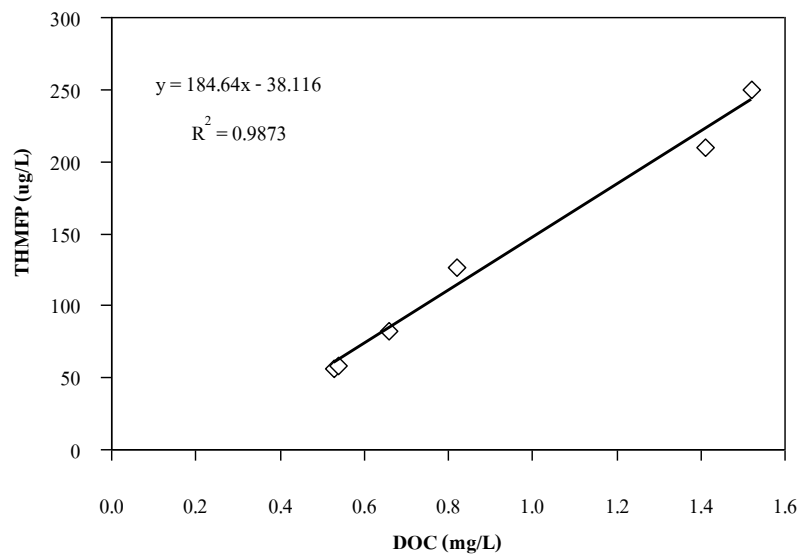


(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI

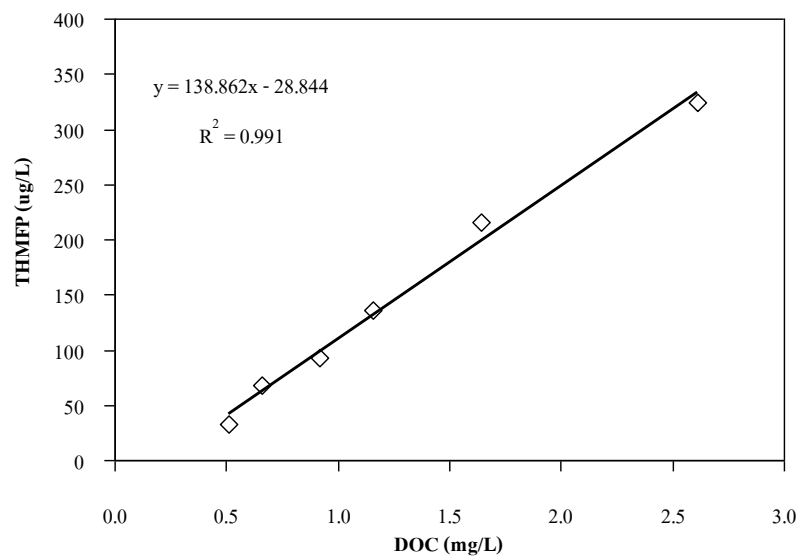


(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

รูปที่ ๖.6 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC (มิลลิกรัมต่อลิตร) กับ THMF (ไมโครกรัมต่อลิตร) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO

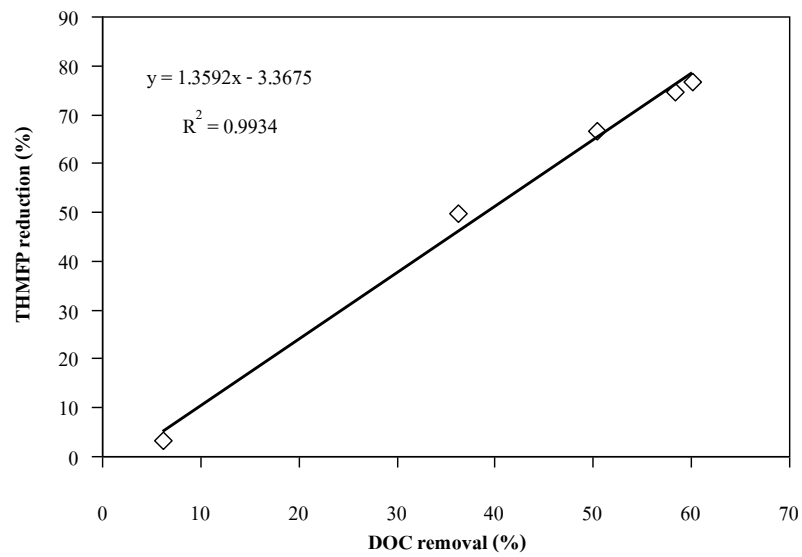


(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI

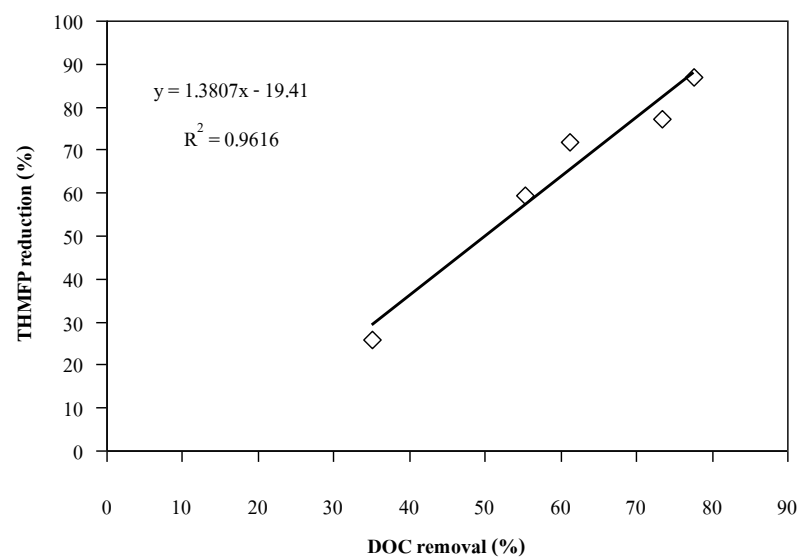


(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

รูปที่ จ.7 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC (มิลลิกรัมต่อลิตร) กับ THMFP (ไมโครกรัมต่อลิตร) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูแล้งของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO

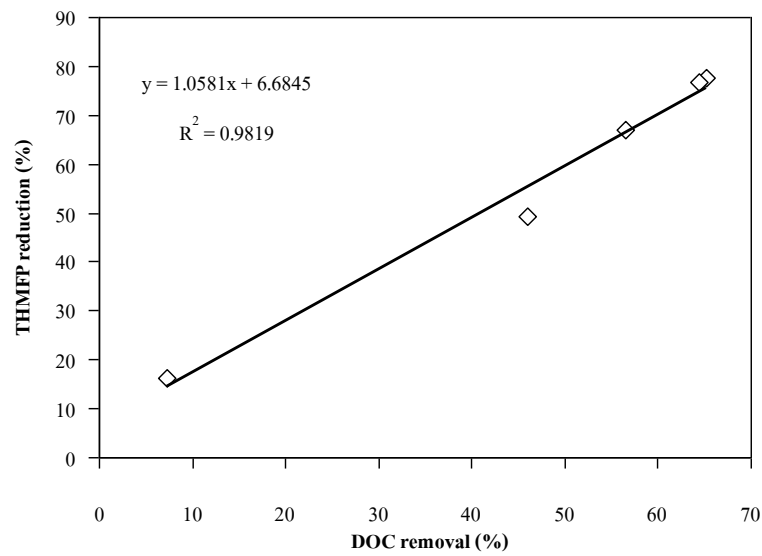


(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI

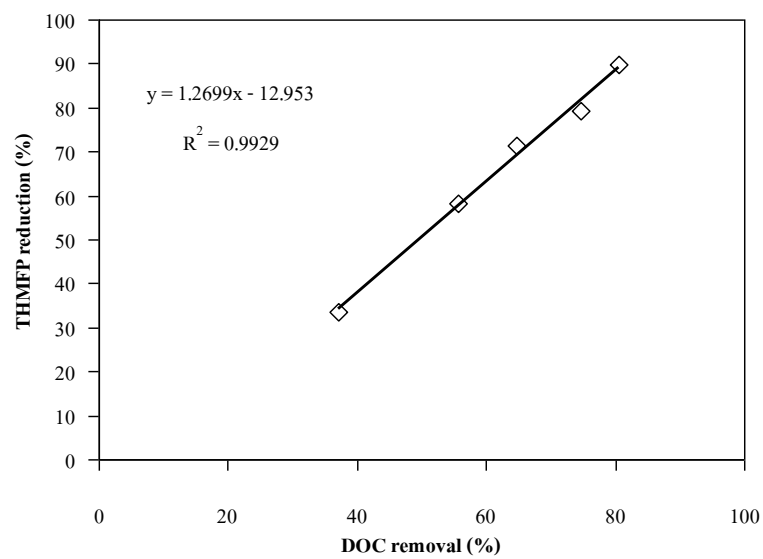


(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

รูปที่ จ.8 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO



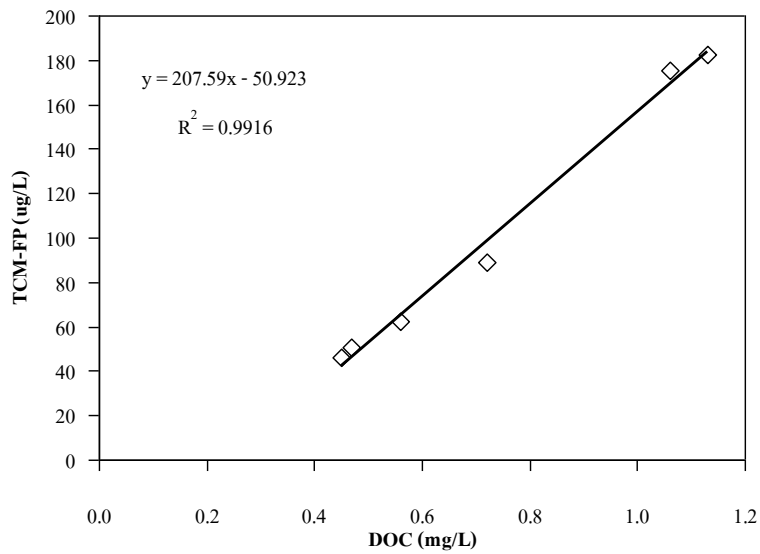
(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI



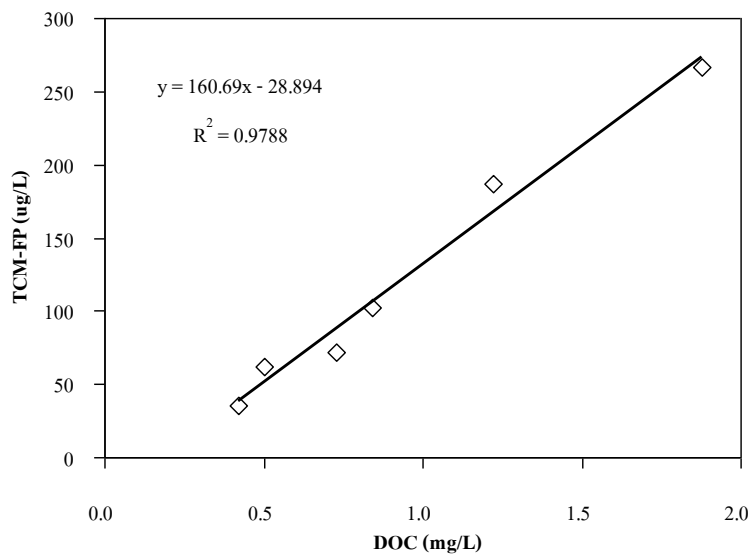
(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

รูปที่ ๑.๑ ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูแล้งของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO

ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ TCM-FP ของน้ำตัวอย่างหลังผ่านการแฟรกชันจากอ่างเก็บน้ำศรีตรัง

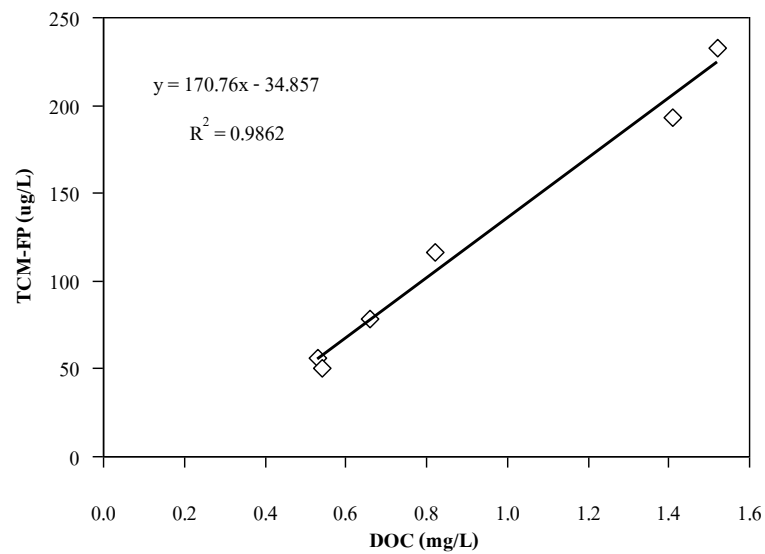


(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI

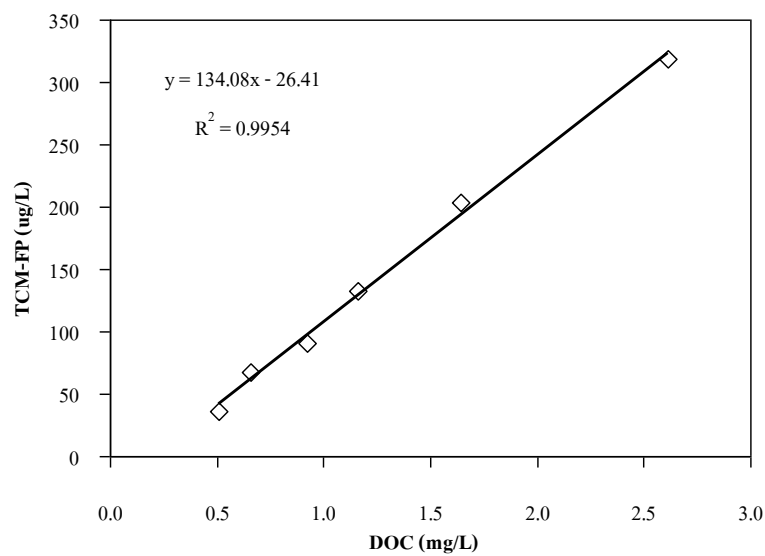


(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

รูปที่ จ.10 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO



(a) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI



(b) สารอินทรีย์กลุ่ม HPO

รูปที่ จ.11 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP (เปอร์เซ็นต์) ในน้ำดิบและน้ำตัวอย่างฤดูฝนของสารอินทรีย์กลุ่ม (a) HPI และ (b) HPO

ภาคผนวก จ

**ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์กับดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์
ธรรมชาติ**

ความสัมพันธ์ระหว่าง ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์กับดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

การทำนายค่าดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์โดยใช้เทคนิค Three-dimensional fluorescent spectroscopy (EEM) เป็นการพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่มีค่าสูงอย่างชัดเจนที่ตรวจพบทั้งสี่ตำแหน่ง Peak A: $240\text{nm}_{\text{Ex}}/350\text{nm}_{\text{Em}}$ Peak B: $260\text{nm}_{\text{Ex}}/360\text{nm}_{\text{Em}}$ Peak C: $280\text{nm}_{\text{Ex}}/350\text{nm}_{\text{Em}}$ Peak D: $280\text{nm}_{\text{Ex}}/410\text{nm}_{\text{Em}}$ ซึ่งเป็นตัวแทนของ Humic and fulvic acid-like substance และ peak A, B และ C เป็นตัวแทนของกลุ่ม Tryptophan-like substance กับค่าดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ เช่น DOC และ THMFP

ตารางที่ ๓.1 แสดงความสัมพันธ์ของกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance, Tryptophan-like substance และ Total fluorescence intensities กับ DOC และ THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองทั้งในฤดูฝนและฤดูแล้ง

ความสัมพันธ์ของกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance กับค่าดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ เช่น DOC ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองในฤดูฝนและแล้งมีค่า R^2 เท่ากับ 0.8641 และ 0.9047 และ ความสัมพันธ์ของกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance กับ THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองในฤดูฝนและฤดูแล้งมีค่า R^2 เท่ากับ 0.8889 และ 0.8731 จากผลการทดลองดังกล่าวสามารถกล่าวได้ว่า ระดับความสัมพันธ์ระหว่าง กลุ่ม Humic and fulvic acid-like substance กับ DOC และ THMFP มีระดับความสัมพันธ์ปานกลาง

สำหรับความสัมพันธ์ของกลุ่ม Tryptophan-like substance กับ DOC และ THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองในฤดูฝนและฤดูแล้ง อยู่ในระดับความสัมพันธ์ ปานกลาง พอใช้ และ ปานกลาง ตามลำดับ จึงสามารถอธิบายได้ว่า กลุ่ม Tryptophan-like substance กับ DOC และ THMFP มีระดับความสัมพันธ์ปานกลาง

สำหรับความสัมพันธ์ของ Total fluorescence intensities กับค่าดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ เช่น DOC และ THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองในฤดูฝนมีค่า R^2 เท่ากับ 0.8731 และ 0.8793 มีระดับความสัมพันธ์ปานกลาง และความสัมพันธ์ของกลุ่ม Total

fluorescence intensities กับ DOC และ THMFP ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองในฤดูแล้ง มีค่า R^2 เท่ากับ 0.9139 และ 0.9326 จากผลการทดลองดังกล่าวสามารถกล่าวได้ว่า ระดับความสัมพันธ์ระหว่าง กลุ่ม Total fluorescence intensities กับ DOC และ THMFP มีระดับความสัมพันธ์ดี ดังนั้น DOC และ THMFP จึงเหมาะสมที่สุดในการอธิบายกลุ่ม Total fluorescence intensities ที่เกิดขึ้น

ตารางที่ จ.1 ความสัมพันธ์ Humic and fulvic acid-like substance, Tryptophan-like substance และ Total fluorescence intensities กับค่าดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติทั้งในฤดูฝนและฤดูแล้ง

จากผลการทดลองทั้งสองฤดูกาลในการหาอัตราการลดลงของ UV-254, DOC,

ตัวแปรตาม	ตัวแปรอิสระ	ฤดูกาล	N	R ²	สมการ	ระดับความสัมพันธ์
DOC	Humic and fulvic acid-like substance	ฝน	6	0.8641	$y = 0.0548x - 1.608$	ปานกลาง
		แล้ง	6	0.9047	$y = 0.0269x - 0.2832$	ดี
	Tryptophan-like substance	ฝน	6	0.7921	$y = 0.02x - 5.705$	ปานกลาง
		แล้ง	6	0.7982	$y = 0.014x - 3.1227$	ปานกลาง
	Total fluorescence intensities	ฝน	6	0.8731	$y = 0.0157x - 5.4144$	ปานกลาง
		แล้ง	6	0.9139	$y = 0.0101x - 2.673$	ดี
THMFP	Humic and fulvic acid-like substance	ฝน	6	0.8889	$y = 4.0052x - 148.02$	ปานกลาง
		แล้ง	6	0.8731	$y = 2.4343x - 79.018$	ปานกลาง
	Tryptophan-like substance	ฝน	6	0.7909	$y = 1.4371x - 434.89$	ปานกลาง
		แล้ง	6	0.8413	$y = 1.3254x - 362.14$	ปานกลาง
	Total fluorescence intensities	ฝน	6	0.8793	$y = 1.1386x - 417.45$	ปานกลาง
		แล้ง	6	0.9326	$y = 0.9388x - 310.53$	ดี

THMFP และ FEEM สามารถอธิบายประสิทธิภาพการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ

UV-254 ต่อผลรวม fluorescent intensities และ DOC ต่อผลรวม fluorescent intensities และ THMFP ต่อผลรวม fluorescent intensities ดังแสดงในตารางที่ จ.2

ตารางที่ จ.2 อัตราการลดลงของ UV-254 ต่อผลรวม FEEM และ DOC ต่อผลรวม FEEM และ THMFP ต่อผลรวม FEEM ของน้ำที่ผ่านกระบวนการทดลองในฤดูฝนและฤดูแล้ง

ตัวอย่างน้ำ	ฤดูกาล	UV-254/total FEEM	DOC/total FEEM	THMFP/total FEEM
(1) PACI	ฝน	1.8	1.9	1.8
	แล้ง	1.7	1.8	1.8
(2) PACI+Polymer	ฝน	1.5	1.6	1.5
	แล้ง	1.4	1.4	1.4
(3) PACI+PAC	ฝน	2.0	2.5	1.9
	แล้ง	1.6	1.6	1.7
(4) PACI+Polymer+PAC	ฝน	1.7	2.1	2.0
	แล้ง	1.5	1.5	1.9
(5) PACI+Polymer +Ozone	ฝน	1.6	1.5	1.9
	แล้ง	1.5	1.3	1.7

หมายเหตุ : NA = Not Available

จากตารางที่ จ.2 แสดงอัตราส่วนการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ UV-254, DOC และ THMFP ต่อผลรวม FEEM มีการใกล้เคียงกันในทุกกระบวนการทดลอง นั้นหมายถึงไม่ควรใช้ UV-254, DOC หรือ THMFP เพียงอย่างเดียวในการอธิบายการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำแต่ควรวิเคราะห์ควบคู่กับ FEEM ในทุกกระบวนการทดลอง

ภาคผนวก ข
ราคาสารสร้างตะกอน

ตารางที่ ข-1 ราคาสารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชัน

ชนิดของสารสร้าง	ปริมาณสารสร้าง	ราคาของสารสร้าง	ค่าใช้จ่าย*
ตะกอน	ตะกอน (มก/ล.)	ตะกอน (กก./บาท)	(บาท/ลบ.เมตรน้ำ ดิบ)
PACI	20	10	0.20
Polymer	0.1	200	0.02
PAC	10	58	0.58

หมายเหตุ * เฉพาะราคาของสารสร้างตะกอนและสารเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันเท่านั้น

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

