การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดในสระว่ายน้ำ

Health Risk Assessment from Exposure to Haloacetic Acids (HAAs) in Swimming Pool

พิมพ์ใจ ไกรศิลป์

Pimjai Kraisin

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

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

2559

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดในสระว่ายน้ำ

Health Risk Assessment from Exposure to Haloacetic Acids (HAAs) in swimming pool

พิมพ์ใจ ไกรศิลป์

Pimjai Kraisin

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Master of Science in Environmental Management
Prince of Songkla University
2559

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดในสระว่ายน้ำ

ผู้เขียน พิมพ์ใจ ไกรศิลป์

สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

..... (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ปุญญานิช อินทรพัฒน์)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

..... (ผู้ช่วยศาตราจารย์ ดร.ธันวดี สุขสาโรจน์)

..... (ผู้ช่วยศาตราจารย์ ดร.ชีระวิทย์ รัตนพันธ์)

..... (รองศาตราจารย์ ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)

คณะกรรมการสอบ

.....ประธานกรรมการ (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เกื้ออนันต์ เตชะโต)

.....กรรมการ (รองศาสตราจารย์ ดร. บรรจง วิทยวีรศักดิ์)

.....กรรมการ (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วัลลภา เชยบัวแก้ว คชภักดี)

.....กรรมการ (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ปุญญานิช อินทรพัฒน์)

.....กรรมการ (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธันวดี สุขสาโรจน์)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม

.....

(รองศาสตราจารย์ ดร.ธีระพล ศรีชนะ)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้มาจากการศึกษาวิจัยของนักศึกษาเอง และได้แสดงความขอบคุณบุคคลที่มีส่วนช่วยเหลือแล้ว

ลงชื่อ .....
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ปุญญานิช อินทรพัฒน์)
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

ลงชื่อ .....
(นางสาวพิมพ์ใจ ไกรศิลป์)
นักศึกษา

ข้าพเจ้าขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้ไม่เคยเป็นส่วนหนึ่งในการอนุมัติปริญญาในระดับใดมาก่อน และไม่ได้ถูกใช้ในการยื่นขออนุมัติปริญญาในขณะนี้

ลงชื่อ .....
(นางสาวพิมพ์ใจ ไกรศิลป์)
นักศึกษา

ชื่อวิทยานิพนธ์ การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดในสระว่ายน้ำ
ผู้เขียน พิมพ์ใจ ไกรศิลป์
สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2558

บทคัดย่อ

งานวิจัยครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ โดยทำการศึกษาปริมาณและปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ และจากนั้นจึงประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ ซึ่งทำการศึกษาในสระว่ายน้ำของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ จำนวน 2 สระ ได้แก่ สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (Semi-indoor pool) และสระว่ายน้ำในร่ม (Indoor pool) โดยใช้น้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ที่ผลิตจากน้ำอ่างเก็บน้ำศรีตรังเป็นแหล่งน้ำดิบ และสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่จำนวน 1 สระได้แก่ สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (Outdoor pool) โดยใช้น้ำประปาของการประปาเทศบาลนครหาดใหญ่ที่ผลิตจากคลองอู่ตะเภาเป็นแหล่งน้ำดิบ ทั้งนี้จะทำการเก็บตัวอย่างน้ำใน 2 ฤดูกาล คือ ฤดูแล้ง ระหว่างเดือนมีนาคม และเดือนเมษายน 2556 และฤดูฝนระหว่างเดือนตุลาคมและเดือนพฤศจิกายน 2556

จากผลการศึกษา พบว่า คุณภาพน้ำทางกายภาพและเคมีและลักษณะของสารอินทรีย์ละลายน้ำในตัวอย่างน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ มีค่าอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานของน้ำประปาที่กำหนดไว้ ส่วนค่าโบรไมด์อิออนตรวจไม่พบทั้งในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ นอกจากนี้ยังพบว่า ค่า DOC และ UV-254 ในสระว่ายน้ำมีค่าสูงกว่าในน้ำประปาทั้ง 2 ฤดู ส่วนผลของ FEEM พบว่า สารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มหลักที่ตรวจพบในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ สามารถตรวจพบสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Tryptophan-like substances ที่อาจจะก่อให้เกิดสารกลุ่ม HAAs ได้ และผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร HAA5 (MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA) ในน้ำประปาทั้ง 2 แห่งและสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระ ในฤดูแล้งมีค่าความเข้มข้นสูงกว่าในฤดูฝน ซึ่งในน้ำประปามีความเข้มข้นต่ำกว่าค่ามาตรฐาน MCLs ของ USEPA ทั้ง 2 แห่ง ส่วนสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระ มีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยอยู่ในช่วง 74.28 - 187.63 µg/L ตามลำดับ ซึ่งมีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐาน MCLs ของ USEPA ทั้ง 3 สระ และ พบว่ามีเพียงสระว่ายน้ำในร่มในฤดูฝนมีค่าเท่ากับ 74.28 µg/L มีค่าความ

เข้มข้นต่ำกว่าค่ามาตรฐาน MCLs ของ WHO ที่กำหนดให้ไม่เกิน 80 μg/L และสาร DCAA ในฤดูแล้งของสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระ พบว่าเกินค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ไม่เกิน 50 μg/L

จากผลการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิต พบว่าทั้ง 3 สระ มีค่าความเสี่ยงทั้งหมดในกลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาผู้ใหญ่เพศชาย และเด็ก ตามลำดับ และพบว่าในสระว่ายน้ำกลางแจ้งมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและตามด้วยสระว่ายน้ำในร่มน้อยที่สุด พบว่าค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตมีค่าไม่เกินช่วงที่ยอมรับได้10^{-6}ถึง 10^{-4} ตามคำแนะนำของ USEPA ส่วนผลการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง พบว่าเมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยงรวมจะเห็นได้ว่าสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่มผู้ใหญ่เพศหญิงจะมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาเด็ก และผู้ใหญ่เพศชาย ตามลำดับ ส่วนสระว่ายน้ำกลางแจ้ง พบว่า เด็กจะมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาผู้ใหญ่เพศชาย และผู้ใหญ่เพศหญิง และพบว่าค่าความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งอยู่ระดับที่ยอมรับได้ คือ มีค่าความเสี่ยงรวมไม่เกิน 1 ส่วนผลที่ได้จากการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ สามารถนำมาพิจารณาแนวทางการจัดการเพื่อลดความเสี่ยงจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำได้โดยการติดตามตรวจสอบและการควบคุมคุณภาพน้ำอย่างต่อเนื่อง เพื่อเฝ้าระวังการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ในน้ำ ทั้งน้ำประปาและน้ำในสระว่ายน้ำ

คำสำคัญ น้ำประปา สระว่ายน้ำ การฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน สารตกค้างจากการเติมคลอรีน สารฮาโลอะซิติกแอซิดการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพ

Thesis Title Health risk assessment from exposure to haloacetic acids (HAAs)

in swimming pool

Author Miss PimjaiKraisin

Major Program Environmental Management

Academic Year 2015

ABSTRECT

The objective of this research was to assess the health risk from exposure to haloacetic acids (HAAs) in swimming pool. The concentration and factor affecting of HAAs in swimming pool and then cancer and non-cancer risk assessment from exposure to HAAs were studied. Three swimming pools in this study consisited of (1) A semi- indoor and (2) an indoor swimimg pools in Prince of Songkha University with the tap water used of Prince of Songkhla University syetem from the the raw water of Sritrtang reservoir, and (3) an outdoor swimming pool in Hat Yai municipolity with the tap water used of Hat Yai municipality system from the the raw water of U-tapao cannal. Besides, the water sample in summer season (March – April 2013) and rainy season (October – Noverber 2013) was collected.

The results showed that the concentration of physical, chemical and dissolved organic characteristics in the water sample of tap water and swimming pool were within the tap water qulity standard. In addtion, the conentraltion of bromide ion were not found in the water sample of tap water and swimming pool. Moreover, the concentration of DOC and UV-254 in the water sample of swimming pool in both seansons were higher than the water sample of tap water. Concerning the result of FEEM found that Tryptophan-like substances were the main of the dissolve organic compound found in in the waster sample of tap water and swimming pool. Besides, the average concentration of HAA5 (MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA) in both two sources of tap water and three swinming pools in summer season were higher than in the rainy season. The HAA5 concentration of two sources of tap water were within the the water qulity standard of MCLs by USEPA. In the case of three swimming pools, the average concentration of HAA5 was 74.28 - 187.63 µg/L, which was higher than the water qulity standard of MCLs by USEPA and only the water sample of indoor swimming pool in rainy seanson were 74.28 µg/L within the the water qulity standard of MCLs by WHO (< 80 µg/L) .

Futhuremore, the DCAA concentrations of three swimming pools in summer season were higher than the water qulity standard of MCLs by WHO (< 50 μg/L).

Regarding the lifetime cancer risk, it was found that the high, middle and low risks in three swimming pools were women, man and child, replectively. The outdoor, semi-indoor and indoor swimming pools were the high, middle and low risks and appectable risk based on USEPA recommendation (10^{-6}-10^{-4}). Morever, the total of non cancer risk assessment presented that the high, middle and low risks in the semi and indoor swimming pools were women, child and men replectively. For the outdoor swimming pool investigated that the non cancer risk of child, man and woman were high, middle and low risk and appectable risk based on USEPA recommendation (<1). The finding of HAAs exposure from swimming pool in this study remomended that the reduction approach of health risk from exposure to HAAs in swimmg pool should be concerned by monitoring and controlling the continous of water qulity for alerting the organic contamination in tap water and swimming pool.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี ด้วยความกรุณาอย่างยิ่งจาก ผศ.ดร. เกื้ออนันต์ เตชะโต ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รศ.ดร.บรรจง วิทยวีรศักดิ์ และ ดร. วัลลภา เชยบัวแก้ว คชภักดี กรุณาให้คำแนะนำและเสนอข้อคิดเห็นที่เป็นประโยชน์ตลอดจนช่วยแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น ขอขอบพระคุณ ผศ.ดร.ปุญญานิช อินทรพัฒน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก ผศ.ดร. ธันวดี สุขสาโรจน์ ผศ.ดร. ชีระวิทย์ รัตนพันธ์ และ รศ.ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่ได้ให้คำแนะนำและตรวจสอบแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ ด้วยความเอาใจใส่ และให้กำลังใจตลอดมา ทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สมบูรณ์อย่างดียิ่ง

ขอขอบพระคุณ ดร. ปวิตร ชัยวิสิทธิ์ ในการให้คำปรึกษา แนะนำแนวคิด ตลอดจนการตรวจสอบแก้ไขข้อบกพร่องทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สมบูรณ์อย่างดียิ่ง รวมถึงเป็นที่ปรึกษาในทุกๆ ด้านทั้งการเรียนและการดำเนินชีวิตทำให้ผู้เขียนมีการพัฒนาด้านการเรียนและการดำเนินชีวิตอย่างดียิ่ง

ขอขอบพระคุณผู้อำนวยการกองอาคารสถานที่ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ และขอขอบพระคุณนายกเทศมนตรีเทศบาลนครหาดใหญ่ และเจ้าหน้าที่ดูแลสระว่ายน้ำที่ให้พื้นที่และข้อมูลเกี่ยวกับสระว่ายน้ำในการศึกษาครั้งนี้

ขอขอบคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการคณะการจัดการสิ่งแวดล้อม ห้องปฏิบัติการศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ ห้องปฏิบัติการภาควิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมโยธา สถาบันความเป็นเลิศระบบนำส่งยา คณะเภสัชศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่อำนวยความสะดวกและให้ความอนุเคราะห์ในการใช้เครื่องมืออุปกรณ์ในห้องปฏิบัติการตลอดจนนักวิทยาศาสตร์ที่คอยแนะนำเป็นอย่างดี

และสุดท้ายนี้ สิ่งสำคัญที่สุด ผู้เขียนขอกราบแทบเท้าและน้อมรำลึกถึงพระคุณของบิดามารดาและสมาชิกในครอบครัว และ ดร. สินีนาฏ พวงมณี ดร. ธิวาริ โอภิธากร และ คุณสุทธิสา ยาอีด และเพื่อน พี่ๆ คณะการจัดการสิ่งแวดล้อมที่สนับสนุนและเป็นกำลังใจให้มีพลังและฝ่าฟันอุปสรรคต่างๆ ที่เข้ามาในชีวิต และผ่านพ้นไปด้วยดีจึงทำให้งานวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ประสบความสำเร็จ

พิมพ์ใจ ไกรศิลป์

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ	(5)
Abstract	(7)
กิตติกรรมประกาศ	(9)
สารบัญ	(10)
รายการตาราง	(16)
รายการภาพประกอบ	(19)
ตัวย่อและสัญลักษณ์	(22)
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	3
1.3 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	3
1.4 กรอบแนวคิด	4
1.5 ขอบเขตงานวิจัย	5
1.6 นิยามศัพท์เฉพาะ	6
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	7
2.1 ความรู้พื้นฐานที่เกี่ยวกับสระว่ายน้ำ	7
2.1.1 ลักษณะทั่วไปของสระว่ายน้ำ	7
2.1.2 ประเภทโครงสร้างสระว่ายน้ำ	8
2.1.3 สารเคมีที่ใช้ในการปรับสภาพ pH ในน้ำของสระว่ายน้ำ	10
2.1.4 การบำรุงและดูแลสระว่ายน้ำ	10
2.1.5 มาตรฐานคุณภาพน้ำสระว่ายน้ำ	11
2.2 ระบบการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำด้วยระบบน้ำเกลือ	11
2.3 กระบวนการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำด้วยระบบคลอรีน	12
2.3.1 ปฏิกิริยาของคลอรีนในน้ำ	12
2.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของคลอรีนในน้ำ	15
2.3.3 รูปแบบของคลอรีนและสารประกอบของคลอรีน	17

สารบัญ (ต่อ)

รายการ	หน้า
2.3.4 ข้อดีและข้อเสียของคลอรีนที่ใช้ในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ	19
2.4 สารตกค้างจากการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน	21
2.5 สารตั้งต้นสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ	21
2.5.1 พารามิเตอร์ที่ใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติ	24
2.6 สารฮาโลอะซิติกแอซิด (HAAs)	27
2.6.1 การเกิดสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิด	27
2.6.2 ผลกระทบต่อสุขภาพในมนุษย์ (Health effects in humans)	30
2.6.2.1 โมโนคลอโรอะซิติกแอซิด (Monochloroaceticacid)	30
2.6.2.2 ไดคลอโรอะซิติกแอซิด (Dichloroaceticacid)	30
2.6.2.3 ไตรคลอโรอะซิติกแอซิด(Trichloroacetic acid)	30
2.6.2.4 โมโนโบรโมอะซิติกแอซิด (Monobromoaceticacid)	30
2.6.2.5 ไดโบรโมอะซิติกแอซิด(Dibromoaceticacid)	31
2.6.3 ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเกิดของสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิด	32
2.6.3.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM)	33
2.6.3.2 พีเอช (pH)	34
2.6.3.3 อุณหภูมิและระยะเวลาสัมผัสของน้ำ	34
2.6.3.4 ความเข้มข้นของคลอรีนที่เติมเพื่อฆ่าเชื้อโรค	34
2.6.3.5 โบรไมด์ไอออน (Bromide ion, Br^-)	34
2.7 มาตรฐานคุณภาพน้ำที่เกี่ยวข้องกับสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิด	35
2.8 สาร HAAs ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ	36
2.9 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ (Health risk assessment)	43
2.10 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	45
บทที่ 3 ระเบียบการวิจัย	46
3.1 การศึกษาปริมาณของสาร HAAs ในสระว่ายน้ำ	48

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

3.1.1 สถานที่เก็บตัวอย่าง 48

3.1.1.1 สระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ 48

3.1.1.2 สระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ 50

3.1.2 วิธีการเก็บตัวอย่าง 51

3.1.3 การวิเคราะห์คุณภาพน้ำในห้องปฏิบัติการ 51

3.1.3.1 การเก็บตัวอย่างน้ำจากสระว่ายน้ำ 51

3.1.3.2 การเก็บตัวอย่างน้ำจากน้ำประปา 53

3.1.4 วิธีการเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อการวิเคราะห์คุณภาพน้ำพารามิเตอร์ต่างๆ 53

3.1.5 สถานที่วิเคราะห์น้ำ 54

3.1.6 วิธีการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ 54

3.1.7 ข้อมูลภาคสนามเกี่ยวกับระบบการจัดการสระว่ายน้ำ 58

3.1.7.1 ข้อมูลที่ได้จากการสัมภาษณ์เจ้าหน้าที่ผู้ดูแลสระว่ายน้ำและข้อมูลที่ได้เก็บรวบรวมไว้ 58

3.1.7.2 ข้อมูลพฤติกรรมการใช้บริการสระว่ายน้ำ 59

3.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ (Health risk assessment) 59

บทที่ 4 ผลการวิจัยและอภิปรายผล 66

4.1 ลักษณะคุณภาพน้ำทั่วไป (General characteristics) 66

4.2. ดัชนีตัวแทนลักษณะของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในน้ำประปา และสระว่ายน้ำในฤดูแล้งและฤดูฝน 71

4.2.1 การศึกษาลักษณะของสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (DOC) และ UV-254 ในน้ำประปา และสระว่ายน้ำ ในฤดูแล้งและฤดูฝน 71

4.2.2 ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำในฤดูแล้งและฤดูฝน 74

4.3 ความเข้มข้นของสารกลุ่ม HAAs ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ 79

4.4 ความสัมพันธ์ของสารกลุ่ม HAAs กับพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำสระว่ายน้ำ 83

4.5 ข้อมูลพฤติกรรมของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ 85

สารบัญ (ต่อ)

รายการ	หน้า
4.5.1 ส่วนที่ 1. ข้อมูลทั่วไป	85
4.5.2 ส่วนที่ 2. ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ	86
4.5.3 ส่วนที่ 3 ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ	89
4.6 การศึกษาการประเมินเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดในสระว่ายน้ำ	97
4.6.1 ผลผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำ	98
4.6.2 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ	101
4.6.3 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำ	104
4.6.3 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำ	104
4.7 การศึกษาการประเมินเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต (Life time cancer risk)	106
4.7.1 การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม	107
4.7.2 การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตสระว่ายน้ำในร่ม	111
4.7.3 การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตสระว่ายน้ำกลางแจ้ง	115
4.7.4 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัสสาร ในสระว่ายน้ำ	119
4.7.5 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 กรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ	121
4.7.6 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็ง ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ	123
4.8 ผลการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Non-Cancer risk)	125
4.8.1. การประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร MCAA DCAA และ TCAA ผ่านเส้นทางการกลืนกิน (CDI) ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม	125

สารบัญ (ต่อ)

รายการที่	หน้า
4.8.2 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร MCAA DCAA และ TCAA ผ่านเส้นทางการกลืนกิน (CDI) ในสระว่ายน้ำในร่ม (Non-Cancer risk)	126
4.8.3 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร MCAA DCAA และ TCAA ผ่านเส้นทางการกลืนกิน (CDI) ในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง	127
4.8.4 การประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม	129
4.8.5 การประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ในสระว่ายน้ำในร่ม	131
4.8.6 การประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง	132
4.8.7 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสารกลุ่ม HAA5 ผ่านเส้นทางการกลืนกินในสระว่ายน้ำ	133
4.8.8 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ในสระว่ายน้ำ	135
4.8.9 การเปรียบเทียบความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งในสระว่ายน้ำ	137
4.9 การจัดการความเสี่ยง	138

สารบัญ (ต่อ)

รายการที่	**หน้า**
บทที่ 5 บทสรุปและข้อเสนอแนะ	139
5.1 สรุปผลการศึกษาคุณภาพน้ำทั่วไป	139
5.2 สรุปผลการศึกษาดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำ	139
5.3 สรุปผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของสาร HAA5 ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ	140
5.4 สรุปผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง	141
5.5 สรุปผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้ไม่เกิดมะเร็ง	141
5.6 ข้อเสนอแนะและแนวทางการจัดการความเสี่ยง	142
เอกสารอ้างอิง	143
ภาคผนวก	156
ประวัติผู้เขียน	162

รายการตาราง

ตารางที่		หน้า
2-1	มาตรฐานคุณภาพน้ำของสระว่ายน้ำ และน้ำประปา	11
2-2	เปรียบเทียบสระว่ายน้ำระบบน้ำเกลือกับระบบคลอรีน	13
2-3	แสดงการเปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของคลอรีนที่ใช้ในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ	20
2-4	แสดงการเปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของคลอรีนที่ใช้ในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ (ต่อ)	21
2-5	รายละเอียดของค่า excitation และ emissionของสารอินทรีย์ละลายน้ำแต่ละกลุ่ม	26
2-6	แสดงลักษณะคุณสมบัติทางเคมี – ฟิกส์ของสารกลุ่ม HAAs ชนิดต่างๆ	28
2-7	Representative compounds of the three group of HAAs	29
2-8	การจำแนกประเภทศักยภาพการเกิดโรคมะเร็งของสารกลุ่ม HAAs	31
2-9	ระบบจำแนกสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งตามหลัก USEPA 5 ประเภท และจำแนกตาม IPRC	32
2-10	ความเข้มข้นสูงสุดที่ยอมรับได้ของสารกลุ่ม HAAs ในน้ำประปา	35
2-11	ความเข้มข้นของสาร HAAs ในน้ำประปา	36
2-12	Concentration of halogenated acetic acids measured in swimming pool water	37
2-13	Comparison of the values of HAAs in swimming pool water provided by different authors and organizations and those obtained in this study	38
2-14	Results of the analysis of water samples from different sources	39
2-15	Concentration of major DBPs in indoor chlorinated swimming pool	40
2-16	Concentration of major DBPs in indoor chlorinated swimming pool ต่อ	41

รายการตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
3-1	สรุปการวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ต่างๆ	54
3-2	สภาวะการทำงานของเครื่อง GC ในการวิเคราะห์สารกลุ่ม HAAs	57
3-3	สรุปการวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ต่างๆ	58
3-4	ค่า Carcinogenic slope factor ของสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดทั้ง 5 ชนิด ตามเส้นทางต่างๆ ของการได้รับเข้าสู่ร่างกาย	60
3-5	ค่า Reference dose (RfD) ของสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดทั้ง 5 ชนิด ตามเส้นทางต่างๆ ของการได้รับเข้าสู่ร่างกาย	60
3-6	พารามิเตอร์สำหรับการประเมินการรับสัมผัสสาร	62
3-7	ค่าคงที่ที่ใช้ในการประเมินการได้รับสัมผัสทางผิวหนังและการรับสารผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ	63
4-1	ลักษณะคุณภาพน้ำทั่วไปของน้ำประปาและสระว่ายน้ำในฤดูแล้งและฤดูฝน	70
4-2	ความเข้มข้นของ Haloacetic acids (HAAs) ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม สระว่ายน้ำในร่ม และสระว่ายน้ำกลางแจ้ง	82
4-3	ความสัมพันธ์ของสารฮาโลอะซิติกแอซิดกับพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำสระว่ายน้ำ	84
4-4	ข้อมูลทั่วไปของผู้ตอบแบบสอบถามที่ใช้บริการสระว่ายน้ำ	86
4-5	ผลการศึกษาข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ	88
4-6	ผลการศึกษาข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ	92
4-7	ค่าคงที่ที่ใช้ในการประเมินการได้รับสัมผัสทางผิวหนังการรับสารผ่านทางการกลืนกินและและการสูดดมเมื่อว่ายน้ำ	96
4-8	ค่าการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย	100

รายการตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
4-9	ค่าการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย	100
4-10	ค่าการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย	103
4-11	ค่าการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย	103
4-12	ค่าการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย	106
4-13	ค่าการได้รับสัมผัสสาร MCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย	128
4-14	ค่าการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย	128

รายการภาพประกอบ

ภาพประกอบที่		หน้า
1-1	แสดงกรอบแนวคิด	4
2-1	ระบบสกิมเมอร์	9
2-2	ระบบน้ำล้น	10
2-3	แสดงผลของ pH และการเปลี่ยนแปลงชนิดของคลอรีนอิสระคงเหลือ	14
2-4	แสดงความสำคัญของพีเอชและเวลาสัมผัสในการฆ่าเชื้อโรคของคลอรีนในรูปต่างๆ	16
2-5	แผนภาพแสดงตำแหน่งของสารอินทรีย์ในการวิเคราะห์ด้วย FEEM	26
2-6	โครงสร้างสารกลุ่ม HAAs	27
3-1	แผนผังการดำเนินงานวิจัย	47
3-2	สระว่ายน้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่มมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	49
3-3	สระว่ายน้ำในร่มมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	49
3-4	สระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่	50
3-5	จุดเก็บตัวอย่างน้ำสระว่ายน้ำขนาดมาตรฐาน 25 เมตร	52
3-6	จุดเก็บตัวอย่างน้ำสระว่ายน้ำขนาดมาตรฐาน 50 เมตร	52
4-1	ลักษณะของ DOC และ UV-254 ในน้ำประปาและสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่ม (PSU)	72
4-2	ลักษณะของ DOC และ UV-254 ในน้ำประปาและสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	72
4-3	ลักษณะของ FEEM ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่มในฤดูแล้ง	77
4-4	ลักษณะของ FEEM ในน้ำประปา น้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่มในฤดูฝน	77
4-5	ลักษณะของ FEEM ในน้ำประปาและสระว่ายน้ำกลางแจ้งในฤดูแล้ง	78
4-6	ลักษณะของ FEEM ในน้ำประปาและสระว่ายน้ำกลางแจ้งในฤดูฝน	78

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบที่		หน้า
4-7	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ	108
4-8	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ	108
4-9	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ	110
4-10	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ	110
4-11	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ	112
4-12	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ	112
4-13	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ	114
4-14	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ	114
4-15	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ	116
4-16	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ	116
4-17	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ	118
4-18	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ	118

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบที่		หน้า
4-19	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งของสารกลุ่ม HAA5 ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัสสาร ในสระว่ายน้ำ	120
4-20	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร HAA5 ในสระว่ายน้ำ เปรียบเทียบที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย	122
4-21	การเปรียบเทียบความเสี่ยงรวมที่ก่อให้เกิดมะเร็งโดยใช้ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยและค่าความเสี่ยงรวมของบุคคลต่างๆ ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ	125
4-22	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (PSU)	130
4-23	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำในร่ม (PSU)	132
4-24	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ย ในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	133
4-25	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสารกลุ่ม HAA5 ผ่านเส้นทางการกลืนกินในสระว่ายน้ำ	134
4-26	การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ	136
4-27	การเปรียบเทียบความเสี่ยงรวมที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งโดยใช้ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยและค่าความเสี่ยงรวมของบุคคลต่างๆ ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ	138

ตัวย่อและสัญลักษณ์

AD	Absorbed dose
BCAA	Bromochloroacetic acids
BDCAA	Bromodichloroacetic acids
CDI	Chronic daily intake
COM	Colloidal organic matter
DBPs	Disinfection by-products
DBCAA	Dibromochloroacetic acids
DBAA	Dibromoacetic acids
DCAA	Dichloroacetic acids
DOC	Dissolved organic carbon
DOM	Dissolved organic matter
FEEM	Fluorescent excitation-emission matrix
HAAs	Haloacetic acids
HQ	Hazard quotient
MBAA	Monobromoacetic acids
MCAA	Monochloroacetic acids
MTBE	Methyl-tert-Butyl Ether
NTU	Nephelometric tuybidity units
NOM	Natural organic matter
POM	Particulate organic matter
RfD	Reference dose
SF	Slope Factor
SUVA	Specific ultraviolet absorbance
TBAA	Tribromoacetic acids
TCAA	Trichloroacetic acids
THMs	Trihalomethanes
TOC	Total organic carbon
UV-254	Ultraviolet absorbance at wavelength-254 nm

บทที่ 1
บทนำ

1.1 ความสำคัญและที่มา

ในปัจจุบันประชาชนทั่วโลกให้ความสนใจและตระหนักถึงการมีสภาวะสุขภาพที่ดีจึงให้ความสำคัญของการออกกำลังกาย โดยเฉพาะกีฬาว่ายน้ำถือเป็นการออกกำลังกายและการพักผ่อนที่ได้รับความนิยมเป็นอย่างมาก (Florentin et al., 2011; Kogevinas et al., 2010; Simard et al., 2013) แต่กีฬาว่ายน้ำอาจเป็นสาเหตุหนึ่งที่อาจก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อสุขภาพได้ เช่น การระคายเคืองดวงตา และการระคายเคืองผิวหนัง (Mood, 1953) การเกิดฟันกร่อน (สมนึก ชาญด้วยกิจ และคณะ, 2546) การบาดเจ็บ ผิวหนังอักเสบ และอาจส่งผลให้เกิดการติดเชื้อปรสิตที่มากับอุจจาระ การติดเชื้อไวรัส และติดเชื้อแบคทีเรียที่มีน้ำเป็นสื่อนำโรค เช่น โรคอหิวาตก โรคไทฟอยด์ โรคบิด เป็นต้น (Hamidin et al., 2008) และนอกจากนี้สระว่ายน้ำสาธารณะอาจมีการปนเปื้อนของจุลินทรีย์และสารเคมี (Simard et al., 2013) จากสาเหตุดังกล่าวจึงจำเป็นต้องให้ความสำคัญและความปลอดภัยทางจุลชีววิทยาให้แก่ผู้ที่ใช้บริการสระว่ายน้ำ จึงมีการกำหนดให้สระว่ายน้ำของสาธารณะและเอกชนจะต้องมีกระบวนการฆ่าเชื้อโรค

สำหรับวิธีการฆ่าเชื้อโรคมีหลายวิธี เช่น โอโซน (Ozone) และแสงอัลตราไวโอเลต (UV) มีความยุ่งยากในการควบคุมและราคาแพงกว่าจึงไม่เป็นที่นิยม (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542) แต่วิธีที่นิยมมากที่สุด คือ การเติมสารเคมีโดยใช้คลอรีน (Judd and Black, 2000; Thacker and Nitnaware; 2003; Glauner et al., 2005; Zwiener et al., 2007; Nemery et al., 2002) เนื่องจากสามารถหยุดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียส่วนใหญ่ได้การฆ่าเชื้อด้วยคลอรีนเป็นวิธีที่มีประสิทธิภาพสูง แต่มีต้นทุนต่ำเมื่อเทียบกับวิธีอื่นๆ (Judd and Black, 2000; Thacker and Nitnaware; 2003; Glauner et al., 2005; Zwiener et al., 2007; Mallika et al., 2008) และมีฤทธิ์ตกค้างในการฆ่าเชื้อโรคในน้ำเป็นเวลานาน (Judd and Black, 2000; Thacker and Nitnaware, 2003; Glauner et al., 2005; Zwiener et al., 2007; วิชญา รามสมภพ, 2546) ปริมาณคลอรีนอิสระตกค้างในสระว่ายน้ำถูกกำหนดไว้ไม่น้อยกว่า 1.0-3.0 mg/L (กรมวิทยาศาสตร์ทหารเรือ, 2552) แต่ทั้งนี้การเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำอาจส่งผลกระทบต่อสุขภาพ โดยเมื่อคลอรีนทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ธรรมชาติที่มากับน้ำดิบประปาที่ใช้เติมในสระว่ายน้ำ หรือสารอินทรีย์ที่ไม่พึงประสงค์ที่มาจากผู้ว่ายน้ำ เช่น เหงื่อ ปัสสาวะ อนุภาคผิวหนัง ผม โลชั่นบำรุงผิว เครื่องสำอางของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ (Florentin et al., 2011; Teo et al., 2015; Hansen et al., 2010; Weisel et al., 2009; Chowdhury, 2015) เมื่อสารอินทรีย์เหล่านี้ทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิดผลพลอยได้จากการ

ฆ่าเชื้อโรคหรือเรียกว่า Disinfection by-products (DBPs) สารประกอบกลุ่มนี้ ได้แก่ สารกลุ่มไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes: THMs) สารกลุ่มฮาโลอะซิโตรไนไตร์ท (Haloacetonitrites: HANs) สารกลุ่มฮาโลคีโตน (Haloketones: HKs) สารกลุ่มคลอริพิริน (Chloripicrin: CP) และสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิด (Haloacetic acid: HAAs) (Hrudey et al., 2008) ซึ่งสารเหล่านี้มีศักยภาพเป็นสารก่อมะเร็ง (Mallika et al., 2008) และสารก่อกลายพันธ์ (Dalvi et al., 2000) หรือเรียกว่าสารอินทรีย์ฮาโลเจน (Halogented organic by-product) ซึ่งปัจจัยที่ก่อให้เกิดสารเหล่านี้ เช่น สารฮิวมิค pH อุณหภูมิ ความเข้มข้นของคลอรีน และระยะเวลาสัมผัสของน้ำ เป็นต้น (Dalvi et al., 2000) จากการศึกษาของ Dalvi และคณะ (2000) ในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนพบว่าสารกลุ่ม DBPs ที่เกิดขึ้นเป็นสารกลุ่ม THMs 25 % และสารกลุ่ม HAAs 18-20 % ซึ่งมีปริมาณในน้ำสูงกว่าสารในกลุ่มอื่นๆ แต่เมื่อพิจารณาความเป็นพิษนั้นพบว่าสารกลุ่ม HAAs มีความเป็นพิษสูงกว่า

สารกลุ่ม HAAs เป็นสารที่ไม่ระเหย (Non-volatile) (Zhou et al., 2004; Kou et al., 2004; Wang et al., 2005; Cristina and Laia, 2012) ประกอบด้วยสาร 9 ชนิด ได้แก่ โมโนคลอโรอะซิติกแอซิด (Monochloroacetic acids: MCAA) ไดคลอโรอะซิติกแอซิด (Dichloroacetic acids: DCAA) ไตรคลอโรอะซิติกแอซิด (Trichloroacetic acids: TCAA) โมโนโบรโมอะซิติกแอซิด (Monobromoacetic acids: MBAA) ไดโบรโมอะซิติกแอซิด (Dibromoacetic acids: DBAA) ไตรโบรโมอะซิติกแอซิด (Tribromoacetic acids: TBAA) โบรโมคลอโรอะซิติกแอซิด (Bromochloroacetic acids: BCAA)โบรโมไดคลอโรอะซิติกแอซิด (Bromodichloroacetic acids: BDCAA) และไดโบรโมคลอโรอะซิติกแอซิด (Dibromochloroacetic acids: DBCAA) (Grunwald et al., 2002; Golfinopoulos et al., 2005; Wang et al., 2005) ซึ่งในปัจจุบัน USEPA (United States Environmental Protection Agency) ได้กำหนดความเข้มข้นของสาร MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA ซึ่งมีความเสถียรมากที่สุดในน้ำ หรือเรียกว่า HAA5 ให้มีระดับการปนเปื้อนสูงสุดในน้ำไว้ไม่เกิน 60 µg/L (USEPA, 1998; Kou et al., 2004; Golfinopoulos et al., 2005; Wang et al., 2005) แต่ถ้าแบ่งตามชนิดของสารแล้วพบว่าค่ามาตรฐานของสาร DCAA ได้กำหนดไว้ไม่เกิน 50 µg/L (Wang et al., 2005) ซึ่งสารนี้จัดเป็นสารกลุ่ม 2B คือ สารปืนไปได้ที่จะก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ และสาร TCAA ไม่เกิน 100 µg/L (Wang et al., 2005) เป็นสารกลุ่ม C คือสารปืนไปได้ที่จะก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ ตามลำดับ (Florentin et al., 2011; USEPA, 1991) พบว่าสารทั้งสองชนิดมีความเป็นพิษที่มีผลต่อการเกิดเนื้องอกในตับ (Chowdhury, 2009) และพบว่าสาร HAAs เป็นสารที่ละลายในน้ำได้สูงและเป็นพิษต่อมนุษย์ (Cantor et al., 1998) และเป็นสารที่สามารถก่อให้เกิดมะเร็ง เช่น มะเร็งลำไส้ และมะเร็งในกระเพาะปัสสาวะ และยังส่งผล

กระทบต่อหญิงมีครรภ์หากหญิงมีครรภ์ได้รับสาร HAAs เข้าสู่ร่างกาย อาจทำให้เกิดภาวะผิดปกติต่อทารกในครรภ์ได้ และยังส่งผลกระทบต่อระบบสืบพันธุ์ หากได้รับสารเข้าสู่ร่างกายในปริมาณมากจะส่งผลกระทบต่อระบบประสาทด้วย (Nissinen et al., 2002) อีกทั้งในปัจจุบันนั้นยังไม่มีการศึกษาสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ

ดังนั้นผู้วิจัยจึงสนใจทำการศึกษาปริมาณและปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs และประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพในการเกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs จากสระว่ายน้ำ เพื่อนำไปพัฒนาแนวทางการจัดการเพื่อลดความเสี่ยงต่อการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ต่อไป

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาปริมาณและปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ

1.2.2 เพื่อประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ

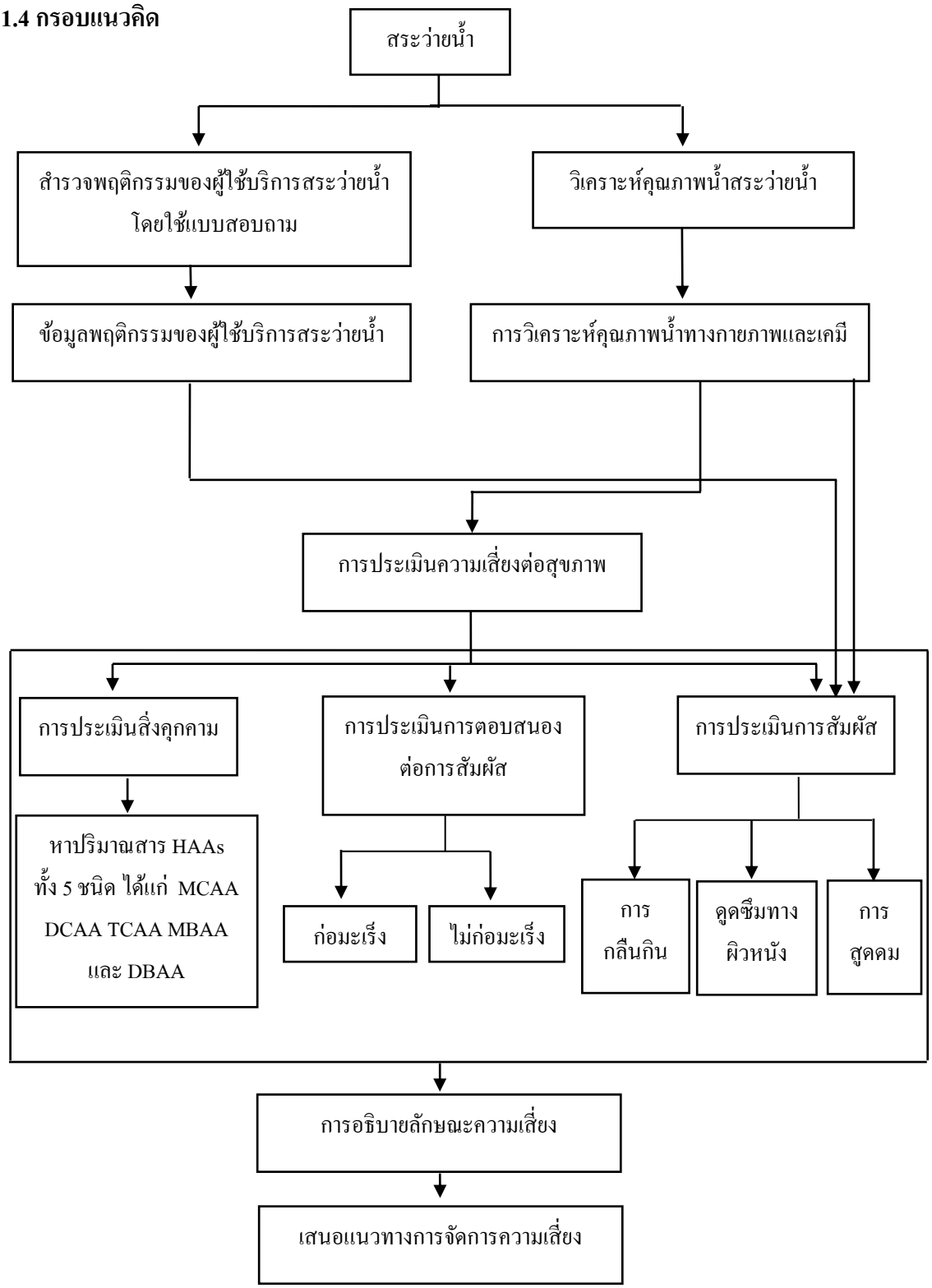
1.3 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.3.1 ทราบถึงปริมาณและปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ

1.3.2 ทราบถึงความเสี่ยงจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ต่อการเกิดโรคมะเร็งของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ

1.3.3 สามารถนำผลที่ได้จากการวิเคราะห์เสนอแนะเป็นแนวทางการจัดการดูแลสระว่ายน้ำเพื่อลดความเสี่ยงจากการรับสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ

1.4 กรอบแนวคิด



ภาพประกอบที่ 1-1 แสดงกรอบแนวคิด

1.5 ขอบเขตงานวิจัย

ในการศึกษาการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำในครั้งนี้แบ่งออกเป็น 3 ส่วนดังนี้

1.5.1 การศึกษาปริมาณสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ โดยทำการศึกษาสระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ได้แก่ สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม ขนาด 25 เมตร และสระว่ายน้ำในร่ม ขนาด 50 เมตร และสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ได้แก่ สระว่ายน้ำกลางแจ้ง ขนาด 25 เมตร รวมจำนวน 2 แห่ง ในเขตอำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ซึ่งเป็นสระว่ายน้ำสาธารณะที่มีความหลากหลายทางด้านกิจกรรมและมีผู้เข้าใช้จำนวนมากและสระว่ายน้ำที่มีกระบวนการฆ่าเชื้อโรคโดยการเติมคลอรีน และใช้น้ำประปาเป็นแหล่งน้ำดิบ โดยทำการศึกษา 2 ฤดูกาล ระหว่าง ฤดูแล้งช่วงเดือนมีนาคมถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2556 และฤดูฝนช่วงเดือนตุลาคมถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2556 เก็บตัวอย่างเดือนละ 3 ครั้ง ในช่วงต้นเดือน กลางเดือน และปลายเดือน และเก็บตัวอย่างน้ำช่วง 5-6 วันหลังจากทำความสะอาดสระว่ายน้ำ โดยการดูดตะกอนช่วงเวลา 20.00 – 21.00น. เนื่องจากเป็นช่วงที่มีการชะล้างสารอินทรีย์จากร่างกายผู้ว่ายน้ำลงในสระว่ายน้ำทำให้เกิดการสะสมสารอินทรีย์ในน้ำ และเก็บตัวอย่างน้ำเป็นระยะเวลา 4 เดือน โดยทำการวิเคราะห์คุณสมบัติของน้ำ ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง (pH) อุณหภูมิ ความขุ่น ปริมาณคลอรีนตกค้างสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (Dissolved organic carbon: DOC) ค่า UV–254 ค่า FEEM ค่า Br^- และสารกลุ่ม HAA5 ได้แก่ MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA

1.5.1.1 การศึกษาข้อมูลพื้นฐานของสระว่ายน้ำจำนวน 2 แห่ง จะทำการสัมภาษณ์เจ้าหน้าที่ที่ดูแลสระว่ายน้ำ และข้อมูลของสระว่ายน้ำในประเด็นเรื่องการจัดการสระว่ายน้ำ ได้แก่

1. สภาพทั่วไปของสระว่ายน้ำ โครงสร้าง ความจุ ขนาด
2. ระบบบำบัดน้ำ
3. กระบวนการฆ่าเชื้อโรค
4. สารเคมีที่ใช้ในการบำบัด รวมถึงปริมาณที่ใช้
5. ระบบการจัดการด้านความปลอดภัย
6. ข้อมูลเกี่ยวกับการใช้บริการสระว่ายน้ำ

1.5.2 การศึกษาพฤติกรรมการใช้บริการสระว่ายน้ำ โดยแบบสอบถามด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ โดยแบบสอบถามแบ่งออกเป็น 3 ส่วน คือ

ส่วนที่ 1 ข้อมูลทั่วไป

ส่วนที่ 2 ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ

ส่วนที่ 3 ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ

1.5.3 การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Cancer risk) และที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Non-carcinogenic risk) ด้วยวิธีการของ USEPA ปี 1989 โดยทำการประเมินความเสี่ยงจากเส้นทางการได้รับสัมผัสสารเข้าสู่ร่างกาย 3 เส้นทางการสัมผัส ได้แก่ การกลืนกิน การดูดซึมทางผิวหนัง และการสูดดม

1.6 นิยามศัพท์เฉพาะ

สระว่ายน้ำ หมายถึง สระว่ายน้ำที่เปิดบริการแก่ประชาชนทั่วไป หรือประชาชนเฉพาะกลุ่ม โดยเรียกเก็บค่าบริการหรือค่าตอบแทนเพื่อการค้า ไม่ว่าโดยตรงหรือโดยอ้อม

ผู้ใช้สระว่ายน้ำ หมายถึง ผู้ที่ลงว่ายน้ำหรือเล่นน้ำในสระว่ายน้ำ

HAAs หมายถึง Haloacetic acid ที่มีสารประกอบ 9 ชนิด ได้แก่ MCAA DCAA TCAA MBAA DBAA TBAA BCAA BDAA และ DBAA

HAA5 หมายถึง Haloacetic acid ที่มีสารประกอบ 5 ชนิด ได้แก่ MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA

เด็ก หมายถึง เด็กในช่วงอายุ 6-12 ปี เนื่องจากจากการสำรวจข้อมูลเบื้องต้นจากสระว่ายน้ำพบว่าผู้ว่ายน้ำที่เป็นเด็กจะอยู่ในช่วง 6-12 ปี

บทที่ 2
เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ในการวิจัยครั้งนี้ เป็นการศึกษาการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสาร HAAs ในสระว่ายน้ำ โดยแบ่งวัตถุประสงค์ออกเป็น 2 ส่วน ส่วนที่ 1. เพื่อศึกษาปริมาณและปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ ส่วนที่ 2. เพื่อประเมินความเสี่ยงในการเกิดโรคมะเร็งและความเป็นอันตรายจากการรับสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ จึงจำเป็นต้องมีการทบทวนเอกสารต่างๆ

2.1 ความรู้พื้นฐานที่เกี่ยวกับสระว่ายน้ำ

ตามข้อบังคับกรุงเทพมหานครให้ความหมายว่า “สระว่ายน้ำ” หมายถึง สระว่ายน้ำที่เปิดให้บริการแก่ประชาชนทั่วไป หรือประชาชนเฉพาะกลุ่ม โดยเรียกเก็บค่าบริการหรือค่าตอบแทนเพื่อการค้า ไม่ว่าโดยตรงหรือโดยอ้อม

“ระบบหมุนเวียนน้ำ” หมายถึง ระบบการปรับปรุงคุณภาพน้ำในสระว่ายน้ำ โดยการนำน้ำล้นผ่านเครื่องบำบัดคุณภาพน้ำแล้วนำกลับมาใช้อีก

2.1.1 ลักษณะทั่วไปของสระว่ายน้ำ

2.1.1.1 รูปร่าง (Shape) สระว่ายน้ำมีรูปร่างแตกต่างกันหลายแบบขึ้นอยู่กับสถานที่และความนิยม แต่โดยทั่วไปแล้วเป็นรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้า โดยมีด้านหนึ่งตื้นและอีกด้านหนึ่งลึก ทั้งนี้เพื่อความสะดวกและความปลอดภัยแก่ผู้มาว่ายน้ำ จะได้เลือกอาบและว่ายน้ำได้ตามความสามารถของแต่ละคน เช่น เด็กๆ หรือคนที่ยังว่ายน้ำไม่เป็น หรือกำลังหัดใหม่ อาจจะใช้ด้านที่ตื้น ส่วนผู้ใหญ่หรือคนที่ว่ายน้ำเป็นแล้วส่วนใหญ่ก็ใช้ด้านที่มีความลึกมากๆ

2.1.1.2 ขนาด (Dimensions) ความยาวของสระว่ายน้ำควรจะยาวไม่น้อยกว่า 60 ฟุต และความกว้างเป็น 20 ถึง 70 ฟุต แล้วแต่ความต้องการของแต่ละสถานที่ สำหรับสระว่ายน้ำที่ใช้แข่งขันว่ายน้ำ ความกว้างของลู่อย่างต่ำ 5 ฟุต และขนาดของสระว่ายน้ำที่นิยมใช้กันมาก คือ ความกว้าง 30 ฟุต ความยาว 60 ฟุต

2.1.1.3 ความลึกของสระว่ายน้ำ (Depth of water) โดยปกติแล้วเราจัดสร้างให้มีด้านลึกและด้านตื้นอยู่คนละด้าน สำหรับด้านลึกมีความลึกไม่น้อยกว่า 6 ฟุต ด้านตื้นไม่น้อยกว่า 3 ฟุต และมีรัศมี 10 ฟุต จึงจะปลอดภัยกับผู้ใช้สระว่ายน้ำ ควรสร้างให้มีพื้นที่ด้านตื้นมากกว่าพื้นที่ด้านลึก คือ ที่ที่มีความลึกของน้ำตั้งแต่ 5 ฟุต ขึ้นมาควรมีพื้นที่ 80 % ของพื้นที่สระทั้งหมด

2.1.1.4 ความลาดเอียง (Slope of bottom) ควรมีความลาดเอียงที่ก้นสระพอสมควร หรือเพียงเล็กน้อยเพื่อป้องกันการลื่น ในส่วนที่มีความลึกน้อยกว่า 5 ฟุต ให้มีความลาดเอียงได้ไม่มากกว่า 1:15 ในส่วนที่มีความลึกตั้งแต่ 6 ฟุตขึ้นไป ที่ก้นสระว่ายน้ำไม่ควรมีก้นสระที่ราบ เพราะจะทำให้เกิดการตกตะกอนรวมกันอยู่ในบริเวณนี้

2.1.1.5 ผนังด้านข้าง (Sid walls) ผนังของสระว่ายน้ำควรเป็นแนวตั้ง คือ ไม่มีความเอียงเลย เพราะการสร้างให้มีความลาดเอียงในด้านข้างจะทำให้ลื่นและทำความสะอาดได้ยาก

2.1.1.6 ทางเดินรอบสระว่ายน้ำ (Run ways sid walls) ควรจัดสร้างให้มีทางเดินรอบสระว่ายน้ำด้วยขนาดความกว้างไม่น้อยกว่า 4 ฟุต มีความลาดนิดหน่อย เรียบแต่ไม่ลื่น น้ำไม่ซึม ทำความสะอาดได้ง่าย ความกว้างของทางเดินรอบๆ สระว่ายน้ำที่นิยมกันและเหมาะสมที่สุด คือ ระหว่าง 8-10 ฟุต และต้องคอยระวังอย่าให้น้ำจากทางเดินไหลไปในสระว่ายน้ำได้

2.1.1.7 รางระบายน้ำรอบสระว่ายน้ำ (Overflow gutters) ควรจัดให้มีรางระบายน้ำรอบๆ สระว่ายน้ำ เพื่อรับน้ำที่ล้นออกมา รางน้ำรอบสระว่ายน้ำนี้ใช้เป็นที่เกาะได้ด้วย โดยให้มีความลึกพอสมควร ความกว้างประมาณ 12-18 นิ้ว โดยมีความลาดออกไปจากสระว่ายน้ำ ทำความสะอาดได้ง่าย น้ำจากสระว่ายน้ำจะล้นออกไปจากรางระบายน้ำที่อยู่รอบๆ สระว่ายน้ำแล้วถูกนำกลับไปทำความสะอาดและทำลายเชื้อโรคใหม่ โดยมีท่อระบายน้ำออกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 2 นิ้ว ต่อออกจากรางระบายห่างกันทุกๆ ระยะ ระบายน้ำออกไปสู่ท่อน้ำโสโครก (Sewer) ในสระว่ายน้ำขนาดเล็ก ซึ่งมีความกว้างน้อยกว่า 30 ฟุต อาจจะไม่มีรางระบายน้ำล้นออกรอบๆ สระว่ายน้ำนี้ก็ได้

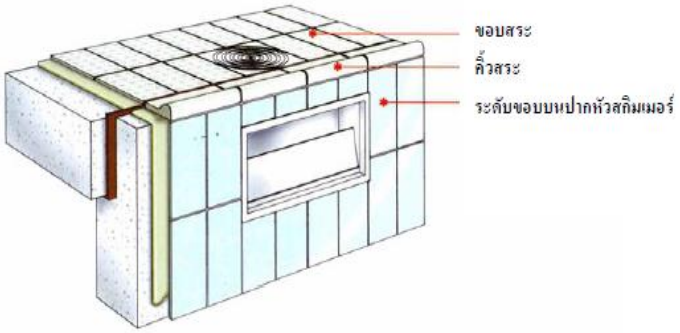
2.1.1.8 เครื่องหมาย (Markings) ภายในสระว่ายน้ำควรมีเครื่องหมายแสดงส่วนต่างๆ ของสระว่ายน้ำไว้ เพื่อให้ผู้ลงว่ายน้ำสังเกตเห็นได้ง่าย เช่น แสดงไว้ตามก้นสระว่ายน้ำด้านข้างสระว่ายน้ำ ควรทำด้วยสีอ่อนๆ เพื่อจะได้มองเห็นเครื่องหมายได้ง่าย ในส่วนที่มีความลึกมากๆ ควรใช้สีเข้มๆ ทำเครื่องหมาย และส่วนที่มีความลึกตั้งแต่ 5 ฟุตขึ้นไป ควรทำเครื่องหมายแสดงความลึกของน้ำไว้ทุกระยะที่ความลึกเพิ่มขึ้น 1 ฟุต เครื่องหมายแสดงลู่อาจจะใช้สีเขียนไว้ที่ก้นสระว่ายน้ำ โดยใช้สีเข้มกว่าของสระว่ายน้ำนั้นๆ เช่น สีดำ สีฟ้าแก่ สีน้ำเงิน เป็นต้น (ชนิกานต์ วิรัชติ, 2549)

2.1.2 ประเภทโครงสร้างสระว่ายน้ำ

สระว่ายน้ำที่ใช้กันทั่วไป แบ่งตามระบบการหมุนเวียนน้ำ แบ่งออกได้ 2 ระบบ ได้แก่ การไหลเวียนแบบระบบสกิมเมอร์ (Skimmer) และการไหลเวียนแบบระบบน้ำล้น (Overflow) (บริษัทท๊อป แอท พลู, 2556)

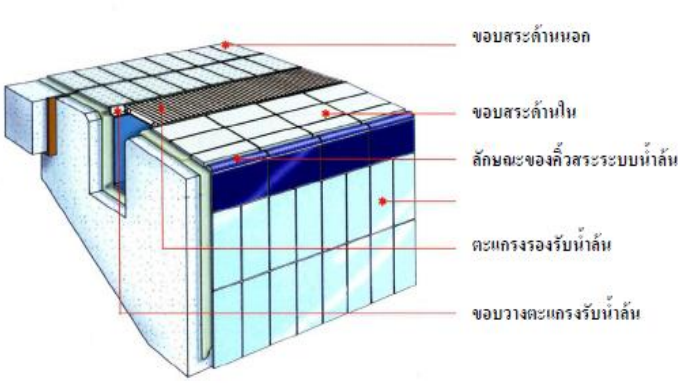
2.1.2.1 ระบบสกิมเมอร์ เป็นระบบที่ติดตั้งเครื่องดูดสิ่งสกปรกที่อยู่ที่ผิวหน้าของสระน้ำ ที่เรียกว่า สกิมเมอร์ (ดังภาพประกอบที่ 2-1) น้ำจากสระไหลผ่านช่องรับน้ำของสกิมเมอร์ที่ติดตั้งอยู่บริเวณผนังด้านข้างของสระว่ายน้ำจะเข้าสู่ระบบกรอง โดยดูดจากปั๊มกรองผ่านไปยังถังกรองแยกสิ่งสกปรกที่ปนอยู่ในน้ำออกแล้วจึงไหลเวียนกลับเข้าสู่สระโดยผ่านหัวจ่ายน้ำที่ผนังด้านข้าง ลักษณะของสระว่ายน้ำระบบนี้ ระดับผิวน้ำด้านบนจะต่ำกว่าพื้นขอบสระว่ายน้ำประมาณ 5-10 เซนติเมตร

- ข้อดีของระบบนี้คือ ราคาในการก่อสร้างระบบจะถูกกว่าระบบน้ำล้น



ภาพประกอบที่ 2-1 ระบบสกิมเมอร์
ที่มา: ชนิกานต์ วิรัชติ, 2549

2.1.2.2 ระบบน้ำล้น เป็นระบบที่มีรางระบายน้ำอยู่รอบๆ สระว่ายน้ำ โดยอยู่ด้านบนของสระว่ายน้ำ (ดังภาพประกอบที่ 2-2) และในระบบนี้ยังต้องมีถังพักน้ำ (Surge tank) ไว้สำหรับรองรับปริมาตรน้ำที่ถูกแทนที่ด้วยคน และคลื่นที่เกิดจากคนเล่นน้ำ น้ำจากสระล้นมาที่รางระบายน้ำผ่านตะแกรงน้ำล้นข้างสระแล้วไปยังถังพักน้ำล้น ก่อนเข้าสู่ระบบกรอง หลังจากนั้นน้ำจะถูกดูดโดยปั๊มกรองจะผ่านมายังถังกรอง (อาจเป็นถังกรองทรายหรือถังกรองผ้า) เมื่อน้ำผ่านระบบกรองแยกสิ่งสกปรกที่ปนอยู่ในน้ำออกจะไหลกลับเข้าสู่สระว่ายน้ำโดยผ่านหัวจ่ายน้ำที่พื้นสระ ลักษณะของน้ำในระบบนี้ ระดับผิวน้ำด้านบนจะเสมอกับพื้นขอบสระว่ายน้ำ ทำให้ดูสวยงามดูเป็นผืนเดียวกัน และน้ำในระบบนี้สะอาดกว่าระบบอื่นๆ



ภาพประกอบที่ 2-2 ระบบน้ำล้น
ที่มา: ชนิกานต์ วิรัชติ, 2549

2.1.3 สารเคมีที่ใช้ในการปรับสภาพ pH ในน้ำของสระว่ายน้ำ

2.1.3.1 เคมีที่ปรับสภาพน้ำที่เป็นด่าง เช่น กรดมูเรียติค (Muriatic acid) กรดไฮโดรคลอริค (HCl) โซเดียมไบซัลเฟต ($NaHSO_4$)

2.1.3.2 เคมีที่ปรับสภาพน้ำที่เป็นกรด เช่น โซเดียมคาร์บอเนต หรือโซเดียมไบคาร์บอเนต ($NaHCO_3$) แคลเซียมคาร์บอเนต ($CaCO_3$) ในกรณีที่ใช้เครื่องกรองทรายจะต้องใช้สารส้ม

2.1.3.3 เคมีที่ช่วยในการรักษาสภาพน้ำ เช่น น้ำยากันตะไคร่น้ำ (Algaecide) น้ำยาขจัดคราบที่จับกระเบื้อง (Stain remover) (ชนิกานต์ วิรัชติ, 2549)

2.1.4 การบำรุงและดูแลรักษาสระว่ายน้ำ

การบำรุงและดูแลรักษาสระว่ายน้ำเป็นเรื่องที่สำคัญอย่างมาก สระว่ายน้ำที่ดีจะต้องสะอาดและปลอดภัย โดยสิ่งที่ต้องดูแลสระว่ายน้ำมี 2 ประการคือ

2.1.4.1 การเติมสารเคมี โดยสารที่เติมลงในสระว่ายน้ำจะเป็นสารคลอรีนกับกรดเกลือ (Hydrochloric acid) หรือโซดาแอช (Sodium carbonate) ก่อนเติมสารเคมีเหล่านั้นลงในสระว่ายน้ำต้องมีการตรวจเช็คคุณภาพน้ำก่อน โดยการตรวจเช็คปริมาณคลอรีนคงเหลือ และค่า pH ด้วยชุดตรวจสอบคุณภาพน้ำ (Test kit) โดยทั่วไปจะเติม 3 ครั้งต่อสัปดาห์

2.1.4.2 การทำความสะอาดสระว่ายน้ำและการล้างถังกรอง การทำความสะอาดสระว่ายน้ำโดยการขัดกระเบื้องจะทำประมาณสัปดาห์ละครั้ง สำหรับถังกรองจะล้างทำความสะอาดเดือนละครั้ง ส่วนการเปลี่ยนถ่ายน้ำในสระนั้นจะเปลี่ยนทุกๆ 2-3 ปี

2.1.5 มาตรฐานคุณภาพน้ำสระว่ายน้ำ

สระว่ายน้ำแต่ละสระมีความแตกต่างกัน ซึ่งสระว่ายน้ำแต่ละแหล่งเป็นแนวทางที่กำหนดเป็นมาตรฐานทางเคมีสระว่ายน้ำแตกต่างกัน โดยการกำหนดมาตรฐานคุณภาพน้ำสระว่ายน้ำดังแสดงในตารางที่ 2-1

ตารางที่ 2-1 มาตรฐานคุณภาพน้ำของสระว่ายน้ำ และน้ำประปา

พารามิเตอร์	สระว่ายน้ำ	น้ำประปา
	ค่าที่ยอมรับได้ (ppm)	ค่าที่ยอมรับได้ (ppm)
คลอรีนอิสระ	[1,2]1.0 – 3.0	[3]0.2– 0.5
ค่า pH	[1,2]7.2 – 7.6	[3]6.5-8.5
Total Alkalinity (เมื่อใช้คลอรีนเหลว, แคเซียมไฮโปคลอไรท์ และลิเทียม ไอโปคลอไรท์)	80 - 100	5
Total Alkalinity (เมื่อใช้ก๊าซคลอรีน, ไดคลอโรไตรคลอโร, และสารประกอบโบรมีน)	100 - 120	100 – 120
Total Dissolved Solids (ของแข็งที่ละลายในน้ำทั้งหมด)	1,000 – 2,000	1,000 – 2,000
Calcium Hardness (ความกระด้าง)	200 - 400	200 – 400
Cyanuric acid (กรดไซยานูริค)	30 – 50	30 – 50
หมายเหตุ ค่ามาตรฐานตาม Nationnal spa and pool institute		

ที่มา: [1]กรมวิทยาศาสตร์ทหารเรือ (2556); [2]Swimming Pool and Spa Water Chemistry; [3]การประปานครหลวง

2.2 ระบบการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำด้วยระบบน้ำเกลือ

ระบบน้ำเกลือเป็นระบบควบคุมความสะอาดของน้ำด้วยระบบเกลือ โดยใช้เครื่องผลิตคลอรีนอัตโนมัติจากเกลือ (Salt Water Chlorinator) ระบบนี้จะใช้เกลือธรรมชาติ (NaCl: Sodium Chloride) ในการฆ่าเชื้อโรคแทนคลอรีน โดยอาศัยวิธีทางไฟฟ้า หรือเรียกว่า Electrolysis เกิดเป็นโซเดียมไฮโปคลอไรท์ (NaCl: Sodium Hypochlorite) และเกลือ NaCl กลับคืนมา น้ำเกลือเมื่อใช้ฆ่าเชื้อโรคแล้วจะไม่สูญหายไป จะเติมก็ต่อเมื่อมีการทำ Back Wash คือล้างเครื่องกรอง หรือฝนตก

จนน้ำล้นออกจากสระว่ายน้ำ ดังนั้นการเติมเลือจะเติมประมาณปีละ 2-3 ครั้ง และน้ำเกลือจะมีความเข้มข้นเพียง 0.3%

ข้อดีของระบบน้ำเกลือ ประหยัดค่าสารเคมี เนื่องจากราคาเกลือมีราคาถูกกว่าคลอรีน ประหยัดค่าแรงงานในการดูแลรักษา เนื่องจากไม่ต้องเติมเกลือบ่อยเหมือนคลอรีน การใช้งานง่ายสะดวก เพราะเป็นระบบอัตโนมัติ ติดตั้งอุปกรณ์ง่ายสามารถใช้กับสระว่ายน้ำที่มีอยู่แล้วได้

ข้อจำกัดของระบบน้ำเกลือ ราคาค่าอุปกรณ์มีราคาสูง น้ำมีรสชาติเป็นน้ำกร่อยอาจต้องถ่ายน้ำทิ้งบ่อยถ้ามีความเข้มข้นของเกลือสูง

ปริมาณเกลือที่ใช้ในการเดินระบบในครั้งแรกนั้นจะใช้เกลือประมาณ 3 กิโลกรัม ต่อน้ำ 1 ลูกบาศก์เมตร ผู้ดูแลสระว่ายน้ำจะวัดค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเกลือ และเติมเกลือหรือกรดอย่างอ่อน เพื่อให้น้ำในสระมีค่า pH เป็นกลาง ดังแสดงในตารางที่ 2-2

2.3 กระบวนการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำด้วยระบบคลอรีน

การฆ่าเชื้อโรคด้วยการเติมคลอรีน หรือเรียกว่า คลอริเนชัน (Chlorination) เป็นวิธีที่ใช้กันมานานและยังเป็นที่นิยมใช้กัน เนื่องจากเป็นวิธีที่มีราคาถูกและมีประสิทธิภาพสูงเมื่อเทียบกับวิธีอื่นๆ ในปัจจุบันการเติมคลอรีนแป็นที่นิยมใช้กันทั่วไป สำหรับการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ ได้แก่

1) รูปก๊าซ ได้แก่ ก๊าซคลอรีน (Chlorine gas)

2) รูปของเหลว ได้แก่ โซเดียมไฮโปคลอไรต์ (Sodium hypochlorite) คลอรีนเหลว (Liquid chlorine) น้ำยาฟอกขาว (Liquid calcium hypo)

3) รูปของแข็ง ได้แก่ แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ (Calcium hypochlorite) ทั้งชนิดเกล็ดหรือชนิดเม็ด ไตรคลอโรไอโซไซยานูริคแอซิด (Trichloroisocyanuric acid) และโซเดียมไดคลอโรไอโซไซยานูเรท (Sodiumdichlorocyanuric acid) (จิราวรรณ จานทอง และคณะ, 2553)

2.3.1 ปฏิกิริยาของคลอรีนในน้ำ

เมื่อเติมก๊าซคลอรีนลงไปในน้ำ จะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซีสเกิดขึ้นระหว่างคลอรีนกับน้ำอย่างรวดเร็ว ดังสมการที่ (1)

$$Cl_2 + H_2O \longrightarrow H^+ + Cl + HOCl \qquad (1)$$

กรดเกลือ (HCl) สามารถแตกตัวได้อย่างสมบูรณ์ กลายเป็น H^+ และ Cl^- แต่กรดไฮโปคลอรัส (HOCl) เป็นกรดอ่อนจึงแตกตัวได้เพียงบางส่วน ดังสมการที่ (2)

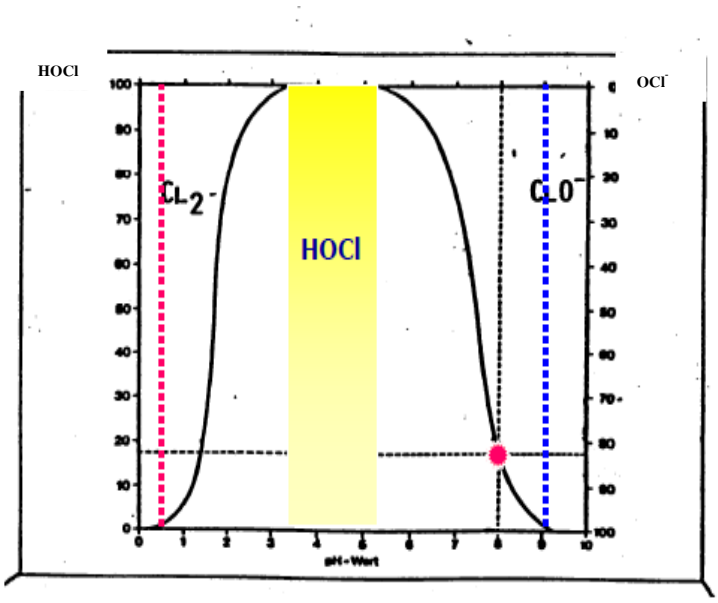
$$HOCl \longleftrightarrow H^+ + OCl^- \qquad (2)$$

ตารางที่ 2-2 เปรียบเทียบสระว่ายน้ำระบบน้ำเกลือกับระบบคลอรีน

สระว่ายน้ำระบบเกลือ	สระว่ายน้ำระบบคลอรีน
1. ใช้เกลือธรรมชาติในการบำบัดน้ำในสระ	1. ใช้คลอรีนในการบำบัดน้ำในสระ
2. มีความเค็มเพียงครึ่งหนึ่งของน้ำตาคนเท่านั้น	2. ทำให้มีคลอรีนคงเหลือในสระว่ายน้ำ ซึ่งอาจไม่ปลอดภัยต่อร่างกาย
3. เกลือ (NaCl) ไม่สูญหายไปไหน นำมาใช้ใหม่ตลอดเวลาจะหายไปกับการละลายในน้ำที่เพิ่มขึ้น เช่น น้ำฝน หรือน้ำที่กระเพื่อมออกจากสระว่ายน้ำเท่านั้น	3. ต้องคอยตรวจปริมาณของคลอรีนอยู่ตลอดเวลา
4. สามารถควบคุมการฆ่าเชื้อโรคในสระได้ตลอดเวลา โดยการละลายเกลือให้เป็น Sodium hypochlorite 10% (NaCl–electrolytic process – sodium hypochlorite) ซึ่งมีความเค็มเพียงครึ่งหนึ่งของความเค็มน้ำตาคนเท่านั้น	4. ถ้าปริมาณคลอรีนไม่เพียงพอในการฆ่าเชื้อโรคทำให้เกิดอันตรายต่อร่างกายได้
5. ไม่ระคายเคืองต่อผิวหนัง ไม่มีกลิ่น และยังช่วยทำให้ผิวหนังชุ่มชื้น	5. มีผลข้างเคียงจากคุณสมบัติของคลอรีน เช่น ตาแดงจากสารเคมี ผิวหนังแห้ง ลอก หรือเป็นผื่นแดง ผมเสีย เป็นต้น

กรดอ่อนที่เกิดขึ้นมีผลทำให้ค่า pH ลดลง แต่ไม่ทำให้ประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคลดลง Cl_2 HOCl และ OCl^- เรียกว่า คลอรีนอิสระคงเหลือ (Free residual chlorine) ทำหน้าที่ฆ่าเชื้อโรคในน้ำ แต่เนื่องจาก HOCl มีอำนาจในการฆ่าเชื้อโรคสูงกว่า OCl^- หลายเท่า ดังนั้นการฆ่าเชื้อโรคในน้ำที่ pH ต่ำ จึงได้ผลมากกว่าที่ pH สูง เพราะ HOCl มีอำนาจมากกว่า OCl^- (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือชนิดใดจะมากหรือน้อยกว่ากันอยู่ที่สภาพ pH ของน้ำ ที่ pH ต่ำกว่า 1 คลอรีนอิสระคงเหลือจะอยู่ในรูปของคลอรีนก๊าซ (Cl_2) ทั้งหมด และจะระเหยสู่บรรยากาศที่ pH 1-3.5 คลอรีนอิสระจะอยู่ในรูปก๊าซและ HOCl ที่ pH ในช่วง 3.5-5.5 คลอรีนอิสระจะอยู่ในรูป HOCl ทั้งหมดที่ pH ในช่วง 5.5-9 จะอยู่ในรูปของ HOCl และ OCl^- และที่ pH ตั้งแต่ 9 ขึ้นไป จะอยู่ในรูป OCl^- แสดงดังภาพประกอบที่ 2-3



ภาพประกอบที่ 2-3 แสดงผลของ pH และการเปลี่ยนแปลงชนิดของคลอรีนอิสระคงเหลือ

ที่มา: การประปานครหลวง, 2555

คลอรีนอิสระในรูป HOCl มีประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคมากกว่าคลอรีนในรูป OCl^- ถึง 100 เท่า ดังนั้นเพื่อให้ประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคสูงควรจะมีคลอรีนในรูป HOCl เหลืออยู่ในน้ำตามคำแนะนำขององค์กรอนามัยโลก สำหรับการฆ่าเชื้อโรคในน้ำทั้งแบคทีเรียและไวรัส โดยทั่วไปปริมาณคลอรีนอิสระที่เหลืออยู่ในน้ำเมื่อเวลาผ่านไป 30 นาที ต้องไม่ต่ำกว่า 0.5 mg/L โดยที่ pH ของน้ำต้องไม่สูงกว่า 8 และความขุ่นต้องไม่เกิน 1 NTU (การประปานครหลวง, 2555)

สำหรับในน้ำประปาซึ่งผลิตจากน้ำผิวดิน ส่วนมากจะมีแอมโมเนียเหลืออยู่ในน้ำเมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีน (HOCl) จะได้คลอรีนอิสระคงเหลืออีกชนิด เรียกว่า คลอรามีน หรือ Combined residual chlorine ได้แก่ โมโนคลอรามีน (NH_2Cl) ไดคลอรามีน ($NHCl_2$) และไตรคลอรามีน (NCL_3) ดังสมการที่ 3-5

$$HOCl + NH_3 \longrightarrow NH_2Cl + H_2O \quad \text{โมโนคลอรามีน} \quad (3)$$

$$HOCl + NH_2Cl \longrightarrow NHCl_2 + H_2O \quad \text{ไดคลอรามีน} \quad (4)$$

$$HOCl + NHCl_2 \longrightarrow NCl_3 + H_2O \quad \text{ไตรคลอรามีน} \quad (5)$$

Combined residual chlorine มีประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคต่ำ แต่คงทนอยู่ในน้ำได้นานกว่าคลอรีนอิสระทั้ง Free residual chlorine และ Combined residual chlorine รวมกันเรียกว่าคลอรีนคงเหลือทั้งหมด (Total residual chlorine) สำหรับคลอรีนน้ำและคลอรีนผงปฏิกิริยาในน้ำดังสมการที่ 6-7

$$NaOCl + H_2O \longrightarrow HOCl + NaOH \quad (6)$$

$$Ca(OCl)_2 + H_2O \longrightarrow 2HOCl + Ca(OH)_2 \quad (7)$$

การใช้คลอรีนน้ำและคลอรีนผง เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้คลอรีนก๊าซ จะเห็นว่าการใช้คลอรีนน้ำและคลอรีนผงจะทำให้แนวโน้มของค่า pH เป็นไปในทางที่สูงขึ้น เนื่องจากตามสมการเคมีจะมีด่างเกิดขึ้น แต่การใช้คลอรีนก๊าซจะทำให้แนวโน้มของค่า pH ในน้ำต่ำลง เนื่องจากมีกรดเกิดขึ้น ดังนั้นการใช้คลอรีนก๊าซฆ่าเชื้อโรคตามทฤษฎีแล้วจะมีประสิทธิภาพดีกว่าการใช้คลอรีนรูปอื่น แต่ในทางปฏิบัตินั้นผลไม่แตกต่างกันมากนักเพราะปริมาณคลอรีนที่ใช้น้อยมากผลกระทบต่อ pH ของน้ำค่อนข้างน้อย (การประปานครหลวง, 2555)

2.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของคลอรีนในน้ำ

2.3.2.1 รูปแบบของคลอรีน

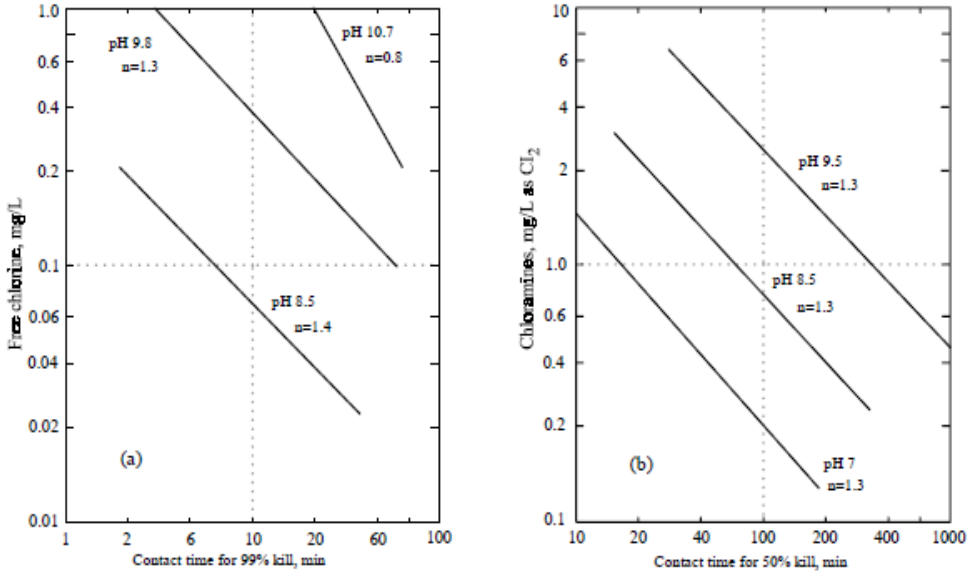
คลอรีนที่สามารถฆ่าเชื้อโรคได้มี 2 รูปแบบ ได้แก่ คลอรีนอิสระ (Free chlorine) และคลอรีนรวม (Combines chlorine) โดยคลอรีนอิสระมีประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคได้ดีกว่าคลอรีนรวมประมาณ 40-80 เท่า

2.3.2.2 ความเข้มข้นของคลอรีน

การทำคลอริเนชันขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของคลอรีน และวัดได้จากปริมาณของคลอรีนที่ตกค้างอยู่ในน้ำ (Chlorine residual) เนื่องจากเมื่อเติมคลอรีนลงในน้ำ คลอรีนจะทำปฏิกิริยากับสารต่างๆ อย่างรวดเร็ว ถ้าเติมคลอรีนน้อยเกินไปก็จะไม่มีคลอรีนตกค้าง แต่ถ้าเติมคลอรีนในปริมาณมากเกินพอหลังจากคลอรีนได้ทำปฏิกิริยากับสารอื่นๆ แล้ว จะมีคลอรีนอิสระและคลอรีนรวมเหลือตกค้างอยู่ในน้ำสามารถใช้ฆ่าเชื้อโรคในน้ำได้ ปริมาณความเข้มข้นของคลอรีนที่ใช้ในการทำปฏิกิริยากับสารในน้ำ เรียกว่า ความต้องการคลอรีน (Chlorine demand) รวมกับปริมาณคลอรีนที่ต้องการให้ตกค้าง เพื่อสำรองไว้ฆ่าเชื้อโรค ระดับคลอรีนตกค้างในน้ำประปากำหนดไว้ไม่เกิน 0.5 mg/L แต่ถ้าตลอรีนตกค้างสูงจะทำให้มีกลิ่นไม่พึงประสงค์ได้

2.3.2.3 ค่าพีเอช (pH)

ค่า pH ต่ำ เป็นสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการฆ่าเชื้อโรคในน้ำ เนื่องจากคลอรีนจะอยู่ในรูปของ HOCl ที่ pH ต่ำ ซึ่งมีความสามารถในการฆ่าเชื้อโรคได้ดีกว่า OCl^- และในทางกลับกัน ถ้า pH สูง คลอรีนอิสระจะอยู่ในรูปของ OCl^- จะทำให้ประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคในน้ำต่ำลง ความสำคัญของ pH อาจดูได้จากภาพประกอบที่ 2-4



ภาพประกอบที่ 2-4 แสดงความสำคัญของพีเอชและเวลาสัมผัสในการฆ่าเชื้อโรคของคลอรีนในรูปต่างๆ

ที่มา: มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542

2.3.2.4 เวลาสัมผัส

การฆ่าเชื้อโรคให้มีประสิทธิภาพจำเป็นต้องมีเวลาสัมผัสที่เหมาะสม เวลาสัมผัสขึ้นอยู่กับปริมาณและชนิดของคลอรีนที่ใช้เป็นสำคัญ ถ้าใช้คลอรีนมากเวลาสัมผัสอาจต่ำได้ แต่ถ้าใช้คลอรีนน้อยจำเป็นต้องมีเวลาสัมผัสนาน และหากมีคลอรีนอิสระมากเวลาสัมผัสก็ไม่จำเป็นต้องสูง เนื่องจากคลอรีนอิสระมีความสามารถในการฆ่าเชื้อโรคได้รวดเร็ว แต่ถ้าใช้คลอรีนรวมต้องให้มีเวลาสัมผัสนานกว่า ทั้งนี้เพื่อให้มีการฆ่าเชื้อโรคเกิดขึ้นอย่างแน่นอน

2.3.2.5 ความขุ่นของน้ำ

อนุภาคความขุ่นในน้ำอาจเป็นเกราะกำบังให้กับเชื้อจุลินทรีย์หรือเชื้อโรค ทำให้คลอรีนไม่สามารถเข้าไปสัมผัสได้และฆ่าเชื้อโรคได้ ดังนั้นการฆ่าเชื้อโรคจะให้มีประสิทธิภาพที่ดี

น้ำจะต้องมีความใสสูง คือต้องมีความขุ่นน้อยกว่า 10 NTU (Nephelometric tuybidity units) โดยการเติมสารส้มเพื่อให้อนุภาคจับตัวกันตกตะกอนและผ่านเครื่องกรอง เป็นต้น

2.3.3 รูปแบบของคลอรีนและสารประกอบของคลอรีน

รูปแบบของคลอรีนและสารประกอบคลอรีนที่ใช้มีหลายรูปแบบ ได้แก่ ก๊าซ ของเหลว ของแข็ง ซึ่งทั้ง 3 แบบจะทำปฏิกิริยากับน้ำได้สารที่แตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับสารประกอบที่อยู่ในน้ำ และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นอาจจะเปลี่ยนพีเอชของน้ำหรือเกิดการตกตะกอนของสารบางชนิด ซึ่งจะได้กล่าวถึงแต่ละรูปแบบ ดังนี้

2.3.3.1 คลอรีนในรูปก๊าซ (Chlorine gas) ได้แก่ ก๊าซคลอรีน

ก๊าซนี้ค้นพบเมื่อปี 1774 โดย Karl W.Scheele ชาวสวีเดน ซึ่งเกิดจากปฏิกิริยาดังสมการที่ (8)

$$MnO_2 + 4HCl \longrightarrow MnCl_2 + Cl_2 + 2H_2O \qquad (8)$$

ก๊าซคลอรีนมีสีเหลืองแกมเขียว หนักเป็น 2.5 เท่าของอากาศเมื่อเป็นของเหลวจะมีสีเหลืองอำพัน และหนักเป็น 1.44 เท่าของน้ำ คลอรีนเหลวระเหยเป็นก๊าซได้รวดเร็วถ้าปิดไม่มิดชิด คลอรีนเหลว 1 หน่วยปริมาตร จะได้ก๊าซ 450 ปริมาตร ก๊าซคลอรีนสามารถละลายน้ำได้ไม่เกิน 1 % (น้อยมาก) และจะไม่ละลายน้ำที่อุณหภูมิ 100 °C แต่ถ้าน้ำมีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 10-100 °C จะสามารถละลายได้ คลอรีนในรูปก๊าซนิยมใช้ในระบบประปา เมื่อก๊าซคลอรีนทำปฏิกิริยากับน้ำจะเกิดการแตกตัวได้กรดไฮโปคลอรัส (HOCl) ไฮโดรเจน (H^+) และคลอไรด์ (Cl^-) ซึ่งจะมีค่าคงที่ที่สมดุล 25 °C เท่ากับ 4.3×10^{-4} ปฏิกิริยานี้จะทำให้ค่าพีเอชของน้ำต่ำลง โดยค่าพีเอชของน้ำที่เปลี่ยนไปจะขึ้นกับปริมาณก๊าซคลอรีนที่เติมลงไปและความสามารถของบัพเฟอร์ในน้ำ

ก๊าซคลอรีนเป็นที่นิยมใช้ในนระบบน้ำประปาเพราะว่าสามารถให้คลอรีนในความเข้มข้นสูงและประหยัดเพียง 1 ปอนด์ของก๊าซคลอรีน จะสามารถให้คลอรีนความเข้มข้น 1 ppm ได้ถึง 1,000,000 ปอนด์ (120,000 แกลลอน) ของน้ำ ซึ่งจะเหมือนกับการเติมก๊าซคลอรีน 1 ปอนด์ต่อชั่วโมง กับน้ำที่มีอัตราการไหลประมาณ 2,000 แกลลอนต่อนาที (gpm) ให้คลอรีนที่ความเข้มข้น 1 ppm

2.3.3.2 คลอรีนในรูปของเหลว ตัวอย่างคลอรีนในรูปของเหลว ได้แก่

-โซเดียมไฮโปคลอไรต์ (Liquid sodium hypochlorite, NaOCl) สารตัวนี้ผลิตเป็นสารละลายเท่านั้น สารละลายนี้เป็นของเหลวใส สีเหลืองอมเขียว การเตรียมสารละลายดังสมการที่ (9)

$$2NaOH + Cl_2 \longrightarrow NaOCl + NaCl + H2O + heat \quad (9)$$

สารคลอรีนนี้นิยมใช้กับระบบประปาขนาดเล็กหรือสระว่ายน้ำ โซเดียมไฮโปคลอไรต์มีเสถียรภาพต่ำกว่า $Ca(OCl)_2$ ทำให้เสื่อมสภาพได้อย่างรวดเร็ว ควรเก็บไว้ในที่มืดและอุณหภูมิไม่สูงกว่า 30 °C และต้องเก็บไว้ที่ความดัน 80-110 Psi เพื่อป้องกันอันตรายที่จะเกิดขึ้น และเพื่อชะลออัตราการเสื่อมคุณภาพ อายุในการเก็บไม่ควรเกิน 60-90 วัน

สารละลายโซเดียมไฮโปคลอไรต์มี 2 เกรด คือชั้นคุณภาพ ก และชั้นคุณภาพ ข ซึ่งมี % Available Cl_2 ประมาณ 10 และ 5% ตามลำดับ

เมื่อผสมสารละลายโซเดียมไฮโปคลอไรต์ในน้ำจะแตกตัวได้กรดไฮโปคลอรัสโซเดียมไอออน และไฮดรอกซิลไอออน (OH^-) ปฏิกิริยาดังกล่าวจะทำให้พีเอชของน้ำเพิ่มขึ้น

2.3.3.3 คลอรีนในรูปของแข็ง (Solid chlorine)

คลอรีนในรูปของแข็งมีทั้งที่เป็นผงและเป็นเม็ด ตัวอย่างได้แก่ ปูนคลอรีน (Chlorinated lime) แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ กรดไตรคลอโรไอโซไซยานูริก (คลอรีนเสถียร)

-ปูนคลอรีน (Chlorinated lime) ซึ่งผลิตได้จากปฏิกิริยาเคมีระหว่างคลอรีนและปูนขาว

$$Ca(OH)_2 + Cl_2 \longrightarrow CaOCl_2 + H_2O \quad (10)$$

ปูนคลอรีนหรือบางทีเรียกว่า ผงฟอกขาว ที่ผลิตได้จะมีความบริสุทธิ์ประมาณ 70 % (ที่เหลือเป็นปูนขาวประมาณ 20 % และสารคาร์บอเนต) ปูนคลอรีนนี้เป็นผงหรือเม็ดสีนวล ไม่ควรเป็นก้อน % Available chlorine ควรสูงประมาณ 27-37 %

-แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ ($Ca(OCl)_2$) มี 2 ชนิดคือ ชนิดสารละลายและชนิดผง สารละลายแคลเซียมไฮโปคลอไรต์มี % Available Cl_2 ประมาณ 6% เป็นของเหลวสีเหลือง ส่วนผงไฮโปคลอไรต์มี % Available Cl_2 สูงมากประมาณ 70-80% (เรียกว่า HTH หรือ High Test Hypochlorite)

$$2CaOCl_2 \longrightarrow Ca(OCl)_2 + CaCl_2 \quad (11)$$

แคลเซียมไฮโปคลอไรต์ที่ผลิตภายในประเทศเป็นชนิดสารละลายเท่านั้น ผงแคลเซียมไฮโปคลอไรต์ที่มีขายในท้องตลาดล้วนแต่ส่งมาจากนอกประเทศทั้งสิ้น ไม่นิยมใช้ใน

ระบบจ่านน้ำในสระว่ายน้ำและระบบบำบัดน้ำเสีย เพราะมักจะเกิดการอุดตันในท่อและปั๊มที่ใช้สูบ $Ca(OCl)_2$ ทำให้ต้องมีการบำรุงดูแลรักษาสูง

-กรดไตรคลอโรไอโซไซยานูริก (Trichloroisocyanuric acid) ซึ่งถือว่าเป็นอนุพันธ์คลอรีน (Chlorine derivative) ในทางการค้าจะเรียกว่าคลอรีน 90% หรือเรียกว่าคลอรีนเสถียร สามารถเตรียมได้โดยจากปฏิกริยาไฮโปคลอรีสกับกรดไซยานูริกที่เหนียวหรืออาจใช้ Chlorine Monoxide กับผงของกรดไซยานูริกในการเตรียมกรดไตรคลอโรไอโซไซยานูริก

กรดไตรคลอโรไอโซไซยานูริกมีลักษณะป็นผงผลึกสีขาวหรือเป็นเกล็ด มีกลิ่นเหมือนคลอรีน มีความความเสถียรเนื่องจากมีกรดไซยานูริกซึ่งเป็นสารทำให้เสถียรอยู่ 55.5% จะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส (Hydrolyes) ในน้ำให้ HOCl และกรดไซยานูริก (Cyanuric acid) โดยที่มีค่าพีเอชที่เหมาะสมกับประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคอยู่ที่ 6-9.5 ลักษณะของกรดไตรคลอโรไอโซไซยานูริกเมื่อใส่ลงในน้ำจะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส

$$\underset{\text{(กรดไตรคลอโรไอโซไซยานูริก)}}{Cl_3N_3C_3O_3} + 3H_2O \longrightarrow 3HClO\ (aq) + \underset{\text{(ไฮโปคลอรัส)}}{C_3H_3N_3O} \underset{\text{(กรอไซยานูริก)}}{} \quad (12)$$

จะเกิดปฏิกิริยาต่อเนื่องของกรดไฮโปคลอรีส ซึ่งจะได้ไฮโดรเจนอิออนและไฮโปคลอไรต์

$$3HClO + 3H_2O \longrightarrow 3H_3O + 3ClO^- \quad (13)$$

สุดท้ายไฮโปคลอไรต์ก็จะสลายตัวต่อไปได้

$$3ClO^- + 6H^+ + 6e^- \longrightarrow 3Cl^- + 3H_2O \quad (14)$$

2.3.4 ข้อดีและข้อเสียของคลอรีนที่ใช้ในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ ดังแสดงในตารางที่ 2-3

ตารางที่ 2-3 แสดงการเปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของคลอรีนที่ใช้ในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ

ชนิด	ข้อดี	ข้อเสีย
ก๊าซคลอรีน (Cl_2 Gas)	- ให้ประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อสูง	- ต้องใช้ถังบรรจุโดยเฉพาะ ทำให้ยุ่งยากในการเก็บรักษาและค่อนข้างอันตราย หากมีการรั่วของถังเก็บ - ต้องมีอุปกรณ์การจ่ายคลอรีนลงน้ำโดยเฉพาะ และต้องมีการบำรุงรักษาเป็นประจำเพื่อป้องกันการรั่วของก๊าซคลอรีน - การหาซื้อค่อนข้างยาก
โซเดียมไฮโปคลอไรท์ (NaOCl)	- เป็นคลอรีนชนิดน้ำ ทำให้เตรียมสารละลายคลอรีนได้ง่าย และสะดวก	- มีความคงตัวที่ต่ำมาก ต้องใช้ให้หมดภายใน 2 วัน หากเกินแล้วความเข้มข้นของคลอรีนจะลดลง จนไม่มีประสิทธิภาพที่เพียงพอต่อการฆ่าเชื้อ ทำให้ต้องมีการจัดซื้อทุกๆ 2 วัน และเพื่อให้คลอรีนมีคุณภาพ ควรจัดซื้อจากผู้ผลิต ที่อยู่ในรัศมีไม่ไกลจนเกินไป - เนื่องจากเป็นคลอรีนที่มี pH มากกว่า 9 ดังนั้นเพื่อให้ได้ผลดี ต้องปรับ pH ของน้ำให้เป็นกรดเล็กน้อยก่อนใช้ มีฤทธิ์กัดกร่อนสูง
แคลเซียม ไฮโปคลอไรท์ ($Ca(OCl)_2$	- เป็นคลอรีนชนิดผง และเกล็ด ทำให้สะดวกในการเก็บรักษา และมีความคงตัวดีทำให้จัดการง่ายและสะดวกต่อการใช้	- ละลายน้ำพอใช้ได้ แต่จะมีบางส่วนเป็นตะกอนแคลเซี่ยมทำให้ต้องพักทิ้งไว้ให้ตกตะกอนก่อน สารละลายคลอรีนที่นำไปใช้ต้องระวังไม่ให้มีตะกอนเพราะจะทำให้เครื่องจ่ายคลอรีนอุดตัน และต้องเสียค่าใช้จ่ายในการกำจัดกากตะกอนที่หลงเหลือ - การใช้งานค่อนข้างยุ่งยาก และใช้เวลาในการเตรียมนาน - มีหลากหลายความเข้มข้น ทำให้ต้องมีการคำนวณการใช้ให้เหมาะสม - มี pH มากกว่า 9 ทำให้จำเป็นต้องมีการปรับ pH ของน้ำให้เป็นกรดเล็กน้อยก่อนด้วยกรดเกลือ - มีฤทธิ์กัดกร่อน

ตารางที่ 2-4 แสดงการเปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของคลอรีนที่ใช้ในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ (ต่อ)

ชนิด	ข้อดี	ข้อเสีย
ไตรคลอโรไฮโซไซยานูริคแอซิด ($C_3Cl_3N_3O_3$)	- มีประสิทธิภาพสูง มีความเข้มข้นสูงถึง 90% จึงใช้น้อย - ละลายน้ำได้หมดไม่มีตะกอน - ออกฤทธิ์ได้ดีกว่าคลอรีนชนิดไฮโปคลอไรท์มากกว่าถึง 8-10 เท่า - การเก็บรักษา และการจัดการค่อนข้างง่าย - การใช้งานไม่จำเป็นต้องใช้กรดเกลือปรับ pH ของน้ำก่อน	- ถึงละลายน้ำได้หมด แต่ละลายยากมาก ทำให้ใช้เวลาในการเตรียมนาน - มี pH ต่ำมากเพียง 2-3 เท่านั้น ทำให้ต้องระมัดระวังในการนำไปใช้สูง - เนื่องจากละลายน้ำช้ามาก ในการใช้ที่ไม่ต้องการให้มีคลอรีนหลงเหลือหลังจากใช้แล้ว จำเป็นต้องมีการตรวจสอบคลอรีนที่หลงเหลือก่อน เพื่อความปลอดภัย - มีราคาที่สูงกว่าคลอรีนชนิดอื่นๆ - มีฤทธิ์กัดกร่อนสูง

ที่มา: วิชญา รามสมภพ (2546); มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์ (2542)

2.4 สารตกค้างจากการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน

การเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรคในน้ำ นอกจากเป็นการกำจัดเชื้อโรคที่อยู่ในน้ำแล้วยังสามารถก่อให้เกิดสารตกค้างที่เป็นอันตรายได้ ซึ่งสารตกค้างบางชนิดก่อให้เกิดมะเร็งหรืออาจจะก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางพันธุกรรมได้ โดยสามารถแบ่งออกได้เป็น 3 กลุ่มต่างๆ ดังนี้

2.4.1 สารตกค้างที่มีคุณสมบัติในการฆ่าเชื้อโรค (Disinfectant Residuals) เช่น คลอรีนอิสระ (Free Chlorine) คลอรามีน (Chloramines) เป็นต้น

2.4.2 สารตกค้างประเภทสารอนินทรีย์ (Inorganic By-products) ตัวอย่างของสารกลุ่มนี้ เช่น คลอเรตไอออน (Chlorate Ion) คลอไรท์อิออน (Chlorite Ion) เป็นต้น

2.4.3 สารตกค้างประเภท Halogenated organic by-products ตัวอย่างของสารกลุ่มนี้ เช่น สารกลุ่ม Trihalomethanes สารกลุ่ม Haloacetic acids กลุ่ม Haloacetonitriles เป็นต้น (จิราวรรณ จานทอง และคณะ, 2553)

สารตกค้างประเภท Halogenated organic by-products บางชนิดส่งผลกระทบต่อความสามารถในการสืบพันธุ์ การคลอด ระบบไหลเวียนโลหิต และอาจส่งผลต่ออวัยวะภายใน เช่น ตับ ไต เป็นต้น ตัวอย่างเช่น สารไตรคลอโรอะซิติกแอซิด เป็นสารที่มีความอันตรายกับตับมนุษย์และอาจทำให้เกิดโรคระบบประสาทและความผิดปกติในตัวอ่อนของหนู (Nikolaou et al., 2004b)

2.5 สารตั้งต้นสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ

1. สารอินทรียธรรมชาติ

NOM เป็นสารประกอบเชิงซ้อนของสารอินทรีย์ที่อยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติ ซึ่งมีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำ ตัวอย่างเช่น กระบวนการออกซิเดชัน (Oxidation) กระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation) กระบวนการดูดซับ (Adsorption) และกระบวนการฆ่าเชื้อโรค (Disinfection) เป็นต้น เมื่อ NOM ทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิดเป็น Disinfection by-products (DBPs) ตัวอย่างเช่น Haloacetic acids (HAAs) โดยทั่วไปสามารถจัดแบ่งประเภทของ NOM ตามสถานการณ์ละลายออกเป็น 2 ส่วนดังนี้

$$NOM = DOM + POM$$

เมื่อ Dissolved organic matter (DOM) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำและ Particulate organic matter (POM) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำ และเมื่อทำการแบ่งประเภทของ NOM โดยใช้กระดาษกรองที่มีขนาดความพรุนแตกต่างกัน (เช่น <0.1 μm, <0.450 μm, <1.0 μm) สามารถแยกประเภทของ NOM ได้เพิ่มมากขึ้นโดยเป็นส่วนของสารอินทรีย์ประเภทคอลลอยด์ (Colloidal organic matter, COM) ซึ่งเป็นส่วนที่อยู่ระหว่าง DOM และ POM

$$NOM = DOM + COM + POM$$

2. สารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic matter, DOM)

Dissolved organic matter (DOM) สามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนได้แก่ Numic และ Non-humic substance โดยมี Humic substance เป็นส่วนประกอบหลักประมาณ 50-65% ซึ่งมี

ลักษณะเป็น สารที่มีขั้ว 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 อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาจากลักษณะทางเคมีของ Humic substance มีความสำคัญมากกว่าส่วนของ Non-humic substance

3. ฮิวมิค humic substance มีส่วนประกอบที่ซับซ้อนมาก มีรูปร่างไม่แน่นอน โดนมีต้นกำเนิดจากการสลายตัวของซากพืช และมีลักษณะสมบัติ ดังนี้

3.1 สารฮิวมิคที่ละลายน้ำ มักจะปรากฏในรูปของ Total organic carbon (TOC) ที่มีความเข้มข้นมากกว่า 1 ในขณะที่สารประกอบตัวอื่นมีความเข้มข้นต่ำกว่ามาก ในขณะที่สารประกอบตัวอื่นมีความเข้มข้นต่ำกว่ามาก

$$\frac{\text{mg Carbon (C)}}{\text{L}}$$

3.2 ฮิวมัสแสดงถึงการแลกเปลี่ยนอิออน (Ion exchange) และลักษณะสมบัติที่ซับซ้อน ซึ่งสัมพันธ์กับองค์ประกอบของน้ำ รวมทั้งสารพิษ (Toxic elements) และ Organic micropollutants

3.3 ฮิวมัสเป็นพาหะในการเคลื่อนย้ายสารพิษ สารที่ไม่ละลายน้ำ และ Organic micropollutants

3.4 คลอรีนสามารถทำปฏิกิริยากับกรดฮิวมิกก่อให้เกิด Chlorinated organic compounds เช่น MCAA DCAA TCAA ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งได้

รูปแบบโครงสร้างโมเลกุลของสารประกอบฮิวมิค ประกอบด้วยกลุ่มของ Polyhetero condensate ของโมเลกุลสารอินทรีย์ที่ซับซ้อน โดยมีกลุ่มฟังก์ชันต่างๆ ยื่นออกมาตามผิว ได้แก่

ลักษณะของสารฮิวมิคเป็นสารประกอบสีน้ำตาล หรือดำ มีสภาพเป็นกรด มวลโมเลกุลอยู่ในช่วงร้อยไปจนถึงหลายล้าน พบในธรรมชาติทั้งในดินและในน้ำ และเมื่อทำการวัดค่า Specific ultraviolet absorbance (SUVA) ที่ความยาวคลื่น 254 nm จะได้ค่าอยู่ในช่วง 4.8-7.4 L/mg-m เมื่อเปรียบเทียบระหว่าง Humic และ Fulvic acid พบว่า Fulvic acid มีความหนาแน่นของประจุสูงกว่าและทำการแยกโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันแบบ Charge neutralization ได้ยากกว่าส่วนของ Humic acid นอกจากนั้น Fulvic acid ยังมีปริมาณและความสามารถในการละลายมากกว่าส่วนของ Humic acid

สารฮิวมิค ส่วนใหญ่สารฮิวมิคในน้ำจะอยู่ในรูป Anionnic และอาจเป็น Polyanions

สารฮิวมิคสามารถจำแนกได้เป็น 3 ส่วนใหญ่ คือ

1. กรดฮิวมิค (Humic acid) เป็นส่วนที่พบมากของสารอินทรีย์ที่อยู่ในดิน ซึ่งมีสมบัติละลายได้ในด่าง (Alkaline solution) แต่ไม่ละลายในสารละลายกรดที่ pH <2 หรือ Ethylalcohol

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

3. ฮิวมิน (humin) มีคุณสมบัติไม่ละลายทั้งในสารละลายกรดและด่าง

2.5.1 พารามิเตอร์ที่ใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติ

การใช้ดัชนีตัวแทนในการอธิบายคุณลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติ โดยทั่วไปไม่สามารถใช้ดัชนีที่ได้จากวิธีการวิเคราะห์เพียงชนิดเดียวเป็นตัวแทน เพื่ออธิบายคุณลักษณะโดยรวมที่หลากหลายได้ ซึ่งดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่นำมาใช้แทนการพิจารณาประกอบด้วย Dissolved organic carbon (DOC), Ultraviolet absorbance at wavelength-254 nm (UV-254 nm) และ Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM)

2.5.1.1 สารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic carbon, DOC)

DOC ซึ่งเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนส่วนที่ละลายน้ำของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (Total organic carbon, TOC) ในน้ำสามารถแยกออกมาได้โดยการกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7 ไมโครเมตร DOC เป็นพารามิเตอร์ที่ใช้เป็นตัวแทนของ DOM ทั้งหมดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ ได้แก่ สารอินทรีย์กลุ่ม Humic (HPO) และ Non-humic (HPI) (Julie et al., 2004; AWWA, 1993)

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

การดูดกลืนแสง Ultraviolet (UV) มีประโยชน์โดยใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการวัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ สารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างจะดูดกลืนแสง UV เป็นปริมาณที่สัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างนั้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำมีค่าสูงขึ้นจะทำให้ปริมาณการดูดกลืนแสง UV ที่วัดได้สูงขึ้นตามไปด้วยโดยน้ำตัวอย่างจะถูกนำมากรองผ่านกระดาษกรอง เพื่อกำจัดอนุภาคแขวนลอยในน้ำก่อนการวัด UV สารอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบของ aromatic compound และโมเลกุลที่เป็นพันธะคู่จะดูดกลืนแสง UV ได้ดี ในขณะที่สารอินทรีย์ในกลุ่มของ Simple aliphatic acids แอลกอฮอล์ และน้ำตาลจะไม่ดูดกลืนแสง UV หรือดูดกลืนได้น้อย

โดยในการวัดค่า UV นั้นจะทำการวัดที่ความยาวคลื่น 253.7 nm (โดยประมาณ 254 nm) เนื่องจากสารอินทรีย์ที่ต้องการศึกษาจะดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น

การวัดค่า UV อาศัยหลักการคือ สารอินทรีย์ที่เป็นสารอะโรมาติกหรือเป็นสารที่เป็นพันธะคู่ จะสามารถดูดกลืนแสง UV โดยเฉพาะที่ความยาวคลื่น 254 nm จึงทำให้วิธีการวัดค่าการดูดกลืนแสง UV-254 เป็นวิธีการที่ดี และเหมาะสมกับการวัดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติ เช่น สารฮิวมิคเพราะประกอบด้วย Aromatic และเป็นสารอินทรีย์ทรีย์ที่มีปริมาณมากในแหล่งน้ำธรรมชาติ (Edzwald et al., 1985)

2.5.1.3 Flourescent excitation-emission matrix (FEEM)

FEEM เป็นการวิเคราะห์ลักษณะของสารอินทรีย์ในน้ำโดยใช้เครื่อง Spectrofluorometer ซึ่งผลการวิเคราะห์ FEEM จะแสดงลักษณะทางเคมีของสารอินทรีย์ในน้ำเป็นฟังก์ชันโครงสร้าง และ Functional groups ของโมเลกุล ซึ่งเป็นวิธีที่ง่ายและรวดเร็วโดยใช้ปริมาณของตัวอย่างจำนวนน้อยและมีความเข้มข้นต่ำ ผลที่ได้จากการวัด FEEM คือผลรวมของ Emission spectra ของน้ำตัวอย่างที่ Excitation wavelength ต่างๆ ซึ่งบันทึกเป็นเมทริกซ์ของความเข้มข้นแสงฟลูออเรสเซนส์ (Swietlik et al., 2004) เมื่อพิจารณาลักษณะของ FEEM โดยใช้หลักการของ Chen และคณะ (2003) ซึ่งได้อธิบายขอบเขตของความยาวคลื่น Excitation (Ex) และ Emission (Em) โดยแบ่งออกเป็น 5 ส่วน (Region) ซึ่งแสดงดังภาพประกอบที่ 2-5

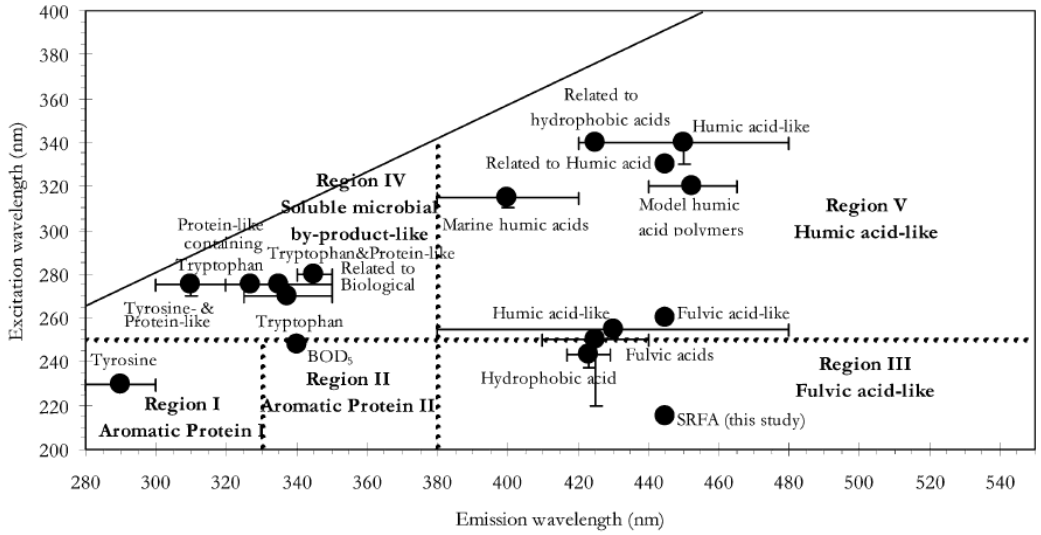
Region ที่ 1 Ex/Em มีค่าอยู่ในช่วง 220-250 nm/280-330 nmจะเป็นค่า FEEM ที่เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์กลุ่ม Tyrosine หรือ aromatic protein

Region ที่ 2 Ex/Em มีค่าอยู่ในช่วง 220-250 nm/330-380 nm จะเป็นค่า FEEM ที่เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์กลุ่ม BOD_5 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



ภาพประกอบที่ 2-5 แผนภาพแสดงตำแหน่งของสารอินทรีย์ในการวิเคราะห์ด้วย FEEM

ที่มา: Chenn et al. (2003); NKambule et al. (2011)

ตารางที่ 2-5 รายละเอียดของค่า Excitation และ Emission ของสารอินทรีย์ละลายน้ำแต่ละกลุ่ม

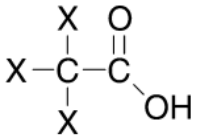
สารอินทรีย์	**Excitation (nm) / Emission (nm)**
Tyrosine	270-275/300-302
Tyrosine-like proposed	220-275/300-305, 275/310, 230/300
Tryptophan	280/342-346
Tryptophan-like proposed	220-275/340-350, 275/340, 265-280/300-370, 275/340, 265-280/300-370, 278-279/340-353, 277/351, 278/353, 280/320
Fulvic acids	350/450, 315/437-441, 245/445, 320/443, 220/445, 255/455, 320/450, 265/475, 325/440
Humic acids	250/450, 235-255/453-465, 260/485, 330/470, 270/550, 360/560, 261/457, 325/452
Fulvic acids and Humic acids-like proposed	235/435, 320/430, 290-340/395-430, 230/440, 340/440, 260/380-460, 350/420-480, 339/420-422, 343/433, 320-360/400-470

ที่มา: Jonhom et al. (2009)

2.6 สารฮาโลอะซิติกแอซิด

2.6.1 การเกิดสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิด (Haloacetic acids, HAAs)

สารกลุ่ม HAAs เป็นสารประกอบที่มีคลอรีน/โบรมีน จะก่อตัวขึ้นมากที่สุดเมื่อน้ำมีการฆ่าเชื้อด้วยคลอรีน เกิดเป็นสารประกอบฮาโลเจนที่มีคาร์บอน 1 ตัวเป็นองค์ประกอบ มีสูตรเคมีทั่วไป คือ CHX_3 โดยตำแหน่งของ X อาจมีการแทนที่ด้วยคลอรีน (Cl) โบรมีน (Br) ไอโอดีน (I) และไฮโดรเจน (H) หรือธาตุเหล่านี้ทุกตัวรวมกัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2-6 สารกลุ่มที่พบมากในน้ำประปา มี 5 ชนิดที่สำคัญ ได้แก่ Monochloroacetic acids (MCAA), Dichloroacetic acids (DCAA) Trichloroacetic acids (TCAA), Monobromoacetic acids (MBAA), Dibromoacetic acids (DBAA) (Health Canada, 2008) และสารกลุ่ม HAAs เกิดจากการทำปฏิกิริยาทางเคมีระหว่างสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ (Natural organic matter, NOM) กับคลอรีน



ภาพประกอบที่ 2-6 โครงสร้างสารกลุ่ม HAAs

หมายเหตุ X เป็นตัวแทนของสารกลุ่มฮาโลเจน เช่น Chlorine Bromine หรือ Fluorine

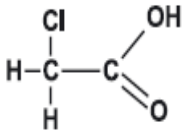
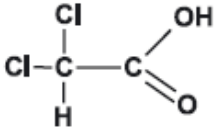
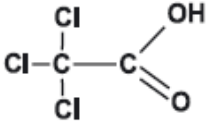
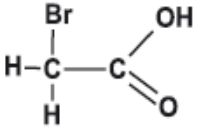
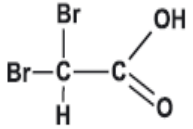
ที่มา Hanson and Solomon, 2004

Haloacetic acids (HAAs) เป็นผลพลอยได้ที่เกิดจากการทำปฏิกิริยาของสารฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนกับสารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter) สารเหล่านี้พบในการศึกษาในสัตว์มีความเป็นไปได้มีผลต่อตับ การเจริญพันธ์ การพัฒนาการ และเป็นการก่อกลายพันธุ์ (Mutagenic) และ สารก่อมะเร็ง (Carcinogenic) เพราะ HAAs เป็นสารชอบน้ำ (Hydrophilic) และมีความเป็นกรด (Stongly acidic) วัดได้ในระดับต่ำ (Chia-Yang Cgen, 2009) HAAs สามารถพบได้ใน Swimming pool, Rainwater, Surface and seawater (Kou et al., 2004) (ดังสมการที่ 10) โดยมีลักษณะคุณสมบัติทางเคมี - ฟิสิกส์ ดังแสดงในตารางที่ 2.6

Organic matter + Free chlorine $\longrightarrow$ THMs +HAAs + HANs + Cyanogen-halides

+ Other DBPs (10)

ตารางที่ 2-6 แสดงลักษณะคุณสมบัติทางเคมี – ฟิกส์ของสารกลุ่ม HAAs ชนิดต่างๆ

สารประกอบ กลุ่ม HAAs	MCAA	DCAA	TCAA	MBAA	DBAA
สูตรทางเคมี	*$ClCH_2COOH$[a]	*$Cl_2CHCOOH$[a]	*Cl_3CCOOH[a]	*$BrCH_2COOH$[a]	*$Br_2CHCOOH$[a]
โครงสร้าง					
น้ำหนักโมเลกุล	94.5[f]	128.94[f]	163.39[f]	138.95[a]	217.84[a]
ความหนาแน่น (g/cm^3)	1.58 at 20°C[a]	1.56 at 20°C[a]	1.62 at 25 °C[a]	1.93[f]	n/a[f]
สถานะ	ผลึก[f]	ของเหลว[b]	ผลึก[b]	ของแข็ง[f]	-
กลิ่น	-	ฉุน[b]	กลิ่นอ่อนๆ[b]	-	-
สี	ไม่มีสี[f]	ไม่มีสีถึงสีเหลือง[b]	ไม่มีสี[b]	-	-
จุดเดือด (°C)	187.8[a]	194[a]	197.5[a]	208[f]	195[f]
จุดหลอมเหลว (°C)	52.5[a]	13.5[a]	58[a]	49-51[a]	49[a]
ความสามารถละลายน้ำที่ (g/mL)	1.09 at 25 °C[d]	86.3*	1.50 at 25 °C[d]	1.75 at 25 °C[d]	2.11 at 25 °C[d]
ความดันไอที่ (kPa) (mm Hg)	0.0087 at 25 °C[a]	0.179 at 25 °C[a]	0.02 at 25 °C[a]		
Dissociation constant (pKa) at 25 °C	2.866[ae]	1.26[ae]	0.66[c]	2.69[c]	1.39[d]
Log octanol/water partition coefficient	0.22[ae]	0.92[ae]	1.33[ce]	0.41[ce]	1.22[c]

ที่มา: Dmitruk et al. (2007); [b]กรมควบคุมมลพิษ; [ac]Health Canada (2008); [d]Wang et al. (2010); [f]Srinivasan, (2008); [*]Hrudey et al. (2008); [e]Kou et al. (2004)

ซึ่งลักษณะของสารประกอบที่แตกต่างกันนี้ ขึ้นอยู่กับส่วนประกอบของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่มีอยู่ในน้ำ และปริมาณของสารฆ่าเชื้อโรคที่มีฮาโลเจนเป็นองค์ประกอบ

นอกจากนี้สารกลุ่ม HAAs นั้นเป็นสารประกอบที่ไม่มีสี และกลายเป็นไอได้น้อย นอกจากนี้ยังสามารถละลายในน้ำได้ดีและค่อนข้างเสถียร โดยปกติแล้วจะไม่พบสารกลุ่ม HAAs ตามธรรมชาติทั่วไป แต่จะเกิดขึ้นเมื่อมีการใช้คลอรีนในกระบวนการฆ่าเชื้อโรค สารกลุ่ม HAAs ที่มีโบรมีน เนื่องมาจากปริมาณโบรมีนที่มีอยู่ตามธรรมชาติ แหล่งกำเนิดสารกลุ่ม HAAs อื่นๆ นอกจากในธรรมชาติ สารกลุ่ม HAAs เกิดมาจากแหล่งกระบวนการต่างๆ ที่มีการใช้สารเคมี เช่น การฆ่าเชื้อโรคในกระบวนการผลิตน้ำดื่มและกระบวนการบำบัดน้ำเสีย เป็นต้น

การเกิดสารกลุ่ม HAAs มีสารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นสารตั้งต้น ขณะที่ไอออนของคลอรีน (Cl^-) หรือไอออนของโบรมีน (Br^-) เป็นสารที่ถูกเติมลงในน้ำเพื่อการฆ่าเชื้อโรค โดยการเกิดสารกลุ่ม HAAs นั้นขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำที่เข้าสู่ระบบ ทั้งปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด ค่า pH อุณหภูมิ ปริมาณแอมโมเนีย และอัลคาไลนิตี้ เป็นต้น รวมทั้งสภาวะในการเดินระบบ เช่น ปริมาณสารฆ่าเชื้อโรค เวลาสัมผัส การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติออกก่อนที่จะถึงจุดที่ทำการฆ่าเชื้อโรค หรือการเติมสารฆ่าเชื้อโรคก่อน

การเกิดสารกลุ่ม HAAs สามารถพบได้เมื่อน้ำมีการเติมคลอรีนภายใต้สภาวะ pH เป็นกรดเล็กน้อย และมีความเข้มข้นของโบรมีนต่ำ ความเข้มข้นของสาร DCAA และสาร TCAA จะใกล้เคียงกับความเข้มข้นของคลอโรฟอร์ม และความเข้มข้นของสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดทั้งหมดจะมากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ของความเข้มข้นของไตรฮาโลมีเทนในน้ำที่ได้จากกระบวนขั้นสุดท้าย (ชุติมา กัลยาประสิทธิ์, 2551)

ตารางที่ 2-7 Representative compounds of the three group of HAAs

Monohaloacetic acids	**Dihaloacetic acids**	**Trihaloacetic acids**
Monochloroacetic acids	Dichloroacetic acids	Trichloacetic acids
Monobromoacetic acids	Dibromoacetic acids	Bromodichloroacetic acids,
	Bromochloroacetic acids	Chlorodibromoacetic acids
		Tribromoacetic acids

ที่มา: Florentin et al. (2011)

2.6.2 ผลกระทบต่อสุขภาพในมนุษย์ (Health effects in humans)

ผลกระทบต่อสุขภาพจากการสัมผัสสาร HAAs จะประกอบด้วยเส้นทางหลัก 2 เส้นทาง ได้แก่ การกลืนกิน และการดูดซึมทางผิวหนัง ซึ่งพบว่าการกลืนกินเข้าสู่ร่างกาย สามารถดูดซึมเข้าสู่กระแสเลือดอย่างรวดเร็ว แต่การดูดซึมทางผิวหนังมีความเป็นอันตรายต่อสุขภาพน้อย เนื่องจากมีการดูดซึมได้น้อยหรือไม่มีการดูดซึมเลย

สำหรับความเป็นอันตรายที่แตกต่างกันของสารประกอบกลุ่ม HAAs ทั้ง 5 ชนิด มีรายละเอียดดังนี้

2.6.2.1 โมโนคลอโรอะซิติกแอซิด (Monochloroacetic acid)

สาร MCAA ดูดซึมได้ดีทางการกลืนกิน และกระจายไปสู่ตับ กล้ามเนื้อ และเนื้อเยื่อ แต่สารสามารถเผาผลาญได้อย่างรวดเร็ว และขับออกมาทางปัสสาวะ ถ้าได้รับสารในปริมาณ 50 – 500 mg/kg bw จะทำให้เสียชีวิตได้ แต่ถ้ากลืนกินในปริมาณ 5 - 6 ml หรือพบว่าเด็กเพศหญิงอายุ 5 ปี มีอาการคลื่นไส้ อาเจียน ทรุดตัวลงและเสียชีวิต ภายใน 8 ชั่วโมง ซึ่งเป็นสาเหตุของ หัวใจเต้นผิดปกติ (Cardiac arrhythmia) ตับได้รับความเสียหาย ระคายเคืองที่ กระเพาะอาหาร และเสียชีวิต แต่สาร MCAA มีการดูดซึมทางผิวหนังของร่างกายมนุษย์ได้ต่ำ

2.6.2.2 ไดคลอโรอะซิติกแอซิด (Dichloroacetic acid)

สาร DCAA ถูกดูดซึมได้ดีทางการกลืนกิน จะมีการกระจายของสารในตับและกล้ามเนื้อ และสามารถพบได้ในเนื้อเยื่อทั้งหมด มีการเผาผลาญอย่างรวดเร็วและจะขับออกมากับปัสสาวะ สาร DCAA ส่งผลต่อความผิดปกติทางพันธุกรรม เช่น ความผิดปกติของการเผาผลาญไขมัน ความเสี่ยงสูงต่อโรคหลอดเลือดหัวใจ และกล้ามเนื้ออ่อนแรง และตับโต

2.6.3.3 ไตรคลอโรอะซิติกแอซิด (Trichloroacetic acid)

สาร TCAA ถูกดูดซึมได้ดีทางการกลืนกิน จะมีการกระจายของสารในตับและกล้ามเนื้อ และสามารถพบได้ในเนื้อเยื่อทั้งหมด มีการเผาผลาญอย่างรวดเร็วและจะขับออกมากับปัสสาวะ ความเข้มข้นของสาร TCAA ก่อให้เกิดผลกระทบต่อผิวหนังได้ เช่น ผื่นแดง การบวม ทำให้เจ็บปวด อาจจะเป็นแผลไหม้ ผลกระทบต่อตา เช่น มีความระคายเคืองอย่างรุนแรง หรือเกิดแผลจากการกัดกร่อนหรือเกิดความเสียหายบริเวณระบบทางเดินอาหาร สาร TCAA ไม่ทำให้เกิดความผิดปรกติต่อโครโมโซมในเซลล์เม็ดเลือดขาวในมนุษย์ และไม่มีรายงานการศึกษาการก่อกลายพันธุ์ในร่างกายของมนุษย์ และไม่มีหลักฐานของการดูดซึมทางผิวหนังของสาร TCAA ในร่างกายมนุษย์

2.6.3.4 โมโนโบรโมอะซิติกแอซิด (Monobromoacetic acid)

ไม่มีรายงานการศึกษาผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์จากการสัมผัสสาร MBAA

2.6.3.5 ไดโบรโมอะซิติกแอซิด (Dibromoacetic acid)

สาร DBAA จะถูกดูดซึมทางการกลืนกินเข้าสู่กระแสเลือด มีผลกระทบต่อตับ ไต ม้ามและระบบสืบพันธ์เพศชาย แต่ยังไม่พบว่าสาร DBAA สามารถดูดซึมได้ทางผิวหนัง

สรุปความเป็นอันตรายและศักยภาพการเกิดสารกลุ่ม HAAs แต่ละชนิด แสดงในตารางที่ 2-8 ดังต่อไปนี้ และระดับศักยภาพในการเกิดมะเร็งจำแนกตาม USEPA และ IPRC มีดังตารางที่ 2-9

ตารางที่ 2-8 การจำแนกประเภทศักยภาพการเกิดโรคมะเร็งของสารกลุ่ม HAAs

ชนิดของสารตกค้าง	**จำแนกตาม USEPA**	**จำแนกตาม IARC**	**ผลกระทบต่อสุขภาพ**
Monochloroacetic acids	D[c]	-	-
Dichloroacetic acids	B2[c*]	[d]2B	- มีผลต่อการเกิดเนื้องอกในตับ[a] - โรคมะเร็งและส่งผลกระทบต่อระบบสืบพันธ์และการพัฒนาการ[b]
Trichloroacetic acids	C[c*]	[d]3	- มีผลต่อการเกิดเนื้องอกในตับ[a] - ส่งผลกระทบต่อตับ ไต ม้าม และการพัฒนาการ[b]
Monobromoacetic acids	-	-	-
Dibromoacetic acids	-	-	มีผลต่อการเกิดเนื้องอกในตับ

ที่มา: [a]Chowdhury (2009); [b]Gopal et al. (2007); [c]US-EPA (1991); Florentin et al. (2011); [*]Kou et al. (2004); USEPA (2008)

ตารางที่ 2-9 ระบบจำแนกสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งตามหลัก USEPA และจำแนกตาม IPRC

จำแนกตาม USEPA		จำแนกตาม IPRC	
กลุ่มจำแนกตาม USEPA	**ประเภท**	**กลุ่มจำแนกตาม IPRC**	**ประเภท**
A	สารก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์	1	สารก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์
B	เป็นไปได้ที่ก่อจะก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์	2	เป็นไปได้ที่จะก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์
B1	หลักฐานค่อนข้างจำกัดในมนุษย์	2A	สารอาจจะก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์
B2	มีหลักฐานเพียงพอในสัตว์ทดลองและไม่เพียงพอหรือไม่มีหลักฐานเป็นสารก่อให้เกิดมะเร็งในคน *Possible human carcinogen	2B	สารที่เป็นไปได้ว่าจะก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์
C	อาจเป็นไปได้ทีเป็นสารก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ *Possible human carcinogen	3	ไม่สามารถจำแนกว่าสารก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์
D	ไม่สามารถจำแนกได้ว่าเป็นสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์	4	ไม่มีหลักฐานว่าเป็นสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์
E	ไม่มีหลักฐานว่าเป็นสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ (หรือมีหลักฐานว่าไม่เป็นสารก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์)	-	-

ที่มา: Kofi (2010); *Kou et al. (2004)

2.6.3 ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเกิดของสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิด

สารกลุ่ม HAAs ที่เกิดขึ้นจากการทำปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์ธรรมชาติกับคลอรีน ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลักต่างๆ ที่มีผลต่อการเกิดสารเหล่านี้ ได้แก่ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบ ระยะเวลาการสัมผัส พีเอช อุณหภูมิของน้ำ ปริมาณคลอรีนที่เติม โบรไมด์ไอออน นอกจากนี้สารอินทรีย์จากร่างกายมนุษย์ เป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ ซึ่งน้ำในสระว่ายน้ำจะใช้น้ำประปาเป็นน้ำดิบตั้งต้นและมีการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนเช่นเดียวกับระบบประปา ในที่นี้จะกล่าวถึงปัจจัยที่สำคัญดังนี้

2.6.3.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM) ในน้ำดิบ

สารอินทรีย์ธรรมชาติที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำดิบเป็นปัจจัยหลักที่มีผลต่อการเกิดสารประกอบ Chlorine by-products สารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำมีส่วนประกอบ 2 ส่วน ได้แก่ สารประกอบฮิวมิก (Humic substances) ซึ่งประกอบด้วยกรดฮิวมิกและฟัลวิก และสารที่ไม่ใช่สารประกอบฮิวมิก (Non-humic material) สารฮิวมิกมีอยู่โดยทั่วไปในแหล่งน้ำตามธรรมชาติและมีอยู่ทั่วไปในดิน ในปัจจุบันพบว่าอินทรีวัตถุในดินมีฮิวมิกเป็นองค์ประกอบประมาณร้อยละ 60-80 สำหรับแหล่งน้ำในธรรมชาติทั้งในน้ำจืดและมหาสมุทรมีสารฮิวมิกประมาณร้อยละ 50 ซึ่งสารฮิวมิกนี้จะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้ (ปิยรัตน์ สาระวงศ์, 2545; จงรัก บุณคงมา, 2552)

Kim และ Yu (2005) รายงานว่าโดยทั่วไปประมาณหนึ่งในสองของสารอินทรีย์ละลายน้ำเป็นสารประกอบฮิวมิคซึ่งเป็นสารไม่มีขั้ว (hydrophobi)

โครงสร้างของกรดฮิวมิกและกรดฟัลวิกไม่เป็นที่ทราบแน่ชัด ส่วนมากมักเป็นโครงสร้างจากการทำนายหรือการตั้งสมมติฐานขึ้น แต่พอสรุปได้ว่ากรดฮิวมิกและกรดฟัลวิกเป็นโครงสร้างที่มีวงแหวนอะโรมาติกมากและมีฟังก์ชันต่างๆ เช่น หมู่คาร์บอกซิล หมู่ไฮดรอกซิล เป็นต้น (Stevenson, 1982)

สารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำสามารถวิเคราะห์ได้จากพารามิเตอร์ต่างๆ ดังนี้ สารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (Total organic carbon, TOC) สารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (Dissolved organic carbon, DOC) ค่า UV-254 โดยค่า UV-254 เป็นการวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 253.7 nm. ค่านี้จะบ่งบอกถึงลักษณะโครงสร้างของสารอินทรีย์ที่เป็นโครงสร้างอะโรมาติก ซึ่งสารอินทรีย์ที่มีความเป็นอะโรมาติกมากสามารถดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตที่ความยาวคลื่นนี้ได้ดีกว่าสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างเป็นสายตรง (ธาราทิพย์ รอดวินิจ และคณะ, 2552; Rodriguez et al., 2004; Uyak and Toroz, 2006)

WHO (2000) พบว่าสารประกอบฮิวมิกมีขนาดโมเลกุลใหญ่กว่าและมีโครงสร้างอะโรมาติกสารประกอบฟัลวิก และพบว่าสารประกอบที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่และประกอบด้วยโครงสร้างอะโรมาติกมากจะทำปฏิกิริยากับคลอรีนเกิดสารตกค้างได้มาก ดังนั้นถ้าน้ำมีค่า UV-254 สูงจึงมีศักยภาพในการเกิดสารตกค้างจากการฆ่าเชื้อโรคมาก

จากการศึกษาของ Kim และคณะ (2000) ได้ทำการทดลองในสระว่ายน้ำจำลอง ซึ่งทำการศึกษาทั้งน้ำใต้ดินและน้ำผิวดิน โดยเติมสารอินทรีย์จากร่างกายมนุษย์ลงในสระว่ายน้ำจำลอง ผลการศึกษาพบว่าสารอินทรีย์จากร่างกายมนุษย์ ทำให้ระดับของสารตกค้างจากการฆ่าเชื้อ

โรคในสระว่ายน้ำเพิ่มมากขึ้น จึงได้มีการสังเคราะห์สารอินทรีย์ขึ้นใหม่ โดยการเลียนแบบสารอินทรีย์ที่มาจากร่างกายมนุษย์คือ น้ำลาย เส้นผม ปัสสาวะ เหงื่อ

2.6.3.2 pH ของน้ำ สำหรับผลของพีเอชต่อการเกิดสารตกค้างนั้น และพบว่าเมื่อพีเอชของน้ำลดลงจะทำให้เกิดสาร HAAs มากขึ้น (Dalvi et al., 2000)

2.6.3.3 อุณหภูมิและระยะเวลาสัมผัสของน้ำ อุณหภูมิของน้ำจะส่งผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา โดยอุณหภูมิที่เพิ่มขึ้นจะเป็นตัวเร่งให้เกิดปฏิกิริยาระหว่างคลอรีนกับสารอินทรีย์เร็วขึ้น ดังนั้นจึงส่งผลให้เกิดสารกลุ่ม HAAs เพิ่มขึ้นด้วย

ประสิทธิภาพของคลอรีนจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิของน้ำเพิ่มขึ้น (Department of Environment and labor, 2000)

Kim และคณะ (2002) ทำการทดลองในสระว่ายน้ำจำลอง เพื่อศึกษาปฏิกิริยา chlorination โดยใช้น้ำใต้ดินและน้ำผิวดินทำปฏิกิริยากับคลอรีน ที่อุณหภูมิ 30°C pH 7 เป็นเวลา 24 และ 72 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่าการเกิดปฏิกิริยาในระยะเวลายาวนานกว่า 72 ชั่วโมงจะทำให้ปริมาณ disinfection by-product (DBPs) เพิ่มขึ้น

2.6.3.4 ความเข้มข้นของคลอรีนที่เติมเพื่อฆ่าเชื้อโรค (Chlorine dose) ความเข้มข้นของคลอรีนที่เติมจะมีผลต่อการเกิดสารตกค้างโดยเมื่อความเข้มข้นคลอรีนที่เติมเพิ่มขึ้นมีผลทำให้ความเข้มข้นของสารตกค้างสูงขึ้น

2.6.3.5 โบรไมด์ไอออน (Bromide ion, Br^-)

โบรไมด์ไอออนในน้ำดิบเป็นปัจจัยสำคัญที่จะก่อให้เกิดสารตกค้างกลุ่มนี้ เนื่องจากโบรไมด์อิออนจะถูกออกซิไดซ์เกิดเป็น โบรเมต โบรมีนอิสระ (free bromine) และกรด hypobromous ซึ่งสามารถทำปฏิกิริยากับกับสารอินทรีย์ในน้ำก่อให้เกิดสารตกค้างที่มีโบรมีนเป็นองค์ประกอบ เช่น bromoform, bromineated acetic acid, bromopicrin เป็นต้น อัตราส่วนระหว่างโบรไมด์อิออนและปริมาณคลอรีนที่เติมในการฆ่าเชื้อโรค (chlorine dose) มีผลต่อการเกิดสารประกอบ HAAs และการเกิดปฏิกิริยาแทนที่คลอรีนอะตอมในสารตกค้างโดยโบรมีนอะตอม เมื่ออัตราส่วนนี้สูงขึ้นจะทำให้เกิดสารตกค้างที่เกิดขึ้นมีองค์ประกอบของโบรมีนอะตอมมากขึ้น (USEPA, 1999; Faust and Aly, 1997; Nikolaou et al., 2004b; ธาราทิพย์ รอดวินิจ และคณะ, 2552)

2.7 มาตรฐานคุณภาพน้ำที่เกี่ยวข้องกับสาร HAAs

ตารางที่ 2-10 ความเข้มข้นสูงสุดที่ยอมรับได้ของสารกลุ่ม HAAs ในน้ำประปา

กลุ่มสาร Haloacetic acids	**ตัวย่อ**		**Maximum contaminant levels, MCLs (µg/L)**			
		Australia*	**WHO**	**New Zealand**	**USEPA**	**Canada**
Monochloroacetic acid	MCAA	150	20	150	-	-
Dichloroacetic acid	DCAA	100	50	100	-	-
Trichloroacetic acid	TCAA	100	100	100	-	-
Monobromoacetic acid	MBAA		-		-	-
Dibromoacetic acid	DBAA		-		-	-
Total 5 HAAs	HAA5		-		60	80

ที่มา: Golfinopoulos et al. (2005); *Hrudey et al. (2008); Florentin et al. (2011)

2.8 สาร HAAs ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ

ตารางที่ 2-11 ความเข้มข้นของสาร HAAs ในน้ำประปา

จุดเก็บตัวอย่าง	ความเข้มข้นของสารกลุ่ม HAAs(µg/L)				
	MCAA	MBAA	DCAA	TCAA	DBAA
	ค่าเฉลี่ย	ค่าเฉลี่ย	ค่าเฉลี่ย	ค่าเฉลี่ย	ค่าเฉลี่ย
B822	0.69	0.65	0.64	0.61	0.62
PS	0.66	0.70	0.54	0.53	0.62
PS23	0.70	0.75	0.56	0.53	0.59
KS	0.63	0.70	0.54	ND	0.62

ที่มา: Al-shatri et al. (2014)

ตารางที่ 2-12 Concentration of halogenated acetic acids measured in swimming pool water

Country	Pool type	Disinfectant by-product concentration (µg/L)										Reference
		MCAA		MBAA		DCAA		DBAA		TCAA		
		mean	range	mean	range	mean	range	mean	range	mean	range	
Germany	indoor	26	2.6-81	0.32	<0.5-3.3	23	1.5-192	0.57	<0.2-7.7	42	3.5-199	Stottmeister & Naglitsch,
	hydrotheraph	32	2.5-174	0.15	<0.5-1.9	8.8	1.8-27	0.64	<0.2-4.8	15	1.1-45	
	outdoor	26	2.5-112	0.06	<0.5-1.7	132	6.2-562	0.08	<0.2-1.3	249	8.2-887	
	Hot whirl-pool									30		Lahi rt al. 1984
	Indoor										25-136	
	Indoor										2.3-100	Mannschott et al. 1995

ที่มา: WHO (2006)

ตารางที่ 2-13 Comparison of the values of HAAs in swimming pool water provided by different authors and organizations and those obtained in this study

Disinfectant by-product concentration (µg/L)					Reference
MCAA	**MBAA**	**DCAA**	**DBAA**	**TCAA**	
range	**range**	**range**	**range**	**range**	
42	nd	45.2	2.8	155	Sarrion et al.
15-1000	nd	nd	Nd	1000-1700	Loos and Barcelo
24.7	7.1	68.8	15.2	42.1	Martinez et al
2.6-8.1	<0.5-3.3	1.5-192	0.2-7.7	3.5-199	WHO 2006
9.2-110	nd	77-1000	<5-16.5	104-320	AFFSET 2010
Nd-2.7	nd	29-84	0.3-0.7	29-76	Prieto-Blanco et al., 2012

ที่มา: Prieto-Blanco et al. (2012)

ตารางที่ 2-14 Results of the analysis of water samples from different sources

Water samples	Code	Disinfectant by-product concentration (µg/L)					
		MCAA	**MBAA**	**DCAA**	**DBAA**	**TCAA**	**HAA5**
		range	**range**	**range**	**range**	**range**	**range**
Swimming pool	15104a	Nd	Nd	33.5	0.5	42.0	76.0
	15109b	Nd	Nd	29.2	0.3	55.1	84.6
	15106b	<LOQ	Nd	43.5	0.5	76.3	120.3
	15107b	<LOQ	Nd	60.0	0.7	54.3	115.0
	15108b	2.1	Nd	54.7	0.7	29.3	86.8
	15105a	2.7	Nd	84.0	0.7	66.3	153.7
Tap water	14543b	Nd	Nd	Nd	0.4	0.8	1.25

ที่มา: Prieto-Blanco et al. (2012)

ตารางที่ 2-15 Concentration of major DBPs in indoor chlorinated swimming pool

Country	Pool type	Disinfection method	HAAs concentration (µg/L)					Reference
			MCAA	MBAA	DCAA	TCAA	DBAA	
spain	NR	chlorine	25	7	69	42	15	Martinez et al., 1999
switzerland	NR	chlorine	11-120		1-240	17-95		Berg et al., 2000
spain	NR	chlorine	4	<0.4	45	150	2.8	Sarrion et al., 2000
spain	NR	NR	15-1000	<0.8	<0.8	1000-1700	<1.3	Loos and Barrcelo., 2010
Korea	Indoor	chlorine			14-250	20-630		Lee et al., 2010
	Indoor	Ozone/ chlorine			<0.3-32	1-86		
	Indoor	EGMO			2-99	1-410		
spain	NR	chlorine	33-40	<0.1	100-120	60-180	1.7-2.2	Cardador and Gallego., 2010
U.S.	Indoor	chlorine			52-6800	76-1900	<1-25	Kanan., 2010

ที่มา: Teo et al. (2015)

ตารางที่ 2-16 Concentration of major DBPs in indoor chlorinated swimming pool (ต่อ)

Country	Pool type	Disinfection method	HAAs concentration (µg/L)					Reference
			MCAA	MBAA	DCAA	TCAA	DBAA	
spain	indoor	chlorine	9-36		60-120	85-170	-	*Cardador and Gallego., 2011
	outdoor	chlorine	20-34		130-170	99-150	-	
France	indoor	chlorine	1-96	4-160	1-9	3.-87	11-1100	*Parinet et al., 2011
Canada	indoor	chlorine			48-190	54-200		*Catto et al., 2012
Portugal	NR	chlorine	<0.3-3	<0.3	29-84	29-76	0.3-0.7	*Prieto-Blanco et al., 2012
Portugal	indoor	chlorine	0.6-13	0.5-20	0.4-54	0.5-73	0.1-12	*Sa et al., 2012
Saudi Arabia	NR	NR	47-49	9-25	11-35	<2.2-13	16	*Nsubuga and Basheer., 2013
U.S.	outdoor	NR			310-1330	370-1140		*Wang et al., 2014
	indoor	NR			50-2040	20-2970		
	Spa	NR			50-750	40-530		
China	outdoor	chlorine			44-195	33-98		
	indoor	chlorine			5-60	6-90		
Australia	Various	chlorine	<0.5-120	<0.5	230-2400	110-2600	<0.5	*Yeh et al., 2014

ที่มา: *Teo et al. (2015)

ตารางที่ 2-17 Comparison of HAAs Concentration measured in indoor water whit the literature values

Country	Pool type	Disinfection method	HAAs concentration (µg/L)				Reference
			DCAA		TCAA		
Korea	indoor	chlorine	68.3	(14.1-246)	180.9	(19.7-636)	Lee J. et al., 2010
	indoor	Ozone/chlorine	12	(N.D.-31.9)	24.6	(1.3-85.8)	
	indoor	EGMO	33.7	(1.5-98.5)	97.2	(1.0-413)	
Switzerland	indoor	chlorine	76	(0.9-240)	44.9	(17.1-94.7)	Berg et al., 2000
USA	indoor	chlorine	419	52-647	420	57-781	Kim and Weisel , 1988
Germany	indoor	chlorine	23	1.5-192	42	3.5-199	Stottmeister and Naglitsch, 1996[a]

ที่มา: [a]WHO (2006); Lee et al. (2010)

2.9 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ (Health risk assessment)

การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพ หมายถึง เป็นกระบวนการทางวิทยาศาสตร์ที่ใช้ในการอธิบายความสัมพันธ์ระหว่างการรับสัมผัสสารเคมีกับผลกระทบที่มีต่อสุขภาพของมนุษย์ (อนามัย เทศกะทึก, 2553)

การประเมินความเสี่ยง หมายถึง กระบวนการประเมินโอกาสที่จะเกิดความเสี่ยงต่อสุขภาพของมนุษย์จากการได้รับสารเคมี การประเมินความเสี่ยงก็มีข้อมูลที่สำคัญเพื่อช่วยในการตัดสินใจของผู้บริหารในการดำเนินการป้องกันหรือลดความเสี่ยงจากการปนเปื้อนของสารเคมีในสิ่งแวดล้อม เช่น น้ำ ดิน อากาศ และ อาหาร กระบวนการประเมินความเสี่ยงมี 4 ขั้นตอน (USEPA, 1989) คือ การระบุสิ่งคุกคาม (Hazard identification) การประเมินการตอบสนองต่อ การสัมผัส (Dose response assessment) การประเมินการรับสัมผัส (Exposure assessment) การอธิบายลักษณะความเสี่ยง (Risk characterization) (อนามัย เทศกะทึก, 2553)
มีรายละเอียดดังนี้

2.9.1 ขั้นตอนที่ 1 การระบุสิ่งคุกคาม (Hazard identification)

เป็นการรวบรวมและวิเคราะห์ข้อมูล เพื่อให้ทราบว่าสารเคมีที่กำลังสนใจอยู่นั้นมีความเป็นพิษหรืออันตรายมากน้อยเพียงใด และเป็นอันตรายในลักษณะใด พิจารณาตามน้ำหนักของหลักฐานทั้งในแง่คุณภาพและความพียงพอของหลักฐานที่มีอยู่ทั้งหมด การประเมินความเสี่ยงจะหยุดเพียงแค่ขั้นตอนการระบุสิ่งคุกคามเท่านั้น ถ้าไม่พบว่าการได้รับสารเคมีที่กำลังศึกษาอยู่นี้ทำให้เกิดผลเสียต่อสุขภาพอนามัยของมนุษย์ ซึ่งข้อมูลหรือหลักฐานที่จำเป็นสำหรับการบ่งชี้ความเป็นอันตราย ได้แก่

- คุณสมบัติของสารเคมีหรือสารพิษ ปริมาณที่ได้รับความเป็นพิษของสาร
- วิถีทาง และรูปแบบของการได้รับสารเข้าสู่ร่างกาย (Route of exposure)
- ระยะเวลาการได้รับสาร ปริมาณ ความถี่ และช่วงเวลาที่ได้รับสาร
- ข้อมูลจากการศึกษาทางการระบาดวิทยา เป็นการศึกษารูปแบบการเกิดโรคในมนุษย์รวมถึงปัจจัยต่างๆ ที่มีผลต่อการเกิดโรค

2.9.2 ขั้นตอนที่ 2 การประเมินการตอบสนองต่อการสัมผัส (Dose response assessment)

เป็นการหาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณการได้รับสารเคมีกับผลต่อสุขภาพหรือการตอบสนองที่ระดับสัมผัสต่างๆ กัน รวมทั้งการนำไปใช้ในการหาค่ามาตรฐานสำหรับสารเคมีสารปนเปื้อนที่อยู่ในระดับที่ไม่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ ซึ่งวิธีในการประเมินการตอบสนองต่อปริมาณสารเคมี แบ่งออกเป็น 2 ลักษณะ คือ

2.9.2.1 สารเคมีที่ไม่ก่อมะเร็ง (Non-carcinogen) รวมถึงสารก่อมะเร็งที่ไม่มีผลต่อยีน (Nongenetic carcinogen) และความเป็นพิษอย่างอื่นที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง (Non-carcinogen effects) สารเคมีกลุ่มนี้จะมีระดับความทนทาน (Threshold) ซึ่งหมายถึงปริมาณสารเคมีที่มากที่สุด เมื่อได้รับเข้าไปทุกวันแล้วจะไม่ทำให้เกิดความผิดปกติใดๆ

2.9.2.2 สารเคมีที่ก่อมะเร็งที่มีผลต่อยีน (Genetic carcinogen) การประเมินการตอบสนองสำหรับสารก่อมะเร็งมีความยุ่งยากกว่าสารไม่ก่อมะเร็ง สารกลุ่มนี้ไม่มีระดับความทนทาน (Non-threshold) กล่าวคือ แม้ว่าจะได้รับสารเคมีในระดับที่น้อยที่สุดก็ยังมีความเสี่ยง

2.9.3 ขั้นตอนที่ 3 การประเมินการสัมผัส (Exposure assessment)

เป็นการประเมินปริมาณสารเคมีที่มนุษย์หนึ่งคนหรือประชากรหนึ่งกลุ่มได้รับจากสิ่งแวดล้อม ขั้นตอนนี้นับว่ามีความสำคัญอย่างงมากของการประเมินความเสี่ยง ทั้งนี้เพราะความเป็นพิษของสารเคมีจะไม่เกิดขึ้น ถ้าไม่ได้รับสารนั้นและความรุนแรงขแงความเป็นพิษขึ้นกับปริมาณของสารที่ได้รับ ดังนั้นถ้าการประเมินปริมาณสารที่ได้รับผิดพลาดจากความเป็นจริง การคำนวณความเสี่ยงก็จะมีความคลาดเคลื่อน (Uncertainty) สูง โดยวัตถุประสงค์การประเมินการสัมผัส เพื่อที่จะค้นหาคำตอบที่เกี่ยวข้องกับการรับสัมผัส เช่น สารเคมีหรือชนิดสิ่งคุกคามที่ประชากรได้รับ ช่องทางการได้รับสาร ปริมาณในสื่อสิ่งแวดล้อม ปริมาณที่ได้รับ ลักษณะสภาวการณ์ที่ได้รับ ลักษณะและจำนวนประชากรที่ไดรับสัมผัส ซึ่งเส้นทางการรับสัมผัสสารพิษของมนุษย์ในสิ่งแวดล้อม ได้แก่ การกิน การหายใจ หรือการสัมผัสทางผิวหนัง

2.9.4 ขั้นตอนที่ 4 การอธิบายลักษณะความเสี่ยง (Risk characterization)

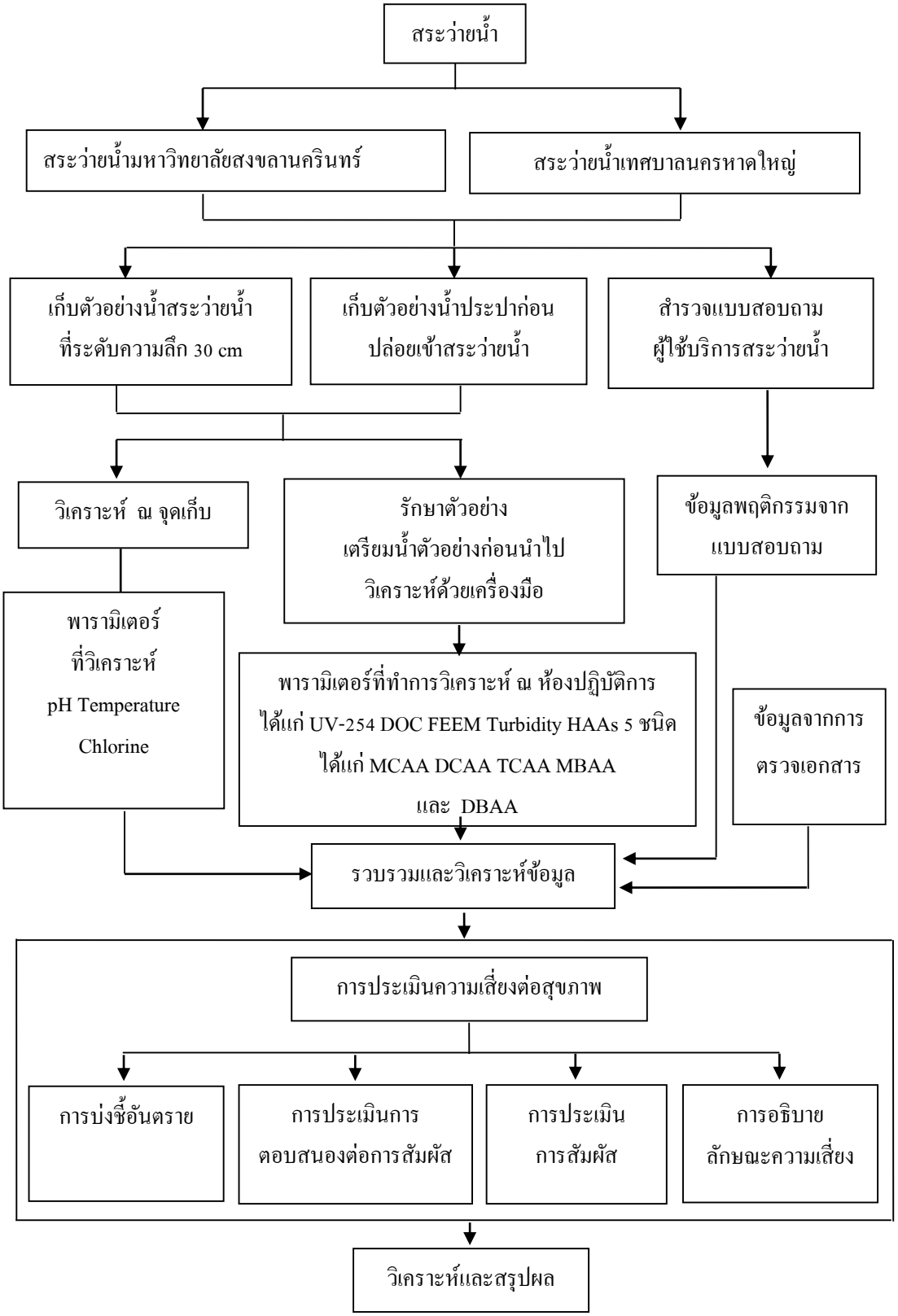
เป็นการรวมเอาข้อมูล และผลการวิเคราะห์จากทั้ง 3 ขั้นตอนมาใช้คำนวณความเสี่ยง เพื่อสรุปถึงความน่าจะเป็นที่จะเกิดอันตรายและความรุนแรงของอันตรายที่เกิดจากการได้รับสารพิษ ในกลุ่มประชากรที่ศึกษา ซึ่งการอธิบายลักษณะความเสี่ยงแบ่งเป็น 2 ประเภท ได้แก่ การอธิบายลักษณะความเสี่ยงของสารไม่ก่อมะเร็งและสารก่อมะเร็ง (อนามัย เทศกะทึก, 2553)

2.10 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

การศึกษาในกระบวนการฆ่าเชื้อโรค โดยใช้คลอรีนฆ่าเชื้อโรคในน้ำดื่ม น้ำใต้ดิน และน้ำทะเล ทำให้เกิดสารกลุ่มผลพลอยได้จากการฆ่าเชื้อโรค (DBPs) ที่มีผลต่อสุขภาพ ได้แก่ Trihalomethanes (THMs) และ Haloacetic acids (HAAs) เนื่องจากสารเหล่านี้ก่อให้เกิดมะเร็งและการก่อกลายพันธุ์ ได้แก่ สารในกลุ่ม HAAs ทั้ง 5 ชนิด ได้แก่ MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA เนื่องจากคลอรีนทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดและโบรไมด์ สำหรับการศึกษาในน้ำดื่ม และลำธารอื่นๆ พบสาร HAAs มีค่าต่ำกว่าระดับที่ยอมรับได้ที่ 60 µg/L (Dalvi et al., 2000) โดยแบ่งเป็นสาร DCAA มีค่าอยู่ในช่วง 0.4 – 12.85 µg/L ในปลายน้ำ (Finished water) และมีค่าอยู่ในช่วง 1.58 – 6.31 µg/L ในน้ำจากระบบแจกจ่าย สาร TCAA มีค่าความเข้มข้นของสารอยู่ในช่วง 0.56 – 10.98 µg/L ในปลายน้ำ (Finished water) และมีค่าอยู่ในช่วง 1.26 – 10.98 µg/L ในน้ำจากระบบแจกจ่าย นอกจากนี้ยังพบสาร MBAA และ DBAA ในน้ำดื่ม มีค่าความเข้มข้นอยู่ในช่วง 2.20 – 4.95 µg/L และมีค่าอยู่ในช่วง 1.10 – 2.81 µg/L ตามลำดับ (Zhou et al., 2004) ส่วนการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการเติมกรดไตรคลอโรไอโซไซยานูริก (TCCA) เพื่อฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ พบว่ามีการเติมสาร TCAA 3 mg/L และ 15.00 mg/L ตามลำดับ จึงจะได้ค่าคลอรีนอิสระตกค้างในช่วง 1.0 - 3.0 mg/L (วิชา รามสมภพ และคณะ, 2546) ซึ่งปัจจัยที่ทำให้เกิดสารกลุ่ม DBPs ได้แก่ สารฮิวมิค ค่า pH อุณหภูมิ ประเภทสารฆ่าเชื้อโรค ความเข้มข้นของคลอรีน และระยะเวลา (Dalvi et al., 2000 ; Health Canada, 2008) เมื่อพิจารณาถึงความเสี่ยงต่อการเกิดโรคมะเร็งของสารกลุ่ม THMs และ HAAs พบว่าทางการกลืนกินมีความเสี่ยงสูงเป็น 2 เท่ากว่าช่องทางการดูดซึมทางผิวหนังและการหายใจ ซึ่งความเสี่ยงของโรคมะเร็งของเพศชาย อยู่ที่ 2.76E-05 และเพศหญิง อยู่ที่ 3.05E – 05 (Wang et al., 2007) แต่ยังพบว่าการว่ายน้ำยังมีความเสี่ยงต่อการเกิดอาการไอ (84%) การระคายเคืองตา (78%) และมีผื่นคัน (34%) (Kaydos-Daniels et al., 2008)

บทที่ 3
ระเบียบการวิจัย

การศึกษาการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสาร HAAs ในสระว่ายน้ำ มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาปริมาณของสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ และการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งในสระว่ายน้ำ ประกอบด้วย สระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ได้แก่ สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม และสระว่ายน้ำในร่ม และสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ได้แก่ สระว่ายน้ำกลางแจ้ง โดยมีระเบียบวิธีวิจัยแสดงดังแผนผังการดำเนินงานวิจัยในภาพประกอบที่ 3-1 ดังนี้



ภาพประกอบที่ 3-1 แผนผังการดำเนินงานวิจัย

3.1 การศึกษาปริมาณของสาร HAAs ในสระว่ายน้ำ

3.1.1 สถานที่เก็บตัวอย่าง

การเก็บตัวอย่างในการศึกษาปริมาณและปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ จะทำการศึกษาสระว่ายน้ำสาธารณะที่มีความหลากหลายด้านกิจกรรมและมีจำนวนผู้เข้าใช้บริการจำนวนมาก ในเขตอำเภอหาดใหญ่ มีจำนวน 2 แห่งได้แก่ สระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ และสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ โดยมีรายละเอียดดังนี้

3.1.1.1 สระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่

สระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ได้แก่ สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม ขนาด 25 เมตร (แสดงดังภาพประกอบที่ 3-2) และสระว่ายน้ำในร่ม ขนาด 50 เมตร (แสดงดังภาพประกอบที่ 3-3) เป็นสระว่ายน้ำที่เปิดให้บริการแก่นักศึกษา บุคลากรของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และประชาชนทั่วไป โดยสระว่ายน้ำเปิดให้บริการทุกวันอังคารถึงวันอาทิตย์ 2 ช่วงเวลา คือ ช่วงเช้า 06.30-10.00 น และช่วงบ่าย 15.30-20.55 น. มีลักษณะเป็นสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (Semi - indoor pool) คือ มีลักษณะเปิดด้านข้างและด้านบนครึ่งหนึ่งของสระว่ายน้ำ มีขนาดความกว้าง 20 เมตร ความยาว 25 เมตร และระดับความลึกไล่ระดับลงจากความลึก 1.20 เมตร จนถึง 2.50 เมตร และสระว่ายน้ำในร่ม (Indoor pool) คือ มีลักษณะเปิดด้านข้างและมีหลังคาปิดด้านบนของสระว่ายน้ำ มีขนาดความกว้าง 25 เมตร ความยาว 50 เมตร และระดับความลึก 2 เมตร มีการใช้น้ำประปาจากระบบประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์เป็นน้ำดิบ และมีการใช้คลอรีนชนิดเกล็ด 90% เพื่อฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ โดยตรวจวัดปริมาณคลอรีนตกค้างและค่า pH โดยใช้ชุดทดสอบ และน้ำที่ล้นจากสระว่ายน้ำมีการหมุนเวียนกลับมาใช้ใหม่ โดยเมื่อน้ำผ่านระบบกรองทรายแยกสิ่งสกปรกที่ปนอยู่ในน้ำออกจะไหลกลับเข้าสู่สระว่ายน้ำโดยผ่านหัวจ่ายน้ำที่พื้นสระ

ภาพประกอบที่ 3-2 สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่
ที่มา: ภาพถ่ายจากสถานที่จริงของสระว่ายน้ำ

ภาพประกอบที่ 3-3 สระว่ายน้ำในร่ม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่
ที่มา: พิมพ์ใจไกรศิลป์, 2555
(ภาพถ่ายจากสถานที่จริงของสระว่ายน้ำเมื่อวันที่ 18 พฤศจิกายน 2555)

3.1.1.2 สระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

สระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ได้แก่ สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (แสดงดังภาพประกอบที่ 3-4) เป็นสระว่ายน้ำที่เปิดให้บริการแก่นักเรียน และบุคคลทั่วไป โดยสระว่ายน้ำเปิดให้บริการทุกวันจันทร์ถึงวันพฤหัสบดี เวลา 16.30 – 21.00 น. และเสาร์–อาทิตย์มีการเปิดสอนว่ายน้ำในช่วงเวลา 07.00 – 09.00 น. และสำหรับช่วงเวลา 17.00 – 20.00 น. จะเปิดให้บริการสำหรับบุคคลทั่วไปตามปกติ มีลักษณะเป็นสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (Outdoor pool) มีลักษณะไม่มีหลังคาจะเปิดด้านข้างและด้านบนของสระว่ายน้ำ มีขนาดความกว้าง 20 เมตร ความยาว 25 เมตร และระดับความลึกไล่ระดับลงจากความลึก 1.20 เมตรจนถึง 2.50 เมตร มีการใช้น้ำประปาจากการประปาเทศบาลนครหาดใหญ่เป็นน้ำดิบ และมีการใช้คลอรีนชนิดเกล็ด 90 % เพื่อฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ โดยมีการตรวจวัดปริมาณคลอรีนตกค้าง และค่า pH โดยใช้ชุดทดสอบ น้ำจากสระไหลผ่านช่องรับน้ำของสกิมเมอร์ บริเวณผนังด้านข้างของสระว่ายน้ำจะเข้าสู่ระบบกรอง โดยดูดจากปั๊มกรองผ่านไปยังถังกรองแยกสิ่งสกปรกที่ปนอยู่ในน้ำออกแล้ว จึงไหลเวียนกลับเข้าสู่สระโดยผ่านหัวจ่ายน้ำที่ผนังด้านข้าง เพื่อนำกลับมาใช้ใหม่

ภาพประกอบที่ 3-4 สระว่ายน้ำกลางแจ้ง เทศบาลนครหาดใหญ่
ที่มา: พิมพ์ใจไกรศิลป์, 2555
(ภาพถ่ายจากสถานที่จริงของสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ เมื่อวันที่ 18 พฤศจิกายน 2555)

3.1.2 วิธีการเก็บตัวอย่าง

การเก็บรวบรวมข้อมูล ประกอบด้วยข้อมูลภาคสนามเกี่ยวกับระบบการจัดการสระว่ายน้ำ และการวิเคราะห์คุณภาพน้ำในห้องปฏิบัติการ จะทำการเก็บตัวอย่างน้ำ 2 ฤดู ได้แก่ ฤดูแล้งช่วงเดือนมีนาคมถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2556 ฤดูฝนช่วงเดือนตุลาคมถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2556 (กรมอุตุนิยมวิทยาคอหงส์, 2556) เพื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของอุณหภูมิในคุณภาพน้ำดิบที่ใช้เติมในสระว่ายน้ำ และใช้เป็นส่วนหนึ่งในการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ ซึ่งสระว่ายน้ำที่จะทำการเก็บรวบรวมข้อมูลโดยทำแบบสอบถาม ประกอบด้วย

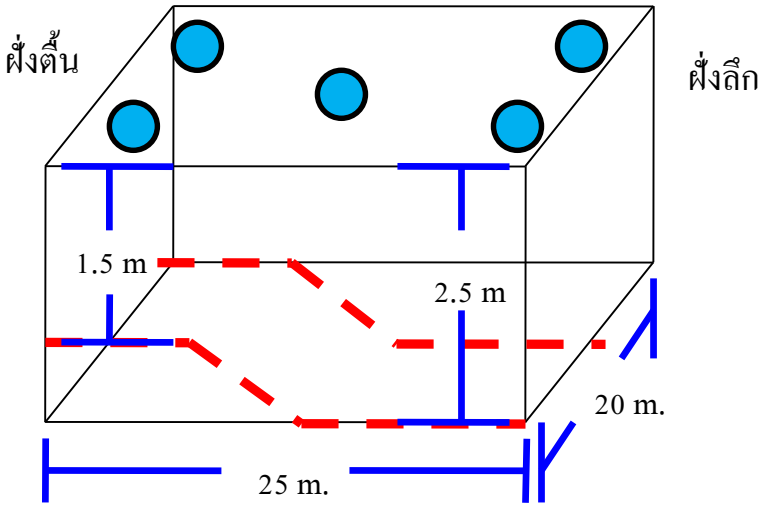
3.1.2.1 สระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่

3.1.2.2 สระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

3.1.3 การวิเคราะห์คุณภาพน้ำในห้องปฏิบัติการ

3.1.3.1 การเก็บตัวอย่างน้ำจากสระว่ายน้ำ

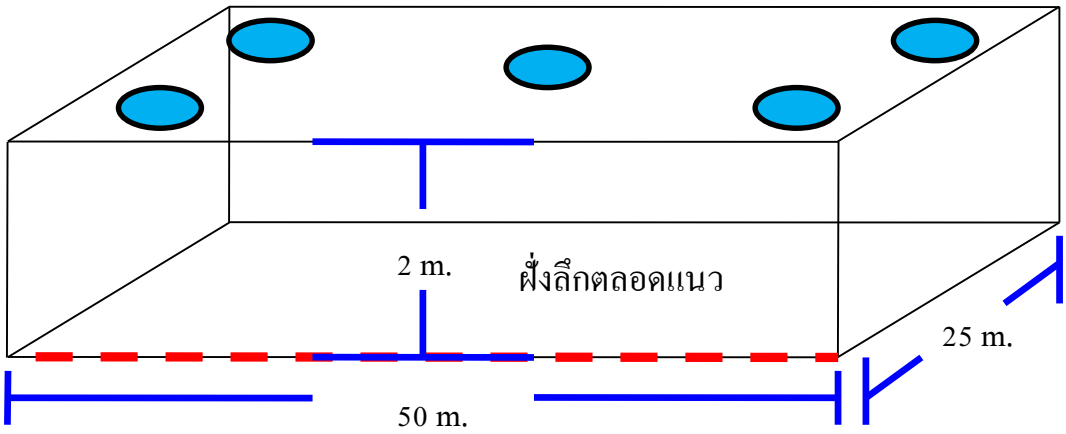
การเก็บตัวอย่างน้ำสระว่ายน้ำ โดยทำการศึกษาตั้งแต่เดือนมีนาคมถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2556 และเดือนตุลาคมถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2556 เก็บตัวอย่างเดือนละ 3 ครั้ง ช่วงต้นเดือน กลางเดือน และปลายเดือน และเก็บตัวอย่างน้ำช่วง 5-6 วันหลังจากทำความสะอาดสระว่ายน้ำ ในช่วงเวลา 20.00-21.00 น. เป็นช่วงที่มีผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำมากที่สุด เป็นระยะเวลา 4 เดือน ทำการเก็บโดยวิธีแบบจ้วง (Grab sampling) ตำแหน่งที่เก็บตัวอย่างมีจำนวน 5 จุด (ดังภาพประกอบที่ 3-5 ถึง 3-6) บริเวณที่เก็บคือจุดกึ่งกลาง 1 จุด ฝั่งลึกกับฝั่งตื้นฝั่งละ 2 จุด เก็บที่ระดับความลึกจากผิวน้ำ 30 เซนติเมตร (Mallika et al., 2008) บรรจุลงขวดแก้วสีชาขนาดความจุ 1000 มิลลิลิตร สำหรับการตรวจคุณสมบัติทางกายภาพ และการวิเคราะห์ทางเคมี มีการรักษาตัวอย่างน้ำโดยเติมแอมโมเนียมคลอไรด์ 65 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อยับยั้งการทำปฏิกิริยาคลอรีนกับน้ำตัวอย่าง โดยจะทำการเก็บน้ำ 3 ซ้ำ และเก็บรักษาตัวอย่างน้ำที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส เพื่อรอการวิเคราะห์ (APHA, AWWA, and WEF, 2012)



จุดเก็บตัวอย่างน้ำฝั่งลึกและฝั่งตื้น ที่ระดับ 30 เซนติเมตร

ภาพประกอบที่ 3-5 จุดเก็บตัวอย่างน้ำสระว่ายน้ำขนาดมาตรฐาน 25 เมตร

(ดัดแปลงโดย พิมพ์ใจไกรศิลป์, 2555)



จุดเก็บตัวอย่างน้ำ ที่ระดับ 30 เซนติเมตร

ภาพประกอบที่ 3-6 จุดเก็บตัวอย่างน้ำสระว่ายน้ำขนาดมาตรฐาน 50 เมตร

(ดัดแปลงโดย พิมพ์ใจไกรศิลป์, 2555)

3.1.3.2 การเก็บตัวอย่างน้ำจากน้ำประปา

การเก็บตัวอย่างน้ำประปา ทำการเก็บจากบริเวณสระว่ายน้ำ เพื่อเป็นตัวอย่างน้ำดิบและเป็นตัวแทนของน้ำประปาในบริเวณนั้น โดยกำหนดจุดเก็บตัวอย่างน้ำ 1 จุด บริเวณที่เก็บ คือ จุดที่ก่อนปล่อยเข้าสระว่ายน้ำ โดยก่อนการเก็บตัวอย่างน้ำมีการเปิดให้น้ำไหลทิ้งเป็นเวลา 5 นาที เพื่อให้แน่ใจว่าน้ำประปาที่เก็บเป็นน้ำจากท่อหลักของน้ำประปา ไม่ใช่น้ำที่ตกค้างอยู่ตามท่อประปา จากนั้นเอาขวดไปรองรับตัวอย่างน้ำได้ ข้อควรระวังอย่าให้ปากขวดสัมผัสกับปลายก๊อกหรือสิ่งอื่นๆ ได้ เพราะจะทำให้เกิดการปนเปื้อนได้ (Mallika et al., 2008)

3.1.4 วิธีการเก็บตัวอย่างน้ำ เพื่อการวิเคราะห์คุณภาพน้ำพารามิเตอร์ต่างๆ

เมื่อทำการเก็บตัวอย่างน้ำแล้วจะต้องมีการรักษาตัวอย่างน้ำ เพื่อให้สมบัติของน้ำตัวอย่างที่ต้องวิเคราะห์ และการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางกายภาพและเคมี จะทำการวิเคราะห์ ณ จุดตัวอย่าง และการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ โดยวิธีการรักษาตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์เป็นไปตามวิธี Standard method for the examination of water and wastewater 22th edition (APHA, AWWA and WEF, 2012) ดังแสดงในตารางที่ 3-1 บางพารามิเตอร์ไม่สามารถเก็บรักษาตัวอย่างได้ จำเป็นต้องทำการวัด ณ จุดเก็บตัวอย่าง และพารามิเตอร์ที่ต้องมีการรักษาตัวอย่างเพื่อนำไปวิเคราะห์ ได้แก่ สารกลุ่ม HAAs 5 ชนิด ได้แก่ MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างเป็นอะโรมาติก (UV-254) สารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (Dissolved organic carbon, DOC) ความขุ่น (Trubidity) ดังนี้

ตารางที่ 3-1 สรุปการวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ต่างๆ

พารามิเตอร์	การเก็บรักษาตัวอย่าง	วิธีการเก็บรักษาตัวอย่าง	เครื่องมือการวิเคราะห์
1. อุณหภูมิ (°C)	-	วัด ณ จุดเก็บตัวอย่าง	Thermometer
2. pH	-	วัด ณ จุดเก็บตัวอย่าง	pH meter
3. Chlorine Residual (mg/L)	-	วัด ณ จุดเก็บตัวอย่าง	Iodometric titration
4. Turbidity (NTU)	-	เก็บแช่เย็นที่ 4 °C	Turbidity meter
5. Bromide Ion (mg/L)	28 วัน	เก็บแช่เย็นที่ 4 °C	Ion Chomatograph
6. DOC (mg/L)	7 วัน	เติม Conc.H_2SO_4 ปรับ pH ให้น้อยกว่า 2 เก็บแช่เย็นที่ 4 °C	TOC analysis
7. UV-254 (cm^{-1})	2 วัน	ปรับ pH ให้น้อยกว่า 2 เก็บแช่เย็นที่ 4 °C	UV Spectrophotometer
8. FEEM		วัดโดยตรง	Spectrofluorometer
9. HAA5 (µg/L)	14 วัน	เติมแอมโมเนียมคลอไรด์ 65 มิลลิกรัม เก็บแช่เย็นที่ 4 °C	Gas chromatographic (GC-µECD)

ที่มา: APHA, AWWA and WEF (2012)

3.1.5 สถานที่วิเคราะห์น้ำ

ตัวอย่างน้ำที่เก็บมาแล้วจะนำมาวิเคราะห์ที่ห้องปฏิบัติการคณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่

3.1.6 วิธีการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ

วิธีวิเคราะห์ตัวอย่างเป็นไปตามวิธี Standard method for the examination of water and wastewater 22th edition (APHA, AWWA and WEF, 2012) ซึ่งสรุปไว้ดังนี้

3.1.6.1 ค่า pH

การวิเคราะห์ค่า pH ของน้ำ ทำ ณ จุดเก็บตัวอย่าง ด้วยเครื่อง pH meter ยี่ห้อ HORIBA รุ่น Model D-12

3.1.6.2 อุณหภูมิ

การวิเคราะห์อุณหภูมิ ทำ ณ จุดเก็บตัวอย่าง ด้วยเครื่อง pH meter ยี่ห้อ HORIBA รุ่น Model D-12

3.1.6.3 ค่าคลอรีนตกค้าง

คลอรีนตกค้างวิเคราะห์ด้วยวิธี Iodometric titration เป็นไปตามวิธี Standard method for the examination of water and wastewater 22th edition
(APHA, AWWA and WEF, 2012)

3.1.6.4 ความขุ่น

การวิเคราะห์ความขุ่นของน้ำ ด้วยเครื่อง Turbidity meter ยี่ห้อ Hach รุ่น 2100 P

3.1.6.5 โบรไมด์ไอออน

นำน้ำตัวอย่างมากรองด้วยกระดาษกรอง GF/F ขนาดรูพรุน 0.45 μm แล้วนำไปวิเคราะห์โบรไมด์ไอออนด้วยเครื่อง Ion Chomatograph

3.1.6.6 การวิเคราะห์ค่าการดูดกลืนแสง UV ที่ความยาวคลื่น 254 nm. (UV absorbance at wavelength 254-nm, UV-254)

นำน้ำตัวอย่างมากรองด้วยกระดาษกรอง GF/F ขนาดรูพรุน 0.7 μm แล้วนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 254 nm. ตามวิธีจาก Standard method ในส่วน 5910 B. Ultraviolet absorption method โดยใช้เครื่อง UV/VIS Spectrophotometer ยี่ห้อ Jasco รุ่น V-530

3.1.6.7 สารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (Dissolved organic carbon, DOC)

นำน้ำตัวอย่างมากรองด้วยกระดาษกรอง GF/F ขนาดรูพรุน 0.7 μm ตามวิธีจาก Standard method ในส่วน 5310 B. Combustion method โดยใช้เครื่อง TOC analysis ผลิตภัณฑ์ Shimadzu

3.1.6.8 ค่า FEEM

วัดโดยตรงจากเครื่อง โดยใช้เครื่อง Spectrofluorometer ยี่ห้อ รุ่น FP-6200 ขั้นตอนการวัดน้ำตัวอย่างโดย Spectrofluorometer ก่อนที่จะทำการวิเคราะห์ต้องมีการปรับค่า pH ในน้ำให้มีค่าเป็นกลาง (pH7) แล้วจึงนำไปวิเคราะห์ ซึ่งน้ำตัวอย่างจะต้องผ่านการกรองด้วยกระดาษกรอง GF/F ขนาดรูพรุน 0.7 μm เพื่อกำจัดสารอินทรีย์แขวนลอยและสารอินทรีย์คอลลอยด์ จากนั้นนำน้ำตัวอย่างใส่ในคิวเว็ตโปรงแสงทั้งสี่ด้าน เพื่อทำการวัดค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ตามความยาวคลื่นที่ใช้ในการกระตุ้นระบบคอมพิวเตอร์จะควบคุมการส่องแสง Fluorescence ที่ความยาวคลื่น (Excitation wavelength: Ex) ตั้งแต่ 220 nm ถึง 600 nm โดยวัดตามความยาวคลื่นที่เพิ่มขึ้นครั้งละ 10 nm ซึ่งเป็นการวัดแบบต่อเนื่อง เมื่อการวัดเสร็จสิ้นระบบคอมพิวเตอร์จะ

แสดงผลในรูปแบบของ Fluorescence excitation-emission matrix (FEEM) โดยจะแสดงผลได้ทั้งแบบสามมิติซึ่งแกน X แสดงค่า FEEM มีหน่วยเป็น nm มีแกน Y แสดงค่า Ex มีหน่วยเป็น nm ส่วนแกน Z แสดงค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ หรือแสดงผลในรูปแบบ Contouy

ดังนั้น FEEM จึงเป็นผลรวมของ Emission spectra ของน้ำตัวอย่างที่ใช้ความยาวคลื่นกระตุ้น (Excitation wavelength) ต่างๆ ที่ถูกบันทึกเป็น Matrix ของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ (Fluorescent intensity) ซึ่งได้จากการตรวจวัดด้วยการใช้เครื่อง Spectrofluorometer มีรายละเอียดดังนี้

(1) สภาวะการทำงานของเครื่อง Spectrofluorometer

Measurement mode: Emission

Excitation band width: 5 nm

Emission band width: 5 nm

Response: medium

Sensitivity: High

Excitration wavetength: 220 nm-450 nm

Start: 220 nm

End: 600 nm

Data pitch: 1 nm

Scaning speed: 2000 nm/min

3.1.6.9 การวิเคราะห์สารฮาโลอะซิติกแอซิด (Haloacetic acids, HAAs)

ทำการวิเคราะห์ความเข้มข้นของสาร HAAs ทั้ง 5 ชนิด โดยปิเปตน้ำมา 40 ml ใส่ขวด vial ขนาด 60 ml แล้วนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Gas chromatogrph 7890 (GC-μECD) โดยใช้ Column ZB-1701, carrier gas N_2 และ He อัตราการไหล มล/นาที Injection temperature ดังแสดงในตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3-2 สภาวะการทำงานของเครื่อง Gas chromatograph (GC) ในการวิเคราะห์สารกลุ่ม HAAs

GC condition	Agilent 7890 GC-μECD
Inlet conditions	Mode: Splitless
	Initial temp: 200 ^{o}C
	Pressure: 11.324
	Split ration:15 mL/min
	Split flow: 24 mL/min
	Gas type: N_2 , He
Column	ZB-1701
	Length: 30m×0.25mm
Detector	μECD
	Temperature: 260 ^{o}C
	Make up flow: 23 mL/min
Injection temperature	250 ^{o}C
Temperature program	35 ^{o}C for 10 minutes
	75 ^{o}C at 5 ^{o}C/min
	100 ^{o}C at 5 ^{o}C/min
	135 ^{o}C at 5 ^{o}C/min
Final time duration	43 min

ที่มา: Standard Method 6251 B. ; EPA Method 552.2.

จากวิธีวิเคราะห์และเครื่องมือที่ใช้ในการดำเนินการทดลอง สรุปได้ดังนี้

ตารางที่ 3-3 สรุปการวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ต่างๆ

พารามิเตอร์	วิธีการเก็บรักษาตัวอย่าง	เครื่องมือการวิเคราะห์
1. pH	4500-H^+ B. Elecyrometric Method	pH meter
2. อุณหภูมิ (°C)	-	Thermometer
3. Chlorine Residual (mg/L)	-	Iodometric titration
4. Turbidity (NTU)	2130 B. Nephelometric Method	Turbidity meter
5. Bromide Ion (mg/L)		Ion Chomatograph
6. DOC (mg/L)	5310 C. Wet-Oxidation Method	O.I analytical 1010 TOC analyze
7. UV-254 (cm^{-1})	5 9 1 0 B. Ultraviolet Absorption Method	UV Spectrophotometer
8. FEEM	-	Spectrofluorometer
9. HAA5 (µg/L)	Standard Method 6251 B. และ EPA Method 552.2	Gas chromatographic 7890 GC-µECD

ที่มา: APHA, AWWA and WEF (2012)

3.1.7 ข้อมูลภาคสนามเกี่ยวกับระบบการจัดการสระว่ายน้ำจะทำการเก็บ 2 ส่วน ประกอบด้วย

*3.1.7.1 ข้อมูลที่ได้จากการสัมภาษณ์เจ้าหน้าที่ผู้ดูแลสระว่ายน้ำและข้อมูลที่ได้เก็บรวบรวม*ไว้ ประกอบด้วย

1. สภาพทั่วไปทั้ง โครงสร้าง ขนาด และความจุของสระว่ายน้ำ
2. กระบวนการฆ่าเชื้อโรค
3. ระบบการบำบัดน้ำ
4. ระบบการจัดการความปลอดภัย
5. ข้อมูลผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ

3.1.7.2 ข้อมูลพฤติกรรมการใช้บริการสระว่ายน้ำ

ด้านการสำรวจข้อมูลเชิงพฤติกรรมของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ มีจำนวนประชากรทั้งหมด 570 คน แบ่งเป็นสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จำนวน 250 คน และสระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ จำนวน 320 คน โดยใช้สูตร Yamane ในการสุ่มกลุ่มตัวอย่าง

จากสูตร $$n = \frac{N}{1 + Ne^2}$$

$$n = 570 / 1+ 570 (0.05)^2 = 236 \text{ คน}$$

ดังนั้น เมื่อกลุ่มตัวอย่างทั้งหมดเท่ากับ 236 คน สามารถแบ่งกลุ่มตัวอย่างได้ดังนี้ สระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จำนวน 104 คน และสระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ จำนวน 132 คน โดยใช้แบบสอบถาม ทำการสุ่มผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำให้ครอบคลุมทุกเพศทุกวัย เพื่อให้ทราบถึงข้อมูลจริง จึงนำข้อมูลจากที่ได้จากการรวบรวม นำไปใช้ในขั้นตอนการประเมินความเสี่ยง ซึ่งประกอบด้วยประเด็นด้านพฤติกรรมการใช้บริการสระว่ายน้ำและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ โดยแบบสอบถามแบ่งเป็น 3 ส่วน ดังนี้

ส่วนที่ 1 ข้อมูลทั่วไป

ส่วนที่ 2 ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ

ส่วนที่ 3 ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ

นำข้อมูลแบบสอบมาประเมินความเสี่ยงสำหรับผู้ใหญ่ว่ายน้ำและเด็กว่ายน้ำ ความถี่ในการใช้บริการสระว่ายน้ำ ระยะเวลาแต่ละครั้งที่ว่ายน้ำ

3.2 การประเมินความเสี่ยงสุขภาพ (Health risk assessment)

การประเมินความเสี่ยงเป็นไปตามวิธีของ USEPA (1989) โดยวิธีการประเมินความเสี่ยงจากการสัมผัสสาร HAAs ประกอบด้วย 4 ขั้นตอน ดังนี้

3.2.1 ขั้นตอนที่ 1 การระบุสิ่งคุกคาม (Hazard identification) พบว่าผลพลอยได้ที่ได้จากการฆ่าเชื้อ (DBPs) ที่มีความเป็นพิษสูง คือสารกลุ่ม HAAs 5 ชนิด ประกอบด้วย MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA

3.2.2 ขั้นตอนที่ 2 การประเมินการตอบสนองต่อการสัมผัส (Dose response assessment) เป็นการประเมินความเป็นพิษของสาร HAAs พิจารณาทั้งที่ก่อให้เกิดมะเร็งและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง โดยความเป็นพิษที่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร HAA จะแสดงด้วยค่า SF เป็นข้อมูลที่

สำคัญใช้บ่งชี้ศักยภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็ง ดังแสดงในตารางที่ 3-4 และความเป็นพิษที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร HAAs แสดงด้วยค่า RfD เป็นข้อมูลที่สำคัญใช้บ่งชี้ศักยภาพที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง ดังแสดงในตารางที่ 3-5

ตารางที่ 3-4 ค่า Carcinogenic slope factor และ RfD ของสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดทั้ง 5 ชนิด ตามเส้นทางต่างๆ ของการได้รับเข้าสู่ร่างกาย

ชนิดของสารกลุ่ม HAAs	**Carcinogenic slope factor (mg/kg/d)$^{-1}$**	
	SF oral/dermal	**SF inhalation**
Monochloroacetic acids	ไม่มีรายงาน	ไม่มีรายงาน
Dichloroacetic acids	5E-2	1.4E-6
Trichloroacetic acids	7E-2	ไม่มีรายงาน

ที่มา: USEPA (1991); USEPA (1999); IRIS (2009); RAIS (2009)

ตาราง 3-5 ค่า Reference dose (RfD) ของสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิด

ชนิดของสาร	**ช่องทางการได้รับสัมผัส**		
	ทางการกลืนกิน [mg/(kg.day)]	**การซึมผ่านทางผิวหนัง [mg/(kg.day)]**	**ทางการหายใจ [mg/(kg.day)]**
Monochloroacetic acids	4E-03	ไม่มีรายงาน	ไม่มีรายงาน
Dichloroacetic acids	4E-03	ไม่มีรายงาน	ไม่มีรายงาน
Trichloroacetic acids	2E-02	ไม่มีรายงาน	ไม่มีรายงาน

ที่มา: USEPA (1991); USEPA (1999); IRIS (2009) RAIS (2009); Wang et al. (2007)

3.2.3 ขั้นตอนที่ 3 การประเมินการสัมผัส (Exposure assessment) เป็นการพิจารณาเลือกกลุ่มประชากร และเส้นทางการสัมผัส นำมาประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง โดยแบ่งกลุ่มประชากรออกเป็น 3 กลุ่ม ได้แก่

กลุ่มที่ 1 เด็กที่ว่ายน้ำ

กลุ่มที่ 2 ผู้ใหญ่ที่ว่ายน้ำเพศชาย

กลุ่มที่ 3 ผู้ใหญ่ที่ว่ายน้ำเพศหญิง

เส้นทางการสัมผัส แบ่งออกเป็น 3 เส้นทาง ได้แก่ การรับสารผ่านเส้นทางการกลืนกิน (Ingestion) การซึมผ่านทางผิวหนัง (Dermal contact) และการสูดดม (Inhalation) โดยแต่ละกลุ่มมีเส้นทางที่สัมผัสแตกต่างกัน ซึ่งแต่ละเส้นทางจะประเมินจากระดับผิวน้ำ

ทำการประเมินสารกลุ่ม HAAs แต่ละชนิดจากการรับสารผ่านทางการกลืนกิน การดูดซึมผ่านทางผิวหนัง และการสูดดมจากการว่ายน้ำในหน่วยมิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักตัวต่อวัน โดยใช้ข้อมูลสำหรับประชากรในประเทศไทย

การคำนวณในการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายโดยผ่านเส้นทางต่างๆ โดยใช้ค่า CDI (Chronic daily intake) และค่า AD (Absorbed dose) (USEPA, 1989; Chowdhury, 2013; Wang et al., 2007) ดังสมการ 11-13 ดังนี้

- การได้รับสารผ่านทางการกลืนกินน้ำในระหว่างการว่ายน้ำ

$$CDI_{ing} = \frac{(CW)(CR)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (11)$$

- การได้รับสารผ่านการสัมผัสทางผิวหนัง (Wang, Deng and Lin, 2007)

$$AD = \frac{(CW)(CF)(SA)(PC)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (12)$$

- การได้รับสารผ่านการสัมผัสทางสูดดม (Chowdhury, 2013)

$$CDI_{inh} = \frac{(CA)(IR)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (13)$$

ตารางที่ 3-6 พารามิเตอร์สำหรับการประเมินการรับสัมผัสสาร

พารามิเตอร์	ตัวย่อ	หน่วย
ปริมาณสารที่ได้รับ (Chronic daily intake)	CDI	mg/kg-day
ขนาดการได้รับสารทางผิวหนัง (Absorbed dose)	AD	mg/kg/day
ความเข้มข้นของสารเคมีในน้ำ (Chemical concentration in water)	CW	mg/L
ค่าที่ใช้แปลงน่วยปริมาตรน้ำ (Conversion factor)	CF	L/cm^3
อัตราการได้รับสัมผัสสาร (Contact rate)	CR	L/h
Accidental intake of water	IR	mL/h
พื้นที่ผิวหนังที่รับสัมผัส (Skin surface area available for contact)	SA	m^2
ค่าคงที่จำเพาะของสารเคมีที่สามารถซึทผ่านผิวหนังได้ (Chemical-specific dermal permeability constant)	PC	cm/h
ระยะเวลาที่รับสัมผัส (Exposure time)	ET	h/day
ความถี่การรับสัมผัส (Exposure frequency)	EF	day/year
ช่วงเวลาที่รับสัมผัส (Exposure duration)	ED	years
น้ำหนักตัว (Body weight)	BW	kg
ระยะเวลาเฉลี่ยที่รับสัมผัส (Average time)	AT	day

นอกจากนี้ USEPA ได้เสนอแนะค่าคงที่สำหรับพารามิเตอร์ต่างๆ แสดงดังตารางที่ 3-7

ตารางที่ 3-7 ค่าคงที่ที่ใช้ในการประเมินการได้รับสัมผัสทางผิวหนังและการรับสารผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ

พารามิเตอร์	ตัวย่อ	ค่าที่ใช้			หน่วย	แหล่งที่มา
		ผู้ใหญ่ เพศหญิง	ผู้ใหญ่ เพศชาย	เด็ก		
อัตราการได้รับสัมผัสสาร	CR	0.021	0.021	0.049	L/h	USEPA (2009)
ค่าที่ใช้แปลงหน่วยปริมาตรน้ำ	CF	0.001	0.001	0.001	L/cm^3	USEPA (1989)
ช่วงเวลาที่ได้รับสัมผัสสาร	ED	30	30	6	years	USEPA (1989)
ความถี่การได้รับสัมผัสสาร	EF	-	-	-	day/year	แบบสอบถาม
ระยะเวลาที่ได้รับสัมผัสสาร	ET	-	-	-	min/day	แบบสอบถาม
พื้นที่ผิวร่างกาย	SA	15,700*	17,900*	10,470**	cm^2	*ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และคอมพิวเตอร์แห่งชาติ (2552), USEPA (2009)
ระยะเวลาเฉลี่ยได้รับสาร	AT	25,550	25,550	25,550	d	USEPA (1989)
น้ำหนักร่างกาย	BW	57.4*	68.9*	29**	kg	*ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และคอมพิวเตอร์แห่งชาติ (2552) , **USEPA (2009)

3.2.4 ขั้นตอนที่ 4 การอธิบายลักษณะความเสี่ยง (Risk characterization) จากการประเมินสารกลุ่ม HAAs ใน 3 ขั้นตอนแรก จากนั้นนำข้อมูลมาใช้คำนวณความเสี่ยงที่เกิดขึ้นจากสารกลุ่ม HAAs โดยความเสี่ยงจากการก่อให้เกิดมะเร็งของสารกลุ่ม HAAs ทั้ง 5 ชนิด ซึ่งแบ่งตามเส้นทางต่างๆ ของการได้รับสารเข้าสู่ร่างกาย คำนวณได้จากสมการที่ 15 สำหรับความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร HAAs มี 5 ชนิด คำนวณได้จากสมการที่ 16 ดังนั้นความเสี่ยงรวมทั้งหมดจึงหาได้จากการนำปริมาณของสารที่ได้รับจากทางเดินอาหาร ปริมาณของสารที่ได้รับจากการซึมผ่านทางผิวหนัง มารวมกันเป็นความเสี่ยงรวมทั้งหมดของสาร HAAs แต่ละชนิด

การคำนวณความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง โดยคำนวณหาค่าความเสี่ยง (Risk) จากการได้รับสารก่อมะเร็งจากปริมาณสารที่ได้รับทุกวัน (CDI) และค่า SF ของสาร HAAs ทั้ง 5 ชนิด โดยแบ่งตามเส้นทางต่างๆ ของการได้รับสารเข้าสู่ร่างกาย (USEPA, 1989) แสดงดังสมการ (14)

$$\text{Lifetime cancer risk} = (\text{Intake}) \times (\text{SF}) \quad (14)$$

เมื่อ Intake คือ CDI หรือ AD ของสารก่อมะเร็งที่ได้รับ (mg/kg/day)

SF คือ ค่า Slope Factor ของสารก่อมะเร็ง [(kg.day).mg^{-1}]

จากการเสนอแนะของ USEPA ได้เสนอแนะว่า Risk ควรมีค่าอยู่ในช่วง 10^{-6}-10^{-4} ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ยอมรับได้ หากมีค่ามากกว่า 10^{-4} ถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ไม่สามารถยอมรับได้ต้องทำการแก้ไขต่อไป

คำนวณความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (USEPA, 2009a) แสดงดังสมการที่ (15)

$$HQ = I/RfD \quad (15)$$

เมื่อ HQ (Hazard quotient) = ความเสี่ยงของสารไม่ก่อมะเร็งแต่ละสาร

I = ค่า CDI หรือ AD ปริมาณสารที่ได้รับในแต่ละวัน (mg/kg/day)

RfD (Reference dose) = ปริมาณสารเคมีที่มนุษย์สามารถรับเข้าสู่ร่างกายได้ทุกวัน [mg/(kg • day)]

จากการเสนอแนะของ USEPA ได้เสนอแนะว่า HQ น้อยกว่าหรือเท่ากับ 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ยอมรับได้ หากมีค่ามากกว่า 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ไม่สามารถยอมรับได้ต้องทำการแก้ไขต่อไป

บทที่ 4
ผลการวิจัยและอภิปรายผล

ในการวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ โดยทำการศึกษาสระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ จำนวน 2 สระ ได้แก่ สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (Semi-indoor pool) และสระว่ายน้ำในร่ม (Indoor pool) ใช้น้ำประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์เป็นแหล่งน้ำดิบ และสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จำนวน 1 สระได้แก่ สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (Outdoor pool) ใช้น้ำประปาการประปาเทศบาลนครหาดใหญ่เป็นแหล่งน้ำดิบ โดยการศึกษาในครั้งนี้แบ่งผลการศึกษาออกเป็น 3 ส่วน ดังนี้ ส่วนที่ 1. เพื่อศึกษาคุณภาพน้ำเบื้องต้น และปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ ส่วนที่ 2. การศึกษาพฤติกรรมการใช้บริการสระว่ายน้ำ โดยแบบสอบถามการประเมินพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ และส่วนที่ 3. การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Cancer risk) และที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Non-carcinogenic) จากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ โดยได้พิจารณาทำการประเมินความเสี่ยงจากเส้นทางการสัมผัสสารเข้าสู่ร่างกาย 3 เส้นทางการสัมผัส ได้แก่ การกลืนกิน การดูดซึมทางผิวหนัง และการสูดดม ถึงแม้ว่าสารกลุ่ม HAAs มีคุณสมบัติเป็นสารที่ไม่ระเหย (Non-volatile) ไม่สามารถกระจายสู่บรรยากาศได้ และพบว่าสารกลุ่ม HAAs มีความเสี่ยงต่อสุขภาพของผู้ว่ายน้ำ

4.1 ลักษณะคุณภาพน้ำทั่วไป (General characteristics)

ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำประปา น้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม และสระว่ายน้ำในร่ม ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และน้ำประปาและสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยมีการเก็บตัวอย่างน้ำ 2 ฤดูกาล ในฤดูแล้ง ระหว่างเดือนมีนาคมและเดือนเมษายน 2556 และในฤดูฝน ระหว่างเดือนตุลาคมและเดือนพฤศจิกายน 2556 และทำการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทั่วไป ประกอบด้วยพารามิเตอร์ทางกายภาพและทางเคมีต่างๆ ดังนี้ พีเอช (pH) อุณหภูมิ (Temperature) คลอรีนตกค้าง (Risidual chlorine) ความขุ่น (Turbidity) โบรไมด์อิออน (Bromide ion) ดังแสดงตารางที่ 4-1

จากตารางที่ 4-1 แสดงผลการศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพและทางเคมีของน้ำประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ซึ่งใช้น้ำจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังเป็นแหล่งน้ำดิบประปา และน้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่ซึ่งใช้น้ำคลองอู่ตะเภาเป็นแหล่งน้ำดิบประปา พบว่ามีค่าพีเอชใกล้เคียงกันทั้ง 2 แหล่ง ทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝน น้ำประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 6.49±0.30 และ 6.33±0.12 ตามลำดับ ส่วนน้ำในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.74±0.27 และ 7.65±0.13 และน้ำสระว่ายน้ำในร่ม มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.64±0.23 และ 7.60±0.28 ตามลำดับ ส่วนน้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่มีค่าพีเอชในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.41±0.19 และ 6.45±0.21 และน้ำในสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.59±0.18 และ 7.45±0.19 ตามลำดับ

จากการศึกษาพบว่าค่าพีเอชของน้ำในสระว่ายน้ำ ทั้ง 3 สระว่ายน้ำมีค่าสูงกว่าน้ำประปาเล็กน้อย แต่อย่างไรก็ตามค่าพีเอชของน้ำประปาและน้ำในสระว่ายน้ำมีค่าอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานขององค์การอนามัยโลกที่กำหนดค่าพีเอชของคุณภาพน้ำประปาอยู่ที่ 6.5-8.5 และมาตรฐานของกรมอนามัยที่กำหนดให้ค่าพีเอชของน้ำในสระว่ายน้ำอยู่ที่ 7.4-8.4 ตามลำดับ ซึ่งใกล้เคียงกับการศึกษาของ Lee และคณะ (2010) พบว่า pH ของน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ จะอยู่ในช่วง 6.8-7.8 และ 7.6-8.2 ตามลำดับ ถ้าหากค่าพีเอชของน้ำประปาไม่อยู่ในค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้จะมีผลต่อการกัดกร่อนของท่อส่งน้ำและอาจเกิดอันตรายต่อร่างกาย เช่นเดียวกับค่าพีเอชของน้ำในสระว่ายน้ำ ส่งผลให้ผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำเกิดการระคายเคือง แสบตาและจมูกได้ (กรมอนามัย, 2550)

สำหรับค่าอุณหภูมิในน้ำประปามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 28.92±0.77°C และ 27.57±0.93°C ตามลำดับ ส่วนอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำในสระว่ายกึ่งในร่มในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 27.50±0.27 °C และ 26.78±0.44 °C และน้ำในสระว่ายน้ำในร่ม มีอุณหภูมิเฉลี่ยอยู่ที่ 27.43±0.36 °C และ 26.50±0.36 °C ตามลำดับ ส่วนอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่ในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 28.70±0.62 °C และ 28.11±1.04 °C และค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 29.12±0.12 °C และ 27.68±0.97 °C ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าอุณหภูมิของน้ำประปาในฤดูแล้งสูงกว่าในฤดูฝนทั้งสองแห่ง ($p<0.05$) เนื่องจากอุณหภูมิของน้ำจะเปลี่ยนแปลงไปตามสภาพแวดล้อม โดยเฉพาะในฤดูแล้งที่มีสภาพอากาศที่ร้อนกว่า ส่วนฤดูฝนที่มีฝนตกชุกส่งผลให้อุณภูมิต่ำกว่าฤดูแล้ง

ค่าความขุ่นเฉลี่ยในน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ทั้งสองฤดูกาล ในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าความขุ่นอยู่ที่ 3.43±1.48 NTU และ 2.90±0.25 NTU ตามลำดับ ซึ่งมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถติ ($p<0.05$) ส่วนน้ำในสระว่ายน้ำทั้ง 2 แห่ง ได้แก่ สระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่มของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ในฤดูแล้งมีค่าความขุ่นเฉลี่ยอยู่ที่ 2.87±0.62 NTU และ 2.98 ±0.33 NTU และฤดูฝนมีค่าความขุ่นเฉลี่ยเท่ากับ 1.97±0.88 NTU และ 1.53±0.39 NTU ซึ่งพบว่าความขุ่นของน้ำสระว่ายน้ำในฤดูแล้งทั้ง 2 แห่งของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์มีค่าสูงกว่าในฤดูฝน ($p<0.05$) เช่นเดียวกับน้ำประปา เนื่องจากแหล่งน้ำดิบประปาจากอ่างศรีตรังมีค่าความขุ่นสูงในช่วงฤดูแล้ง เนื่องจากมีปริมาณน้ำน้อย และส่วนหนึ่งมาจากตะกอนขนาดเล็กที่แขวนลอยในน้ำ มีสารอินทรีย์ พวกแพลงก์ตอนพืช แพลงตอนสัตว์ (ทัศณา เกื้อเส้ง และคณะ, 2553)ดังนั้นจึงมีความขุ่นตกค้างอยู่ในน้ำประปา แต่อย่างไรก็ตามค่าความขุ่นในน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์มีค่าอยู่ในเกณฑ์มาตาฐานของการประปานครหลวงที่กำหนดให้ค่าความขุ่นในน้ำประปาไม่เกิน 5 NTU แต่ค่าความขุ่นของน้ำประปายังเป็นสาเหตุหลักที่ส่งผลต่อค่าความขุ่นของน้ำในสระว่ายน้ำทั้ง 2 แห่งของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ที่ส่งผลให้ฤดูแล้งมีค่าความขุ่นสูงกว่าในฤดูฝน ซึ่งค่าความขุ่นของน้ำประปาและน้ำในสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่มีค่าความขุ่นสูงในฤดูแล้งเช่นเดียวกัน (2.78±0.21 NTU และ 3.18±0.22 NTU) และมีค่าความขุ่นต่ำในฤดูฝน (1.78±0.53 NTU และ 1.44±0.19 NTU) ตามลำดับ ซึ่งสาเหตุมาจากคุณภาพน้ำของแหล่งน้ำดิบประปา

ค่าคลอรีนตกค้างในน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าเท่ากับ 0.25±0.12 mg/L และ0.17±0.05 mg/L ตามลำดับ ในขณะที่คลอรีนตกค้างในน้ำประปาของเทศบาลนครหาดใหญ่มีค่าเท่ากับ 0.80±0.32 mg/L และ 0.35±0.16 mg/L ตามลำดับ ซึ่งพบว่าคลอรีนตกค้างในน้ำประปาในช่วงฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าฤดูฝน อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$) อาจเนื่องมาจากในฤดูแล้งมีปริมาณความขุ่นค่อนข้างสูงกว่าในฤดูฝนจึงจำเป็นต้องใช้สารเคมีในการกำจัดเชื้อโรคมากกว่า ส่งผลให้มีคลอรีนตกค้างในปริมาณที่ต่ำที่ปลายทางของท่อส่งน้ำ เพราะคลอรีนส่วนหนึ่งที่ถูกนำไปใช้จะทำปฏิกริยากับเชื้อโรคที่มากับน้ำและความขุ่น ทำให้ประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคลดลง แต่อย่างไรก็ตามปริมาณคลอรีนตกค้างในน้ำประปาทั้งสองแหล่งอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานขององค์การอนามัยโลกที่กำหนดไว้ที่ 0.2-0.5 mg/L

ส่วนค่าคลอรีนตกค้างในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่มของมหาวิทยาลัยสงขลานครินท์ ในฤดูแล้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.68±0.43 mg/L และ 1.78±0.32 mg/L ส่วนในฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.47±0.66 mg/L และ 2.65±0.59 mg/L ตามลำดับ ส่วน

ค่าคลอรีนตกค้างในสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ ในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.96±0.05 mg/L และ 1.42±0.38 mg/L ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบปริมาณคลอรีนตกค้างทุกแห่งของสระว่ายน้ำ พบว่าในฤดูฝนจะมีค่าสูงกว่าในฤดูแล้ง อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$) เนื่องจากค่าความขุ่นของน้ำในสระว่ายน้ำที่มีค่าสูงในฤดูแล้งทำให้ความขุ่นในน้ำทำปฏิกิริยากับคลอรีนที่เติมลงในสระว่ายน้ำ จึงเป็นสาเหตุให้ปริมาณคลอรีนตกค้างถูกนำไปใช้จึงเหลือในปริมาณที่น้อยกว่า และอาจเกิดจากสภาพแวดล้อมด้วย เช่น ในฤดูแล้งอุณหภูมิของน้ำสูงขึ้น จึงส่งผลให้มีโอกาสทำให้คลอรีนระเหยได้สูงขึ้น (Richardson et al., 2010) ส่งผลให้ค่าคลอรีนตกค้างเฉลี่ยในสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลหาดใหญ่ในฤดูแล้งที่มีค่าต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานเล็กน้อย (0.96±0.05) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Richardson และคณะ (2010) พบว่าถ้าอุณหภูมิของน้ำในสระว่ายน้ำเพิ่มขึ้น จะมีผลต่อการสลายตัวของคลอรีน ทำให้มีปริมาณคลอรีนตกค้างลดน้อยลง ดังนั้นในฤดูแล้งจำเป็นต้องมีการตรวจสอบปริมาณคลอรีนตกค้างอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้แน่ใจว่ามีคลอรีนตกค้างหลงเหลือเพื่อเพียงพอที่จะฆ่าเชื้อโรคในน้ำได้ ค่าคลอรีนตกค้างจะมีความแตกต่างกันไป เช่น การศึกษาของ Lee และคณะ (2010) ค่าคลอรีนตกค้างในน้ำประปา มีค่าเท่ากับ 0.03-0.57 mg/L และน้ำในสระว่ายน้ำ มีค่าเท่ากับ 0.24-1.4 mg/L ทั้งนี้มีสาเหตุจากการบริหารจัดการของสระ เช่น ปริมาณการเติมคลอรีน ความสกปรกของแหล่งน้ำดิบ หรือสภาพแวดล้อมของสระที่แตกต่างกัน ส่งผลให้ปริมาณคลอรีน มีความแตกต่างกันไป

สำหรับค่าโบรไมด์อิออนในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่มของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ตรวจไม่พบ เช่นเดียวกับการศึกษาของ Zhang และคณะ (2015) พบว่าน้ำในสระว่ายน้ำและน้ำประปาโดยทั่วไปจะพบปริมาณโบรไมด์ได้ค่อนข้างน้อย (<50 µg/L)

ตารางที่ 4-1 ลักษณะคุณภาพน้ำทั่วไปของน้ำประปาและสระว่ายน้ำในฤดูแล้งและฤดูฝน

พารามิเตอร์	ฤดูกาล	แหล่งน้ำ				
		TW PSU	SW 25 m.	SW 50 m.	TW PSU	SW 50 m.
		ค่าเฉลี่ย±SD	ค่าเฉลี่ย±SD	ค่าเฉลี่ย±SD	ค่าเฉลี่ย±SD	ค่าเฉลี่ย±SD
pH	ฤดูแล้ง	6.49±0.30	7.74±0.27	7.64±0.23	6.41±0.19	7.59±0.18
	ฤดูฝน	6.33±0.12	7.65±0.13	7.60±0.28	6.45±0.21	7.45±0.19
Temperature (°C)	ฤดูแล้ง	28.92±0.77	27.50±0.27	27.43±0.63	28.70±0.62	29.12±0.12
	ฤดูฝน	27.57±0.93	26.78±0.44	26.50±0.36	28.11±1.04	27.68±0.97
Cl^- (mg/L)	ฤดูแล้ง	0.25±0.12	1.68±0.43	1.78±0.32	0.80±0.32	0.96±0.05
	ฤดูฝน	0.17±0.05	2.47±0.66	2.65±0.59	0.35±0.16	1.42±0.38
Turbidity (NTU)	ฤดูแล้ง	3.43±1.48	2.87±0.62	2.98±0.33	2.78±0.21	3.18±0.22
	ฤดูฝน	2.90±0.25	1.97±0.88	1.53±0.39	1.78±0.53	1.44±0.19
Br^- (mg/L)	ฤดูแล้ง	ND	ND	ND	ND	ND
	ฤดูฝน	ND	ND	ND	ND	ND

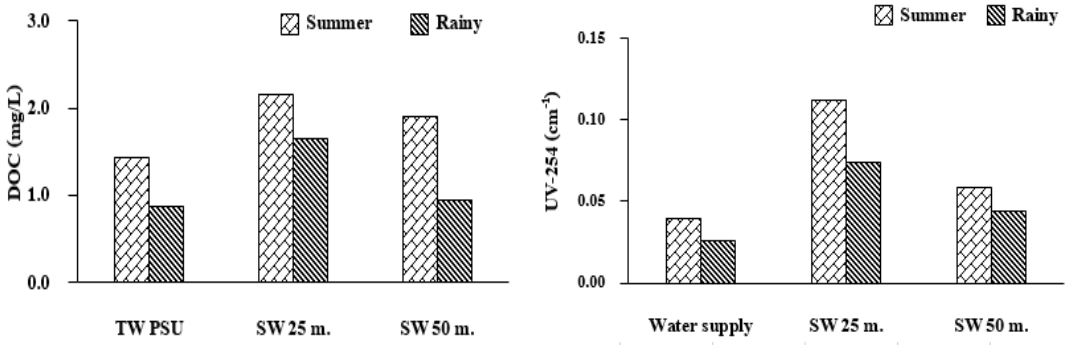
หมายเหตุ: ND: Non-detectable, TW PSU = น้ำประปามหาลัยสงขลานครินทร์, TW TU = น้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่;SW 25 m= สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (Semi-indoor pool) ขนาด 25 เมตร, SW 50 m.= สระว่ายน้ำในร่ม (Indoor pool) ขนาด 50 เมตร, SW TU= สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (Outdoor pool) ขนาด 25 เมตร

4.2 ดัชนีตัวแทนลักษณะของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในน้ำประปาและสระว่ายน้ำในฤดูแล้งและฤดูฝน

การวิเคราะห์ดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำ ประกอบด้วย Dissolved organic carbon, (DOC) และ UV Absorbance at Wavelength 254 nm, (UV-254) และ FEEM (Fluorescent excitation – emission matrix) ที่ใช้วัดในน้ำประปาและสระว่ายน้ำของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ น้ำประปาและสระว่ายน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ มีผลการศึกษา ดังภาพประกอบที่ 4-1 และ 4-2

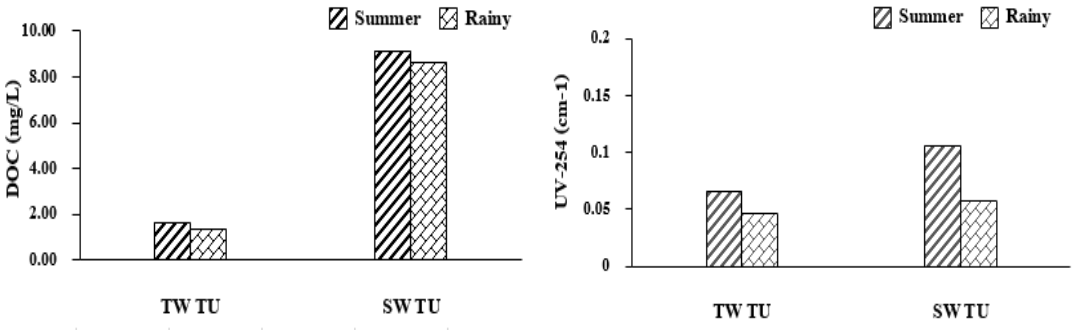
4.2.1 การศึกษาลักษณะของสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (DOC) และ UV-254 ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำในฤดูแล้งและฤดูฝน

ผลการวิเคราะห์ดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ที่ส่งผ่านเข้าสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่ม พบว่า ค่า DOC ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.43±0.51 mg/L และ 0.88±0.28 mg/L ตามลำดับ และค่า UV-254 ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.0392±0.02 cm^{-1} และ 0.0259±0.02 cm^{-1} ตามลำดับ ส่วนน้ำในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ มีค่า DOC ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.16 ±0.85 mg/L และ 1.65±0.08 mg/L ตามลำดับ และค่า UV-254 ในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.1116±0.01 cm^{-1} และ 0.0660±0.01 cm^{-1} ตามลำดับ และน้ำในสระว่ายน้ำในร่ม ในฤดูแล้งมีค่า DOC เฉลี่ยเท่ากับ 1.90±0.83 mg/L และฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.95±0.11 mg/L ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Mallika และคณะ (2008) มีค่า DOC ในน้ำสระว่ายน้ำ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.92±0.21 mg/L (อยู่ในช่วง 0.59-1.47 mg/L) และพบว่าค่าเฉลี่ยของ UV-254 ในฤดูแล้ง (0.0585±0.01 cm^{-1}) มีค่ามากกว่าฤดูฝน (0.0322±0.01 cm^{-1})



ภาพประกอบที่ 4-1 ลักษณะของ DOC และ UV-254 ในน้ำประปาและสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม และสระว่ายน้ำในร่ม (PSU)

ส่วนน้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่าค่า DOC ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.62±0.52 mg/L และ 1.33±0.75 mg/L ตามลำดับ และค่า UV-254 ในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.0662±0.04 cm^{-1} และ 0.0472±0.03 cm^{-1} ตามลำดับส่วนสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่ามีค่า DOC ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 9.11±0.52 mg/L และ 8.60±0.60 mg/L ตามลำดับ และค่า UV-254 ในฤดูแล้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.1059±0.10 cm^{-1} และในฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.0573±0.02 cm^{-1} ตามลำดับ ดังภาพแสดงที่ 4-2



ภาพประกอบที่ 4-2 ลักษณะของ DOC และ UV-254 ในน้ำประปาและสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)

จากผลการวิเคราะห์ปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำประปาทั้งสองแห่ง พบว่าค่า DOC และค่า UV-254 ในฤดูแล้งสูงกว่าฤดูฝน ($p<0.05$) สำหรับน้ำประปาสารอินทรีย์จะมาจากน้ำดิบเท่านั้น แต่กรณีน้ำสระว่ายน้ำจะมีสารอินทรีย์ที่มากับน้ำดิบ และส่วนหนึ่งก็เป็นสารอินทรีย์ที่ติดมากับตัวผู้ว่ายน้ำ เช่น ปัสสาวะ เหงื่อ น้ำมูก น้ำลาย ผม โลชั่นบำรุงผิว และเครื่องสำอาง (Beech, 1980) ซึ่งสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยทั่วไปจะเกิดจากการเจริญเติบโตหรือการเน่าเปื่อยของพืชและดิน (Vik et al., 1985) และกระบวนการสลายตัวของจุลชีพต่างๆ ในน้ำประปาจะมีปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติที่เหลืออยู่จากกระบวนการผลิตน้ำประปาเมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนที่ใช้เติมในกระบวนการฆ่าเชื้อโรค ก่อให้เกิดสารก่อมะเร็ง ได้แก่ THMs HAAs และสารก่อมะเร็งตัวอื่นๆ (Rook, 1974) เมื่อพิจารณาน้ำดิบประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์มีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์อาจเกิดจากการย่อยสลายของพืช ใบไม้ กิ่งไม้ บริเวรณอ่างเก็บน้ำศรีตรังและบริเวณลุ่มน้ำเขาคอหงส์ ซึ่งเป็นไปได้ว่ามีการปนเปื้อนของน้ำทิ้งชุมชนหรือกิจกรรมอื่นๆ ที่อยู่บนบริเวรต้นน้ำสายหลักของอ่างเก็บน้ำศรีตรัง (ทัศณา เกื้อเส้ง และคณะ, 2552)

ส่วนน้ำดิบประปาของการประปาเทศบาลนครหาดใหญ่ใช้น้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ซึ่งอาจมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ในปริมาณค่อนข้างสูงเช่นเดียวกัน (กมลนาวิน และคณะ 2551; Musikavong et al., 2008; Suksaroj et al., 2009) เนื่องจากจุดสูบน้ำดิบประปาอยู่ทางด้านท้ายน้ำของคลองอู่ตะเภาที่เป็นลำน้ำสายหลัก และไหลผ่านพื้นที่ชุมชน เกษตรกรรม เช่น การปลูกยางพารา การเลี้ยงสัตว์ และอุตสาหกรรมที่เกี่ยวกับการแปรรูปผลิตภัณฑ์ยาง และอาหารทะเล ซึ่งตั้งอยู่กระจัดกระจายทั่วไปตลอดลำน้ำ และส่งผลให้เกิดการปนเปื้อนในแหล่งน้ำดิบประปา (ศิริกุล ศิริรักษ์โสภณ และคณะ, 2555)

ซึ่งการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำมีหลายวิธีเช่นกัน การศึกษาของ กมลนาวิน อินทนูจิตร และคณะ (2552) พบว่าประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ Polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ดีที่สุด โดยสามารถลดค่า DOC และ ค่า UV-254 ได้สูงสุดเท่ากับ 69% และ 72% ตามลำดับ ส่วนการศึกษาของ ศิริกุล ศิริรักษ์โสภณ และคณะ (2555) ในน้ำดิบประปาคลองอู่ตะเภา พบว่าประสิทธิภาพของกระบวนการ PACl+NF สามารถลด DOM ได้ดีกว่ากระบวนการ MF+NF ซึ่งสามารถลดค่า DOC และค่า UV-254 ในน้ำจากจุดสูบน้ำดิบประปาได้เท่ากับ 86 และ 94% ตามลำดับ

นอกจากนี้พบว่าผลการวิเคราะห์ปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในสระว่ายทั้ง 3 สระ มีค่า DOC และค่า UV-254 ในฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าฤดูฝน ซึ่งมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p<0.05$) เนื่องจากสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม และสระว่ายน้ำในร่มได้ใช้น้ำประปาของ

มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ที่ผลิตจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังเป็นแหล่งน้ำดิบ และสระว่ายน้ำกลางแจ้งได้ใช้น้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่ที่ผลิตจากคลองอู่ตะเภาเป็นแหล่งน้ำดิบ ซึ่งน้ำประปาที่ใช้เติมในสระว่ายน้ำมีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่หลงเหลือจากกระบวนการผลิตน้ำประปา ทำให้เกิดการสะสมของสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำ และส่วนหนึ่งสระว่ายน้ำก็ได้รับสารอินทรีย์ที่ติดมากับร่างกายผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ (เช่น เหงื่อ ปัสสาวะ น้ำลาย น้ำมูก อนุภาคผิวหนัง ผม ครีมกันแดด และเครื่องสำอาง) (Teo et al., 2015; Kanan, 2010; Hansen et al., 2010) และนอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม และสระว่ายน้ำในร่ม เป็นระบบไหลล้น มีการหมุนเวียนของน้ำตลอดเวลา โดยไม่มีการปล่อยน้ำทิ้ง ทำให้มีน้ำขังตลอดทั้งปี เช่นเดียวกับระบบสกิมเมอร์ที่ใช้ในสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ ซึ่งทั้ง 2 ระบบบำบัดน้ำนี้ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้กำจัดได้เพียงสารแขวนลอยเท่านั้น (Mallika and Pongsri., 2007) นอกจากนี้สระว่ายน้ำกลางแจ้งนอกจากจะได้รับสารอินทรีย์ที่มากับน้ำประปาแรกเริ่มและจากผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำแล้วยังได้รับสารอินทรีย์ที่มากับสิ่งแวดล้อมภายนอก เช่น ฝุ่น ดิน หญ้า ทราย ใบไม้ น้ำฝน และแมลง (Simard et al., 2013; WHO, 2006) อาจจะเกิดจากลมพัดนำสิ่งเหล่านี้ลงมาในสระว่ายน้ำอีกด้วย อย่างไรก็ตามน้ำดิบประปาที่ใช้เติมลงในสระว่ายน้ำ และระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำมีประสิทธิภาพแตกต่างกัน และลักษณะของสระว่ายน้ำ แต่ละสระมีลักษณะแตกต่างกัน ทำให้มีผลต่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่แตกต่างกันด้วย จากรายงานของ Chu และ Nieuwenhuijsen (2002) กล่าวว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (DOC) จะเพิ่มขึ้นจากจำนวนผู้ว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ และเพื่อชี้วัดว่า DOM ที่ตรวจพบในน้ำประปา และน้ำสระว่ายน้ำเป็นสารกลุ่มใด จึงต้องทำการศึกษาโดยใช้เทคนิค FEEM ซึ่งจะกล่าวในส่วนถัดไป

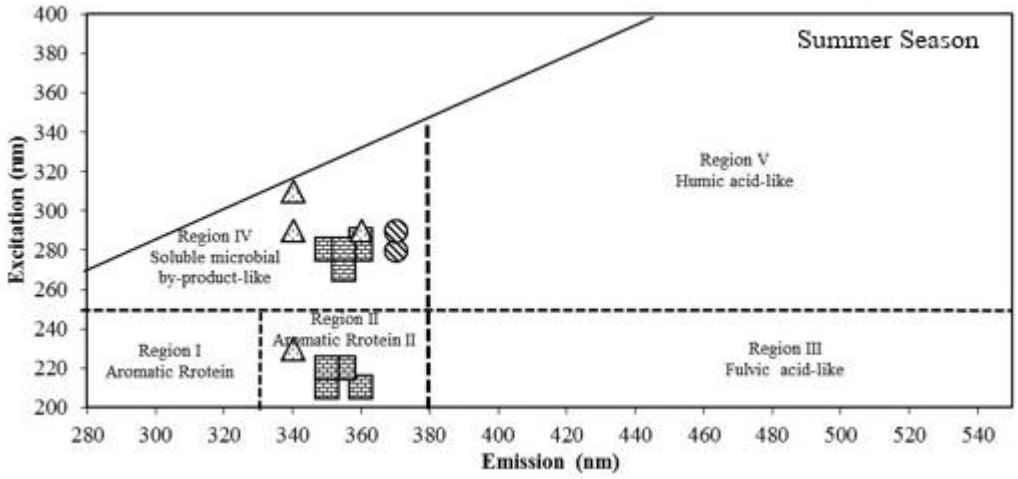
4.2.2 การศึกษาหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำในฤดูแล้งและฤดูฝน

ในการศึกษาได้ทำการวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยการใช้เทคนิค FEEM (Fluorescent excitation-emission matrix) ซึ่งเป็นดัชนีตัวแทนที่สามารถบ่งชี้ถึงลักษณะกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำ เป็นการวิเคราะห์ลักษณะของสารอินทรีย์ในน้ำเป็นฟังก์ชันของโครงสร้าง ไม่ทำลายโครงสร้างของสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ โดยทำการตรวจวิเคราะห์ในน้ำประปาจุดที่ปล่อยเข้าสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม และสระว่ายน้ำในร่มของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และน้ำประปาน้ำสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ จากตัวอย่างน้ำในฤดูแล้งและฤดูฝน โดยการส่องผ่านแสงฟลูออเรสเซนท์ ช่วงความยาวคลื่น 220-600 nm สามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Tryptophan-like substances ประกอบด้วยตำแหน่ง TW PSU (220,

225, 280 nm_{Ex}/350 nm_{Em})(225, 285 nm_{Ex}/355 nm_{Em}) (225 nm_{Ex}/360 nm_{Em}) SW 25 m (235 nm_{Ex}/345 nm_{Em}) (290 nm_{Ex}/350 nm_{Em}) (285 nm_{Ex}/360 nm_{Em}) SW 50 m (300 nm_{Ex}/340 nm_{Em}) (280 nm_{Ex}/370 nm_{Em}) (295 nm_{Ex}/375 nm_{Em}) ตามลำดับ ดังแสดงในภาพที่ 4-3 และ TW PSU (215, 225, 285 nm_{Ex}/350 nm_{Em}) SW 25 m (295 nm_{Ex}/345 nm_{Em})(290 nm_{Ex}/348 nm_{Em}) SW 50 m. (300 nm_{Ex}/350 nm_{Em}) ตามลำดับ แสดงดังภาพประกอบที่ 4-4 และ TW TU (225 nm_{Ex}/245 nm_{Em}) (220, 255, 285 nm_{Ex}/350 nm_{Em}) (230, 285 nm_{Ex}/355 nm_{Em}) ตามลำดับ SW TU (210 nm_{Ex}/290 nm_{Em}) (275 nm_{Ex}/315 nm_{Em}) (215, 248 nm_{Ex}/348 nm_{Em}) (220, 298 nm_{Ex}/350 nm_{Em}) (249, 295 nm_{Ex}/355 nm_{Em}) ตามลำดับ ดังแสดงดังภาพประกอบที่ 4-5 และ TW TU (220, 230, 285 nm_{Ex}/350 nm_{Em}) ตามลำดับ SW TU (210 nm_{Ex}/290 nm_{Em}) (275 nm_{Ex}/315 nm_{Em}) (215, 248 nm_{Ex}/348 nm_{Em}) (220, 298 nm_{Ex}/350 nm_{Em}) (249, 295 nm_{Ex}/355 nm_{Em}) ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-6 และสามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Fulvic acid-like substances ประกอบด้วยตำแหน่ง TW PSU (210, 225 nm_{Ex}/415 nm_{Em})(215 nm_{Ex}/420 nm_{Em}) ตามลำดับ แสดงดังภาพประกอบที่ 4-4 TW TU (220 nm_{Ex}/415 nm_{Em}) (210 nm_{Ex}/455 nm_{Em}) SW TU (205 nm_{Ex}/405 nm_{Em}) ตามลำดับ แสดงดังภาพประกอบที่ 4-6 และสามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Humic acid-like substances ประกอบด้วยตำแหน่ง TW PSU (275 nm_{Ex}/410 nm_{Em}) (290 nm_{Ex}/415 nm_{Em}) (280 nm_{Ex}/420 nm_{Em}) (320 nm_{Ex}/430 nm_{Em}) SW 50 m. (295 nm_{Ex}/415 nm_{Em}) (295 nm_{Ex}/420 nm_{Em}) ตามลำดับ แสดงดังภาพประกอบที่ 4-4 นอกจากนี้ยังสามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำ กลุ่ม Fulvic and humic acids-like substances ประกอบด้วยตำแหน่ง TW PSU (260 nm_{Ex}/420 nm_{Em}) อีกด้วย แสดงดังภาพประกอบที่ 4-4 TW TU (255 nm_{Ex}/415 nm_{Em}) (225 nm_{Ex}/420 nm_{Em}) (240 nm_{Ex}/425 nm_{Em}) ตามลำดับ SW TU (240 nm_{Ex}/525 nm_{Em}) (240 nm_{Ex}/530 nm_{Em}) ตามลำดับ แสดงดังภาพประกอบที่ 4-6 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าน้ำดิบประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์มีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์กลุ่ม Humic acids-like substances โดยสารอินทรีย์ทรีย์ดังกล่าวอาจเกิดจากการย่อยสลายของพืช ใบไม้ กิ่งไม้ บริเวรณอ่างเก็บน้ำศรีตรังและบริเวณลุ่มน้ำเขาคอหงส์ (ทัศณา เกื้อเส้ง และคณะ, 2552) ส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม Tryptophan-like substances โดยปกติไม่พบในอ่างเก็บน้ำทั่วไป แต่พบในน้ำเสียชุมชน (Musikavong et al., 2007) ซึ่งอาจเป็นไปได้ว่าอ่างเก็บน้ำศรีตรังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีนจากน้ำทิ้งชุมชนหรือกิจกรรมอื่นๆ จากบริเวณบ้านพักอาจารย์ที่อยู่บนบริเวรต้นน้ำสายหลักของอ่างเก็บน้ำศรีตรัง ซึ่งการปนเปื้อของสารอินทรีย์ละลายน้ำแปรผันตามช่วงเวลาและฤดูกาลที่เก็บน้ำตัวอย่างมาศึกษา (ทัศณา เกื้อเส้ง และคณะ, 2552)

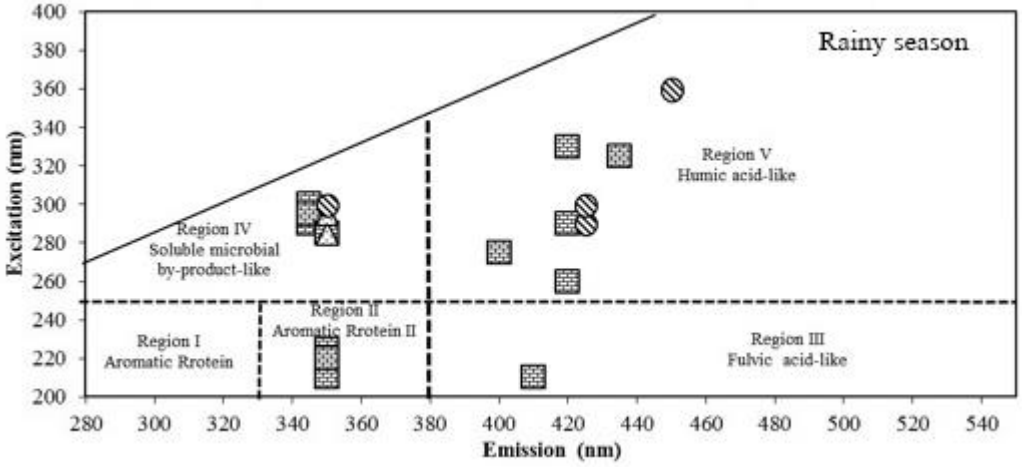
สำหรับน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภามีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ในปริมาณค่อนข้างสูง (กมลนาวิน และคณะ 2551; Musikavong et al., 2008; Suksaroj et al., 2009) เนื่องจากจุดสูบน้ำดิบประปาอยู่ทางด้านท้ายน้ำของคลองอู่ตะเภาที่เป็นลำน้ำสายหลัก และไหลผ่านพื้นที่ชุมชน เกษตรกรรม สารอินทรีย์ในน้ำมีความหลากหลาย ประกอบด้วยสารที่มีโมเลกุลอย่างง่ายไปจนถึงสารที่มีโครงสร้างโมเลกุลที่สลับซับซ้อน (Henze, 1992) ส่งผลให้การกำจัดสารอินทรีย์ทำได้ค่อนข้างยากในกระบวนการผลิตน้ำประปา เนื่องจากขั้นตอนการผลิตน้ำประปาส่วนใหญ่มุ่งเน้นที่จะลดลักษณะอันไม่พึงประสงค์ของน้ำ ได้แก่ รส กลิ่น สารแขวนลอยในน้ำหรือความขุ่น ไม่ได้มุ่งเน้นที่กำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ ทำให้สารอินทรีย์ทรีย์ละลายน้ำบางส่วนยังคงเหลืออยู่ก่อนเติมสารคลอรีน ในทางกลับกันอาจจะเพิ่มปัญหาให้กับน้ำประปาที่ผลิตได้ เนื่องจากสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เหลืออยู่นี้สามารถทำปฏิกิริยากับคลอรีนในกระบวนการเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรคก่อให้เกิดสารกลุ่ม DBPs ซึ่งจัดอยู่ในกลุ่มของสารก่อมะเร็ง (Rook, 1974; Singer, 1993) ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพมาก ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่ต้องหามาตรการในการลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำ

จากการศึกษาของ มารีนี โด และคณะ (2554) ที่ตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำนี้ในน้ำสระว่ายน้ำที่ Fluorescent peak ตำแหน่ง 290 nm_{Ex}/350 nm_{Em} ด้วยเทคนิค FEEM เช่นกันและสารอินทรีย์กลุ่ม Tryptophan-like substances เป็นสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีน (Chen et al., 2003) และมีความเป็นไปได้ว่าอาจจะก่อให้เกิดสารกลุ่ม HAAs ได้ เนื่องจากสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Tryptophan-like substances มีโอกาสเปลี่ยนรูปเป็นสารก่อมะเร็งเมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคในระบบผลิตน้ำประปา แสดงให้เห็นว่าการก่อตัวของสาร HAAs สามารถเพิ่มขึ้นหรือลดลงขึ้นอยู่กับลักษณะของสารอินทรีย์ในน้ำที่เป็นสารตั้งต้น (Bougeard et al., 2008) จากการศึกษาของ ทัศณา เกื้อเส้ง และคณะ (2552) พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และสารส้มมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม Humic acids-like substances ได้ดีกว่า Tryptophan-like substances



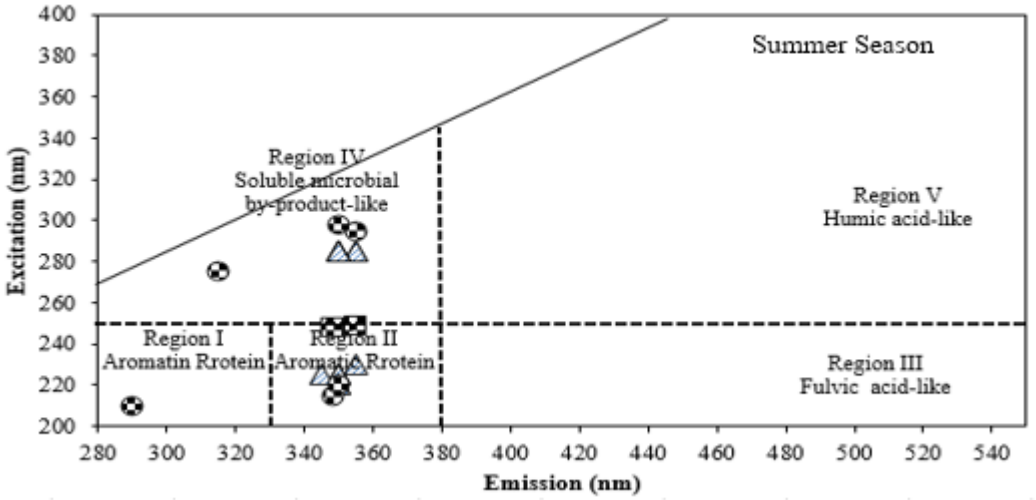
น้ำประปา สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม สระว่ายน้ำในร่ม

ภาพประกอบที่ 4-3 ลักษณะของ FEEM ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม และสระว่ายน้ำในร่ม ในฤดูแล้ง



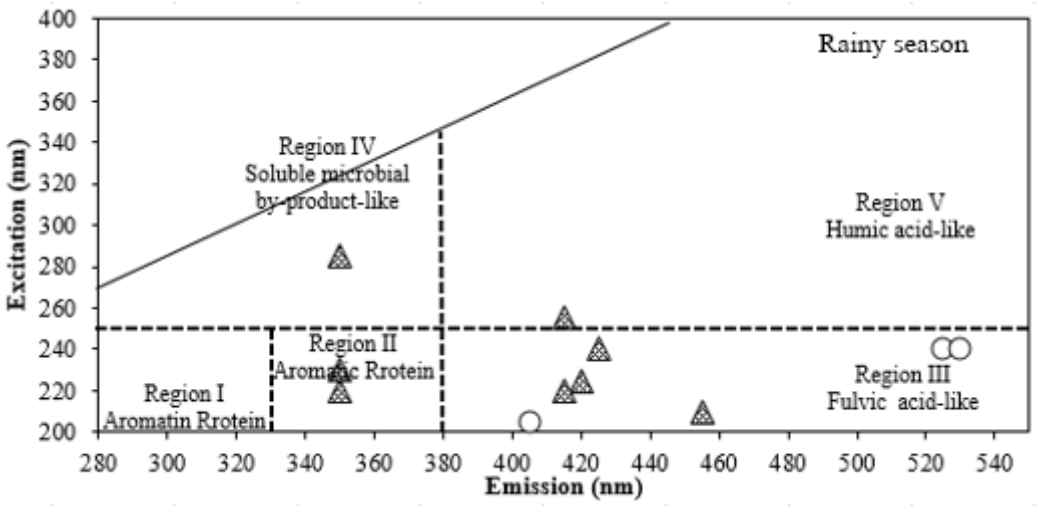
น้ำประปา สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม สระว่ายน้ำในร่ม

ภาพประกอบที่ 4-4 ลักษณะของ FEEM ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม และสระว่ายน้ำในร่ม ในฤดูฝน



น้ำประปา สระว่ายน้ำกลางแจ้ง

ภาพประกอบที่ 4-5 ลักษณะของ FEEM ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกลางแจ้ง ในฤดูแล้ง



น้ำประปา สระว่ายน้ำกลางแจ้ง

ภาพประกอบที่ 4-6 ลักษณะของ FEEM ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกลางแจ้ง ในฤดูฝน

หมายเหตุ:TW PSU = น้ำประปามหาลัยสงขลานครินทร์, TW TU = น้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่, SW 25 m.= สระว่ายน้ำกึ่งในร่มขนาด 25 เมตร, SW 50 m.= สระว่ายน้ำในร่ม ขนาด 50 เมตร, SW TU= สระว่ายน้ำกลางแจ้ง ขนาด 25 เมตร

4.3 ความเข้มข้นของสารกลุ่ม Haloacetic acids (HAAs) ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ

จากการวิเคราะห์ความเข้มข้นสารกลุ่ม HAA5 ประกอบด้วย MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA ในน้ำประปา น้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่มและสระว่ายน้ำในร่มของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์และน้ำประปา น้ำสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ มีผลการศึกษา ดังแสดงในตารางที่ 4-2 ดังนี้

ผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร HAA5 (MCAA DCAA TCAA MBAA และ DBAA) ในน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 1.78 µg/L และ 1.64 µg/L ตามลำดับ ส่วนสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม มีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 187.63 µg/L และ 89.76 µg/L ตามลำดับ และสระว่ายน้ำในร่ม มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 151.35 µg/L และ 74.28 µg/L ตามลำดับ ส่วนน้ำประปาของเทศบาลนครหาดใหญ่ ในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 2.64 µg/L และ 0.64 µg/L ตามลำดับ ($p>0.05$) และสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลนครหาดใหญ่ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 163.05 µg/L และ 100.98 µg/L ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Chowdhury (2015) พบว่าปริมาณความเข้มข้นของสารกลุ่ม HAAs ในน้ำสระว่ายน้ำมีความเข้มข้นอยู่ในช่วง 68.9-158.9 µg/L ตามลำดับ แต่แตกต่างกับการศึกษาของ Catto และคณะ (2012) พบว่าค่าเฉลี่ยของสาร HAAs ในสระว่ายน้ำในร่มอยู่ในช่วง 267.0 - 388.9 µg/L ซึ่งปริมาณ HAAs จะมีการเปลี่ยนไปตามปริมาณคลอรีน ปริมาณสารอินทรีย์และแหล่งน้ำดิบ และสภาพแวดล้อมของสระที่แตกต่างกัน

แต่เมื่อพิจารณาถึงชนิดของสารกลุ่ม HAA5 ทั้ง 5 ชนิด โดยมีผลการศึกษาดังนี้ ในน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ พบว่าสาร MCAA DCAA และ TCAA ในฤดูแล้งมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 0.54 µg/L 0.60 µg/L และ 0.63 µg/L ตามลำดับ และฤดูฝนมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 0.48 µg/L 0.55 µg/L และ 0.61 µg/L ตามลำดับ ($p>0.05$) ส่วนในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (PSU) พบว่าในฤดูแล้งสาร MCAA DCAA และ TCAA มีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 53.54 µg/L 62.18 µg/L และ 71.91 µg/L ตามลำดับ และฤดูฝนมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 25.60 µg/L 33.32 µg/L และ 30.82 µg/L ตามลำดับ และสระว่ายน้ำในร่ม (PSU) ในฤดูแล้งพบว่าสาร MCAA DCAA และTCAA มีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 30.21 µg/L 54.12 µg/L และ 67.01 µg/L ตามลำดับ และฤดูฝนมีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 21.35 µg/L 27.29 µg/L และ 25.65 µg/L ตามลำดับ ส่วนน้ำประปาของเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่าสาร MCAA DCAA และ TCAA ในฤดูแล้งมีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 39.30 µg/L 59.05 µg/L

และ 64.70 µg/L ตามลำดับ และฤดูฝนมีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 23.18 µg/L 38.23 µg/L และ 39.57 µg/L ตามลำดับ ($p>0.05$) และสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล) ในฤดูแล้งมีความเข้มข้นของสาร MCAA DCAA และ TCAA มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 39.30 µg/L 59.05 µg/L และ 64.70 µg/L ตามลำดับ และฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 23.18 µg/L 38.23 µg/L และ 39.57 µg/L ตามลำดับ

ปริมาณและชนิดของสาร HAAs จะมีความแตกต่างกัน เช่น การศึกษาของ WHO (2006); AFFSET (2010) พบ MCAA ในสระว่ายน้ำมีค่าอยู่ในช่วง 2.6-81 µg/L และ 9.2-110 µg/L ตามลำดับ ส่วนปริมาณ DCAA พบอยู่ในช่วง 1.5-192 µg/L และ 77-1000 µg/L ตามลำดับ ส่วนการศึกษาของ Lee และคณะ (2010) พบ DCAA มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 68.3 µg/L (14.1-246 µg/L) ซึ่งใกล้เคียงกับการศึกษาของ Berg และคณะ (2000) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 76 µg/L (0.9-240 µg/L) แต่ต่างกับการศึกษาของ Kim และ Weisel (1998) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 419 µg/L (52-647 µg/L) ส่วนสาร TCAA จะพบอยู่ในช่วง 3.5-871 µg/L (WHO, 2006; AFFSET, 2010; Lee et al., 2010; Berg et al., 2000; Kim and Weisel, 1998; Stottmeister and Naglitsch, 1996) นอกจากนี้ความเข้มข้นของสาร MBAA และ DBAA ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำทุกแห่งในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝนตรวจไม่พบความเข้มข้นของสาร เนื่องจากน้ำในสระว่ายน้ำมีความเข้มข้นของโบรไมด์ต่ำ (Richardson et al., 2010)

เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของสาร HAA5 ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำในงานวิจัยนี้ ซึ่งจำเป็นที่จะต้องนำค่าความเข้มข้นไปเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของน้ำดื่มแทน เนื่องจากไม่มีหน่วยงานใดที่มีการกำหนดค่ามาตรฐานของสารกลุ่ม HAA5 ในน้ำประปาหรือน้ำสระว่ายน้ำ จึงจำเป็นต้องเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานน้ำดื่มของ USEPA ซึ่งกำหนดให้มีระดับการปนเปื้อนสูงสุด (MCLs) สำหรับ HAA5 โดยคิดเฉลี่ยทั้งปีอยู่ที่ 60 µg/L (USEPA, 1998; USEPA, 2006) และค่ามาตรฐานน้ำดื่มขององค์กรอนามัยโลก (WHO) ที่กำหนดให้ MCLs สำหรับ HAA5 อยู่ที่ 80 µg/L และได้กำหนดค่าแนะนำให้ DCAA และ TCAA มีระดับการปนเปื้อนสูงสุดที่ 50 และ 100 µg/L ซึ่งจากการศึกษาพบว่าน้ำประปาทั้ง 2 แหล่ง มีค่าความเข้มข้นต่ำกว่าค่ามาตรฐาน MCLs ของ USEPA และ WHO ที่ได้กำหนดไว้ แต่อย่างไรก็ตามน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์และน้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่มีความปลอดภัยที่เหมาะแก่การใช้บริโภคอุปโภคได้ และเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของสาร HAA5 ในแต่ละสระว่ายน้ำในงานวิจัยครั้งนี้ พบว่าทั้งสองฤดูกาลมีค่าความเข้มข้นสูงกว่าค่ามาตรฐาน MCLs ของ USEPA (1998) ซึ่งกำหนดค่า MCLs ไว้ที่ไม่เกิน 60 µg/L เมื่อพิจารณาชนิดของสารกลุ่ม HAA5 พบว่าสาร TCAA มีค่าสูงสุด รองลงมาคือ DCAA และตามด้วย MCAA

ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Righi และคณะ (2014) ที่ทำการศึกษาในสระว่ายน้ำ พบสาร HAA5 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 164 µg/L และสาร TCAA DCAA และ MCAA มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 95.6 µg/L 53.4 µg/L และ 10.8 µg/L ตามลำดับ ซึ่งเป็นสารที่ตรวจพบกันแพร่หลายของสารกลุ่ม HAAs และพบว่า HAAs ชนิดที่มีโบรไมด์เป็นองค์ประกอบตรวจไม่พบ ซึ่งแตกต่างกับงานวิจัยของ Chowdhury (2015) ที่ทำการศึกษาสาร DBPs ในสระว่ายน้ำในร่ม พบว่าชนิดที่มีโบรมีนเป็นสารประกอบ มีค่าสูงกว่าชนิดที่เป็นองค์ประกอบคลอรีน ได้แก่ MBAA และ DBAA เนื่องจากแหล่งดิบที่ใช้ในสระว่ายน้ำมีส่วนผสมของน้ำทะเลและน้ำใต้ดิน จึงทำให้ความเข้มข้นของโบรไมด์ค่อนข้างสูง (0.51-1.38 mg/L) เป็นต้น

ตารางที่ 4-2 ความเข้มข้นของ Haloacetic acids (HAAs) ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม สระว่ายน้ำในร่ม และสระว่ายน้ำกลางแจ้ง

ชนิดสาร	ฤดูกาล	ตัวอย่างน้ำ				
		TW PSU	SW 25 m	SW 50 m.	TW TU	SW TU
		ค่าเฉลี่ย	ค่าเฉลี่ย	ค่าเฉลี่ย	ค่าเฉลี่ย	ค่าเฉลี่ย
MCAA (µg/L)	ฤดูแล้ง	0.54	53.54	30.22	0.98	39.30
	ฤดูฝน	0.48	25.60	21.35	0.97	23.18
MBAA (µg/L)	ฤดูแล้ง	ND	ND	ND	ND	ND
	ฤดูฝน	ND	ND	ND	ND	ND
DCAA (µg/L)	ฤดูแล้ง	0.60	62.18	54.12	0.65	59.05
	ฤดูฝน	0.55	33.34	27.29	0.13	38.23
TCAA (µg/L)	ฤดูแล้ง	0.63	71.91	67.01	1.01	64.70
	ฤดูฝน	0.61	30.82	25.65	0.81	39.57
DBAA(µg/L)	ฤดูแล้ง	ND	ND	ND	ND	ND
	ฤดูฝน	ND	ND	ND	ND	ND
HAA5(µg/L)	ฤดูแล้ง	1.78	187.63	151.35	2.64	163.05
	ฤดูฝน	1.64	89.76	74.28	0.64	100.98

หมายเหตุ: ND: non – detectable, TW PSU = น้ำประปามหาลัยสงขลานครินทร์, TW TU = น้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่, SW 25 m= สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม, SW 50 m.= สระว่ายน้ำในร่ม, SW TU = สระว่ายน้ำกลางแจ้ง

นอกจากนี้ พบว่าสาร DCAA ในสระว่ายน้ำ ทั้ง 3 สระในฤดูแล้งมีค่าความเข้มข้นสูงกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ ส่วนสาร TCAA พบว่ามีค่าความเข้มข้นอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานที่ WHO กำหนดไว้ การศึกษาส่วนใหญ่พบสาร TCAA ค่อนข้างสูงมีค่าเท่ากับ 17-1700 μg/L เนื่องจากสารกลุ่ม HAAs เป็นสารที่ไม่ระเหย (Non-volatile) (Heller-Grossman et al., 1993; Righi et al., 2014) มีความเสถียรจึงสามารถสะสมในสระว่ายน้ำ (Aggazzotti et al., 1995; Aggazzotti et al., 1998; Simard et al., 2013) จากการศึกษาทางพิษวิทยาพบว่าสาร HAAs เป็นสารก่อมะเร็งมากกว่าสารกลุ่ม THMs โดยเฉพาะสาร DCAA เป็นสารที่มีศักยภาพในการก่อมะเร็งกลุ่ม 2B ((IARC, 2010; IRIS EPA, 2010; Plewa et al., 2010) สาร TCAA เป็นสารที่มีศักยภาพในการก่อมะเร็งกลุ่ม C (IARC, 2010; IRIS EPA, 2010) และเป็นชนิดที่พบได้แพร่หลายมากที่สุดของสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ (Zhang et al., 2011; Health Canada, 2008; Righi et al., 2014) แต่อย่างไรก็ตามการเปรียบเทียบระหว่างน้ำสระว่ายน้ำและน้ำดื่ม พบว่าปกติในสระว่ายน้ำจะมีค่าความเข้มข้นของสาร HAAs สูงกว่าในน้ำดื่ม เนื่องจากสระว่ายน้ำโดยทั่วไปจะมีระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำใช้ระบบหมุนเวียนน้ำเป็นระยะเวลาค่อนข้างนาน อาจทำให้เกิดการสะสมของสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำ ทำให้คลอรีนที่เติมลงในสระว่ายน้ำเพื่อฆ่าเชื้อโรคสามารถทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ต่างๆ ในสระว่ายน้ำได้ เช่น สารอินทรีย์ที่มากับน้ำดิบและสารอินทรีย์ที่มากับผู้ว่ายน้ำ (เช่น เหงื่อ ปัสสาวะ น้ำลาย น้ำมูก ครีมกันแดด และเครื่องสำอาง) (Cardador and Gallego., 2011; Teo et al., 2015; Hansen et al., 2010) พบว่าสระว่ายน้ำที่มีการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน สามารถส่งผลกระทบต่อการเกิดสารกลุ่ม DBPs ซึ่งพบว่าตรวจพบสารกลุ่ม HAAs มากที่สุด เนื่องจากปริมาณของคลอรีนที่ใช้ฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำเป็นการก่อตัวของสารกลุ่ม HAAs และมีค่าสูงเมื่อเทียบกับ THMs (Lee et al., 2010; Teo et al., 2015)

4.4 ความสัมพันธ์ของสารกลุ่ม HAA5 กับพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำสระว่ายน้ำ

จากผลการหาความสัมพันธ์ของสาร HAA5 กับพารามิเตอร์ต่างๆ ในสระว่ายน้ำ พบว่าค่า pH สูง และปริมาณคลอรีนตกค้างมีความสัมพันธ์เชิงบวกกับปริมาณสาร HAAs เนื่องจากค่า pH สูง ส่งผลให้ปริมาณสารกลุ่ม HAAs ก็จะเพิ่มสูงขึ้น (Kanan, 2010; Hansen et al., 2011; 2012a, 2012b และ 2013) แต่ถ้า pH อยู่ในช่วง 7.0-6.0 จะทำให้เกิดสาร HAAs จะลดลง (Hansen, 2013) แต่การศึกษาของ Kanan และ Karanfil (2010) และ Righi et al. (2014) พบว่าระยะเวลาการสัมผัส (Contact times) ของสารฆ่าเชื้อโรคและสารอินทรีย์ นานและอุณหภูมิของน้ำสูง การก่อตัวของ HAAs สูง นอกจากนี้อุณหภูมิของน้ำที่สูงขึ้น (26 ^{o}C) จะส่งผลต่อการก่อตัวของ HAAs ก็จะ

สูงขึ้นด้วยเช่นกัน (Walse and Mitch, 2008; Kanan, 2010; Hansen et al., 2012a; Simard et al., 2013)

การก่อตัวของสาร HAAs ขึ้นอยู่กับชนิดของสารตั้งต้น สามารถเพิ่มขึ้นหรือลดลงขึ้นอยู่กับลักษณะของสารอินทรีย์ (Bougeard et al., 2008) จากการศึกษาของ Kanan และ Karenfil. (2011) พบว่าของเหลวในร่างกายที่ปลดปล่อยลงในสระว่ายน้ำมาโดยผู้ว่ายน้ำ ประกอบด้วย ปัสสาวะ ผม น้ำลาย และผลิตภัณฑ์ดูแลร่างกาย ซึ่งสิ่งเหล่านี้จะเกิดการทำปฏิกิริยาขึ้นมากกว่า Humic acid ที่เกิดจากแหล่งน้ำ และมีแนวโน้มที่จะก่อให้เกิด HAAs สูงกว่า THMs นอกจากนี้คลอรีนอิสระที่เหลือจากการฆ่าเชื้อโรค จะทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ที่เกิดจากแหล่งน้ำดิบและผู้ว่ายน้ำ ส่งผลให้ปริมาณสาร HAAs ในสระว่ายน้ำสูงขึ้นอีกด้วย (Hansen, 2013; Kanan, 2010) เมื่อความเข้มข้นของคลอรีนในสระว่ายน้ำสูง ทำให้การก่อตัวของ HAAs สูงกว่า THMs (Nikolaou et al., 2004)

ตารางที่ 4-3 ความสัมพันธ์ของสารฮาโลอะซิติกแอซิดกับพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำสระว่ายน้ำ

Factors	**B coefficient**	**SE**	**P-value**	
Ln HAAs				R^2= 0.9853
Contant	-16.694	1.570	.000	
pH	2.664	.242	.000	
Chlorine	.460	.171	.009	

4.5 ข้อมูลพฤติกรรมของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ

การศึกษาพฤติกรรมของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่และสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยสำรวจข้อมูลพฤติกรรมของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ จำนวน 236 คน ด้วยแบบสอบถาม แบ่งออกเป็น 3 ส่วน

ส่วนที่ 1. ข้อมูลทั่วไป

ส่วนที่ 2. ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ

ส่วนที่ 3. ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ

โดยทำการสุ่มผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำออกเป็น 3 กลุ่ม พิจารณาจากกลุ่มบุคคลที่ใช้บริการสระว่ายน้ำ ได้แก่ ผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก และนำข้อมูลที่ได้จากแบบสอบถามมาทำการวิเคราะห์ข้อมูล โดยใช้โปรแกรมทางสถิติ จากนั้นจึงนำข้อมูลไปใช้ในขั้นตอนการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพ โดยผลการศึกษามีรายละเอียด ดังนี้

4.5.1 ส่วนที่ 1. ข้อมูลทั่วไป

จากการศึกษาพบว่าผู้ตอบแบบสอบถามทั้งหมด จำนวน 236 คน จำแนกเป็นเพศชาย ร้อยละ 53.81 และเพศหญิง ร้อยละ 46.19 ตามลำดับ มีอายุระหว่าง 12.30 ปี มากที่สุด คิดเป็นร้อยละ 66.1 รองลงมาคือช่วงอายุระหว่าง 31.60 ปี อายุระหว่าง 6-11 ปี อายุมากกว่า 60 ปีขึ้นไป และอายุ 0-6 ปี คิดเป็นร้อยละ 22.9, 7.6, 3.0, และ 0.4 ตามลำดับ พบว่าผู้ตอบแบบสอบถามส่วนใหญ่ร่างกายมีน้ำหนักที่ 41-60 กิโลกรัม ร้อยละ 51.21 รองลงมาคือ 61-80 ร้อยละ 32.26 และ 21-40 กิโลกรัม คิดเป็นร้อยละ 10.48 ส่วนน้ำหนักช่วง 81-100 กิโลกรัมน้อยที่สุด คิดเป็นร้อยละ 6.05 สำหรับส่วนสูงของผู้ตอบแบบสอบถามสูงที่สุดคือ 161-180 ซม. คิดเป็นร้อยละ 63.98 รองลงมาคือ 141-160 ซม. ร้อยละ 27.97 และมีส่วนสุง 121.141 คิดเป็นร้อยละ 6.78 และส่วนสูงของผู้ตอบแบบสอบถามที่น้อยสุดคือ มีความสูง 181-200 ซม. และสูง 101-120 ซม. คิดเป็นร้อยละ 0.85 และร้อยละ 0.42 ตามลำดับ

ตารางที่ 4-4 ข้อมูลทั่วไปของผู้ตอบแบบสอบถามที่ใช้บริการสระว่ายน้ำ

สถานภาพ	ข้อมูลทั่วไป (236 คน)	จำนวน (คน)	ร้อยละ
1. เพศ	หญิง	109	46.19
	ชาย	127	53.81
2. อายุ (ปี)	ต่ำกว่า 6 ปี	1	0.42
	6-11 ปี	18	7.63
	12-30 ปี	156	66.10
	31-60 ปี	54	22.88
	มากกว่า 60 ปี ขึ้นไป	7	2.97
3. น้ำหนักตัว (กิโลกรัม)	0-20	0	0.00
	21-40	26	10.48
	41-60	127	51.21
	61-80	80	32.26
	81-100	15	6.05
4. ส่วนสูง (เซนติเมตร)	101-120	1	0.42
	121-140	16	6.78
	141-160	66	27.97
	161-180	151	63.98
	181-200	2	0.85

4.5.2 ส่วนที่ 2. ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ

จากการศึกษาข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำพบว่ากลุ่มตัวอย่างของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำในเรื่องความถี่ของการว่ายน้ำ พบว่าผู้ตอบแบบสอบถามส่วนใหญ่ไม่ได้ว่ายน้ำทุกวัน คิดเป็นร้อยละ 88.56 และว่ายน้ำทุกวันพบว่ามีเพียง ร้อยละ 11.44 เท่านั้น นอกจากนี้ความถี่ของการว่ายน้ำส่วนใหญ่จะว่ายน้ำ 1-5 ครั้งต่อสัปดาห์มากที่สุด คิดเป็นร้อยละ 34.32 รองลงมาคือ 6-10 ครั้งต่อสัปดาห์ ร้อยละ 32.63 และความถี่ของการว่ายน้ำจำนวน 11-15 ครั้งต่อสัปดาห์ ร้อยละ 13.98

จำนวน 21-25 ครั้งต่อสัปดาห์ของการว่ายน้ำ ร้อยละ 11.44 ส่วน 16-20 ครั้งต่อสัปดาห์ ร้อยละ 7.20 และความถี่ของการว่ายน้ำน้อยที่สุดคือ 26-30 ครั้งต่อสัปดาห์ คิดเป็นร้อยละ 0.42 ตามลำดับ

จากข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ พบว่าผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่ว่ายน้ำทั่วทั้งบริเวณสระว่ายน้ำ ร้อยละ 55.51 รองลงมาผู้ว่ายน้ำเฉพาะฝั่งลึก คิดเป็นร้อยละ 26.27 และมีผู้ว่ายน้ำเฉพาะฝั่งตื้นน้อยที่สุดเพียงร้อยละ 18.22 ตามลำดับ

ส่วนระยะเวลาในการว่ายน้ำ พบว่าผู้ตอบแบบสอบถาม ใช้เวลา 0-60 นาทีมากที่สุด คิดเป็นร้อยละ 59.32 รองลงมา 0-120 นาที ร้อยละ 21.61 นาที และ 0-90 นาที ร้อยละ 11.86 ระยะเวลา 0-30 นาที ร้อยละ 6.36 และระยะเวลา 0-180 นาที คิดเป็นร้อยละ 0.85 ตามลำดับ

ส่วนช่วงเวลาที่ผู้ตอบแบบสอบถามมาใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่จะใช้บริการช่วง 17.30-19.30 คิดเป็นร้อยละ 56.36 ตามด้วย ช่วงเวลา 19.30-20.30 ร้อยละ 23.73 และ 15.30-17.30 ร้อยละ 19.07 ส่วนช่วงเวลา 20.30-21.30 เป็นช่วงเวลาที่มีผู้มาใช้บริการน้อยที่สุดเพียงร้อยละ 0.85 และเดือนที่มาใช้บริการสระว่ายน้ำ พบว่าผู้ตอบแบบสอบถามไม่ได้ว่ายน้ำทุกเดือน คิดเป็นร้อยละ 50.42 ส่วนว่ายน้ำทุกเดือน ร้อยละ 49.58 ผู้ตอบแบบสอบถามส่วนใหญ่ว่ายน้ำในเดือนเมษายน คิดเป็นร้อยละ 9.71 ใช้บริการมากที่สุด ตามด้วยเดือนธันวาคม ร้อยละ 9.18 เดือนพฤษภาคมร้อยละ 8.94 เดือนมกราคมและพฤศจิกายน ร้อยละ 8.82 ส่วนเดือนมีนาคม คิดเป็นร้อยละ 8.53 เดือนมิถุนายน ร้อยละ 8.35 เดือนกุมภาพันธ์ ร้อยละ 8.23 เดือนตุลาคม ร้อยละ 8.05 เดือนสิงหาคม ร้อยละ 7.16 เดือนกรกฎาคมและกันยายนร้อยละ 7.10 ตามลำดับ

ตารางที่ 4-5 ผลการศึกษาข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ

ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ	ข้อมูลทั่วไป (236 คน)	จำนวน (คน)	ร้อยละ
1. ความถี่ในการว่ายน้ำ	ทุกวัน	27	11.44
	ไม่ทุกวัน	209	88.56
1.1. ความถี่ในการว่ายน้ำ (ครั้ง/เดือน)	1-5	81	34.32
	6-10	77	32.63
	11-15	33	13.98
	16-20	17	7.20
	21-25	27	11.44
	26-30	1	0.42
2. ส่วนใหญ่ท่านว่ายน้ำบริเวณส่วนใดของสระว่ายน้ำ	ฝั่งตื้น	43	18.22
	ฝั่งลึก	62	26.27
	ทั่วทั้งบริเวณสระว่ายน้ำ	131	55.51
3. ระยะเวลาในการว่ายน้ำแต่ละครั้งโดยประมาณ	0-30	15	6.36
	0-60	140	59.32
	0-90	28	11.86
	0-120	51	21.61
	0-180	2	0.85
4. ช่วงเวลาในการใช้บริการสระว่ายน้ำแต่ละครั้งที่มาว่ายน้ำ	15.30-17.30	45	19.07
	17.30-19.30	133	56.36
	19.30-20.30	56	23.73
	20.30-21.30	2	0.85

ตารางที่ 4-5 ผลการศึกษาข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ (ต่อ)

ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ	ข้อมูลทั่วไป (236 คน)	จำนวน (คน)	ร้อยละ
5. เดือนไหนที่ท่านมาใช้บริการสระว่ายน้ำบ่อยที่สุด	ทุกเดือน	117	49.58
	ไม่ทุกเดือน	119	50.42
5.1 เดือนไหนที่ท่านมาใช้บริการสระว่ายน้ำบ่อยที่สุด	มกราคม	149	8.82
	กุมภาพันธ์	139	8.23
	มีนาคม	144	8.53
	เมษายน	164	9.71
	พฤษภาคม	151	8.94
	มิถุนายน	141	8.35
	กรกฎาคม	120	7.10
	สิงหาคม	121	7.16
	กันยายน	120	7.10
	ตุลาคม	136	8.05
	พฤศจิกายน	149	8.82
	ธันวาคม	155	9.18

4.5.3 ส่วนที่ 3 ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ

ผลการศึกษาพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ พบว่าผู้ว่ายน้ำส่วนใหญ่ไม่มีการใช้ผลิตภัณฑ์บำรุงผิวก่อนลงสระว่ายน้ำร้อยละ 77.54 ส่วนผู้ว่ายน้ำที่ใช้ผลิตภัณฑ์บำรุงผิวก่อนลงสระว่ายน้ำ คิดเป็นร้อยละ 22.46 และพบว่าผลิตภัณฑ์บำรุงผิวที่ผู้ว่ายน้ำนำมาใช้ทาก่อนลงสระว่ายน้ำส่วนใหญ่เป็นครีมกันแดดร้อยละ 73.58 รองลงมาเป็นผลิตภัณฑ์บำรุงผิว ร้อยละ 24.53 และผลิตภัณฑ์เครื่องสำอาง คิดเป็นร้อยละ 1.89 ตามลำดับ และผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่มีการชำระล้างร่างกายก่อนว่ายน้ำบ่อยครั้ง คิดเป็นร้อยละ 70.76 รองลงมาได้ชำระล้างร่างกายเป็นบางครั้ง ร้อยละ 20.34 และผู้ว่ายน้ำไม่เคยชำระล้างร่างกายก่อนลงสระว่ายน้ำ ร้อยละ 8.90 ตามลำดับ ส่วนการชำระล้างร่างกายหลังจากว่ายน้ำบ่อยครั้งมากที่สุด คิดเป็นร้อยละ 98.31 รองลงมาชำระล้างร่างกายเป็นบางครั้ง คิดเป็นร้อยละ 1.69 ตามลำดับ

นอกจากนี้พบว่าผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่ไม่เคยปัสสาวะลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำ ร้อยละ 59.7 รองลงมาผู้ว่ายน้ำได้ปัสสาวะลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำเป็นบางครั้ง ร้อยละ 30.51 และได้ปัสสาวะลงในสระว่ายน้ำบ่อยครั้ง คิดเป็นร้อยละ 9.75 ตามลำดับ และพบว่าผู้ว่ายน้ำส่วนใหญ่ไม่เคยบ้วนน้ำลายลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำร้อยละ 49.15 เคยบ้วนน้ำลายลงในสระว่ายน้ำเป็นบางครั้ง ร้อยละ 43.64 และบ่อยครั้งคิดเป็นร้อยละ 7.20 ตามลำดับ และส่วนผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่ไม่เคยสั่งน้ำมูกลงในสระว่ายน้ำร้อยละ 87.29 รองลงมาเคยสั่งน้ำมูกเป็นบางครั้ง ร้อยละ 11.86 และบ่อยครั้ง ร้อยละ 0.85 ตามลำดับ ผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่ทำความสะอาดชุดว่ายน้ำทุกวัน คิดเป็นร้อยละ 80.51 รองลงมาสามวันขึ้นไป ร้อยละ 8.47 และทำความสะอาดชุดว่ายน้ำวันเว้นวันคิดเป็นร้อยละ 7.63 และพบว่าผู้ว่ายน้ำจำนวนน้อยมากที่ทำความสะอาดชุดว่ายน้ำ 2 วันครั้งมีเพียงร้อยละ 3.39 ตามลำดับ

นอกจากนี้ผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่สวมใส่ชุดว่ายน้ำแขนและขาสั้นเต็มตัว ร้อยละ 39.83 รองลงมากางเกงขาสั้นตัวเดียวร้อยละ 36.02 ชุดว่ายน้ำแขนยาว – กางเกงขาสั้นเต็มตัว ร้อยละ 12.71 และชุดว่ายน้ำแขนสั้น – กางเกงขายาวเต็มตัว คิดเป็นร้อยละ 8.05 ชุดว่ายน้ำแขน และขายาวเต็มตัว คิดเป็นร้อยละ 2.97 และพบว่าผู้ว่ายน้ำที่สวมใส่กางเกงขายาวตัวเดียวมีจำนวนน้อยสุด คิดเป็นร้อยละ 0.42 ตามลำดับ ส่วนการสวมใส่แว่นตาสำหรับว่ายน้ำขณะว่ายน้ำ และพบว่าผู้ว่ายน้ำส่วนใหญ่สวมใส่แว่นตาขณะว่ายน้ำ คิดเป็นร้อยละ 91.10 รองลงมาสวมใส่แว่นตาขณะว่ายน้ำเป็นบางครั้ง ร้อยละ 6.78 และผู้ว่ายน้ำไม่เคยสวมใส่แว่นตา คิดเป็นร้อยละ 2.12 ตามลำดับ นอกจากนี้ผู้ว่ายน้ำส่วนใหญ่ได้สวมใส่หมวกสำหรับว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยครั้ง คิดเป็นร้อยละ 54.66 รองลงมาผู้ว่ายน้ำไม่เคยสวมใส่หมวกว่ายน้ำ ร้อยละ 30.93 และเคยสวมใส่หมวกว่ายน้ำเป็นบางครั้ง คิดเป็นร้อยละ 14.41 ตามลำดับ และพบว่าหลังจากว่ายน้ำผู้ว่ายน้ำเกิดอาการที่ไม่พึงประสงค์ เช่น ผมแห้ง คิดเป็นร้อยละ 28.90 รองลงมาผิวหนังแห้งคล้ำ ร้อยละ 24.53 การระคายเคืองดวงตา ร้อยละ 10.19 อาการเจ็บคอ ร้อยละ 7.69 การระคายเคืองผิวหนัง ร้อยละ 7.48 เป็นโรคหวัด ร้อยละ 6.65 ผื่นแดงตามผิวหนัง ร้อยละ 2.49 และ หูอักเสบ ร้อยละ 1.25 และท้องร่วง ตุ่มที่เท้าและ น้ำมูกไหลขณะว่ายน้ำ ร้อยละ 0.21 และยังพบผู้ว่ายน้ำที่ไม่เคยเป็นอาการที่ไม่พึงประสงค์เหล่านี้ ร้อยละ 10.19 และพบว่าผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่ไม่มีโรคประจำตัวขณะที่ว่ายน้ำ คิดเป็นร้อยละ 89.98 และมีโรคประจำตัวในขณะที่มาว่ายน้ำ ร้อยละ 11.02 ตามลำดับ และพบว่าผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำส่วนใหญ่ไม่ใช่ใช้บริการสระว่ายน้ำในขณะที่เป็นโรค คิดเป็นร้อยละ 97.46 รองลงมามีการใช้บริการสระว่ายน้ำขณะที่เป็นโรค คิดเป็นร้อยละ 2.54 และพบว่าผู้ว่ายน้ำไม่เคยเป็นโรคตาแดง หูน้ำหนวก หรือ โรคผิวหนัง ในช่วงที่ใช้บริการสระว่ายน้ำ คิดเป็น

ร้อยละ 98.31 เมื่อแบ่งเป็นโรคที่กล่าวข้างต้น พบว่าผู้ว่ายน้ำเป็นโรคตาแดง หูน้ำหนวก และโรคผิวหนัง คิดเป็นร้อยละ 0.42 จากการว่ายน้ำผู้ว่ายน้ำได้พบเห็นปัญหาด้านน้ำในสระว่ายน้ำมีกลิ่นคลอรีนฉุนมาก ร้อยละ 33.22 มากที่สุด รองลงมาน้ำมีตะกอน ร้อยละ 29.83 น้ำในสระว่ายน้ำมีสีขุ่น คิดเป็นร้อยละ 25.76 และน้ำมีสีเขียวร้อยละ 11.19 ตามลำดับ ในรอบ 1 ปีที่ผ่านมาผู้ว่ายน้ำเคยจมน้ำและเคยกลืนกินน้ำในขณะว่ายน้ำ คิดเป็นร้อยละ 0.4 ตามลำดับ สำหรับระยะเวลาของการชำระล้างร่างกายก่อนลงสระว่ายน้ำ ส่วนใหญ่ใช้เวลา0-5 นาที คิดเป็นร้อยละ 68.6 รองลงมา 0-10 นาที ร้อยละ 17.21 เวลา0-15 นาที ร้อยละ 6.05 ช่วงเวลา 0-20 นาที 0-25 นาที และ 0-30 นาที ร้อยละ 0.47 ตามลำดับ และสำหรับเวลาในการชำระล้างร่างกายหลังขึ้นจากสระว่ายน้ำพบว่าส่วนใหญ่แล้วใช่เวลา 0-15 นาที คิดเป็นร้อยละ 33.47 รองลงมาคือเวลา 0-10 นาที คิดเป็นร้อยละ 26.27 0-30 นาที ร้อยละ 15.25 ส่วน เวลา 0-05 และ 0-20 นาที คิดเป็นร้อยละ 9.75 และใช้เวลาน้อยที่สุดเพียง 0-5 นาที คิดเป็นร้อยละ 9.75

จากข้อมูลการสำรวจพฤติกรรมการใช้บริการสระว่ายน้ำ สามารถนำข้อมูลที่ได้ไปใช้ในการประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต ได้แก่ ความถี่ของการว่ายน้ำ 5 ครั้งต่อสัปดาห์ (คิดเป็น 240 ครั้งต่อปี) ระยะเวลาในการว่ายน้ำ 1 ชั่วโมงต่อครั้ง

ตารางที่ 4-6 ผลการศึกษาข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ

ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ (236 คน)		จำนวน (คน)	ร้อยละ
1. ท่านใช้ผลิตภัณฑ์บำรุงผิวก่อนลงสระว่ายน้ำบ่อยหรือไม่	ใช้	53	22.46
	ไม่ใช้	183	77.54
1.1. ท่านใช้ผลิตภัณฑ์บำรุงผิวก่อนลงสระว่ายน้ำบ่อยหรือไม่	Vasaleen	13	24.53
	Sunscreen	39	73.58
	Cosmatic	1	1.89
2. ท่านชำระล้างร่างกายก่อนลงสระว่ายน้ำบ่อยหรือไม่	บ่อย	167	70.76
	บางครั้ง	48	20.34
	ไม่เคย	21	8.90
3. ท่านชำระล้างร่างกายหลังจากว่ายน้ำทันทีบ่อยหรือไม่	บ่อย	232	98.31
	บางครั้ง	4	1.69
	ไม่เคย	0	0
4. ท่านเคยปัสสาวะลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยหรือไม่	บ่อย	23	9.75
	บางครั้ง	72	30.51
	ไม่เคย	141	59.75
5. ท่านเคยบ้วนน้ำลายลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อบหรือไม่	บ่อย	17	7.20
	บางครั้ง	103	43.64
	ไม่เคย	116	49.15
6. ท่านเคยสั่งน้ำมูกลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยหรือไม่	บ่อย	2	0.85
	บางครั้ง	28	11.86
	ไม่เคย	206	87.29
7. ท่านทำความสะอาดชุดว่ายน้ำบ่อยหรือไม่	ทุกวัน	190	80.51
	วันเว้นวัน	18	7.63
	2 วันครั้ง	8	3.39
	สามวันขึ้นไป	20	8.47

ตารางที่ 4-6 ผลการศึกษาข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ (ต่อ)

ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ (236 คน)		จำนวน (คน)	ร้อยละ
8. ส่วนใหญ่ท่านสวมใส่ชุดว่ายน้ำแบบใด (ตอบได้มากกว่า 1 ข้อ)	ชุดว่ายน้ำแขนและขายาวเต็มตัว	7	2.97
	ชุดว่ายน้ำแขนและขาสั้นเต็มตัว	94	39.83
	ชุดว่ายน้ำแขนสั้น – กางเกงขายาวเต็มตัว	19	8.05
	ชุดว่ายน้ำแขนยาว – กางเกงขาสั้นเต็มตัว	30	12.71
	กางเกงขาสั้นตัวเดียว	85	36.02
	กางเกงขายาวตัวเดียว	1	0.42
9. ท่านสวมใส่แว่นตาสำหรับว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยหรือไม่	บ่อย	215	91.10
	บางครั้ง	16	6.78
	ไม่เคยสวมใส่	5	2.12
10. ท่านสวมใส่หมวกสำหรับว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยหรือไม่	บ่อย	129	54.66
	บางครั้ง	34	14.41
	ไม่เคยสวมใส่	73	30.93
11. ท่านมีโรคประจำตัวหรือไม่	มี	26	11.02
	ไม่มี	210	89.98
12. ท่านเคยใช้บริการสระว่ายน้ำ ในขณะที่เป็นโรคเหล่านี้หรือไม่	ใช่	6	2.54
	ไม่ใช่	230	97.46

ตารางที่ 4-6 ผลการศึกษาข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ (ต่อ)

ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ (236 คน)		จำนวน (คน)	ร้อยละ
13. หลังจากว่ายน้ำท่านเคยเกิดอาการที่ไม่พึงประสงค์เหล่านี้หรือไม่ (ตอบได้มากกว่า 1 ข้อ)	ผมแห้ง	139	28.90
	ผิวหนังแห้ง คล้ำ	118	24.53
	ผื่นแดงตามผิวหนัง	12	2.49
	เป็นหวัด	32	6.65
	เจ็บคอ	37	7.69
	น้ำมูกไหล	1	0.21
	ท้องร่วง	1	0.21
	ตุ่มที่เท้า	1	0.21
	หูอักเสบ	6	1.25
	การระคายเคืองผิวหนัง	36	7.48
	การระคายเคืองดวงตา	49	10.19
	ไม่เคยเป็น	49	10.19
	อื่นๆ	0	0
14. ท่านเคยใช้บริการสระว่ายน้ำ ในขณะที่เป็นโรคเหล่านี้หรือไม่	โรคตาแดง	2	0.85
	หูน้ำหนวก	1	0.42
	โรคผิวหนัง	1	0.42
	ไม่เคย	232	98.31
15. ท่านพบเห็นปัญหาด้านสีของน้ำในสระว่ายน้ำอย่างไรบ้าง	น้ำมีสีเขียว	33	11.19
	น้ำมีสีขุ่น	76	25.76
	น้ำมีตะกอน	88	29.83
	น้ำมีกลิ่นคลอรีนฉุนมาก	98	33.22
	อื่นๆ	0	0

ตารางที่ 4-6 ผลการศึกษาข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ (ต่อ)

ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ (236 คน)		จำนวน (คน)	ร้อยละ
16.ในรอบ 1 ปีที่ผ่านมา ท่านเคยจมน้ำในขณะว่ายน้ำหรือไม่	จมน้ำในขณะว่ายน้ำ	1	0.4
17.ในรอบ 1 ปีที่ผ่านมาในเวลาที่ว่ายน้ำ ท่านเคยกลืนกินน้ำขณะว่ายน้ำหรือไม่	กลืนกินน้ำ	1	0.4
18. ระยะเวลาของการชำระล้างร่างกายก่อนลงสระว่ายน้ำ ใช้เวลานานเท่าไร	0-5	162	73.35
	0-10	37	17.21
	0-15	13	6.05
	0-20	1	0.47
	0-25	1	0.47
	0-30	1	0.47
19. ระยะเวลาของการชำระล้างร่างกายหลังขึ้นจากสระว่ายน้ำ ใช้เวลานานเท่าไร	0-5	23	9.75
	0-10	62	26.27
	0-15	79	33.47
	0.20	23	9.75
	0-25	13	5.51
	0-30	36	15.25

ตารางที่ 4-7 ค่าคงที่ที่ใช้ในการประเมินการได้รับสัมผัสทางผิวหนังการรับสารผ่านทางการกลืนกินและและการสูดดมเมื่อว่ายน้ำ

พารามิเตอร์	ตัวย่อ	ค่าที่ใช้			หน่วย	แหล่งที่มา
		ผู้ใหญ่เพศหญิง	ผู้ใหญ่เพศชาย	เด็ก		
อัตราการได้รับสัมผัสสาร	CR	0.021	0.021	0.049	L/h	USEPA (2009)
ค่าที่ใช้แปลงหน่วยปริมาตรน้ำ	CF	0.001	0.001	0.001	L/cm^3	USEPA (1989)
ระยะเวลาที่ได้รับสัมผัสสาร	ED	30	30	6	years	USEPA (1989)
ความถี่การได้รับสัมผัสสาร	EF	240	240	240	day/year	แบบสอบถาม
เวลาที่ได้รับสัมผัสสาร	ET	60	60	60	min/day	แบบสอบถาม
พื้นที่ผิวร่างกาย	SA	15,700*	17,900*	10,470**	m^2	*ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และคอมพิวเตอร์แห่งชาติ (2552), **USEPA (2009)
ระยะเวลาเฉลี่ยได้รับสาร	AT	25,550	25,550	25,550	day	USEPA (1989)และ Lee et al. (2002)
น้ำหนักร่างกาย	BW	57.4*	68.9*	29**	kg	*ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และคอมพิวเตอร์แห่งชาติ (2552), **USEPA (2009)

4.6 การศึกษาการประเมินเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิดในสระว่ายน้ำ

การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ และใช้แบบสอบถามประเมินพฤติกรรมของผู้ใช้ริการสระว่ายน้ำ และนำข้อมูลมาใช้ในการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง ซึ่งประกอบด้วยประเด็นด้านการใช้บริการสระว่ายน้ำ พฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ โดยประเมินจากบุคคล 3 กลุ่ม ได้แก่ ผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก ดังแสดงในตารางที่ 4-7 และทำการประเมินความเสี่ยงจากเส้นทางการสัมผัสสารเข้าสู่ร่างกาย 3 เส้นทางการสัมผัส ได้แก่ เส้นทางการกลืนกิน (Ingestion) เส้นทางการดูดซึมทางผิวหนัง (Dermal contact) และเส้นทางการสูดดม (Inhalation) โดยการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากเส้นทางการกลืนกินและเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสามารถประเมินได้เพียงสาร DCAA และ TCAA เท่านั้น ส่วนเส้นทางการสูดดมสามารถประเมินได้เพียงสาร DCAA เท่านั้น เนื่องจากมีคุณสมบัติเป็นสารที่ก่อให้เกิดมะเร็ง ดังนั้นการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งในการศึกษานี้จึงมุ่งเน้นสาร DCAA และ TCAA เท่านั้น ส่วนการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร MCAA DCAA และ TCAA สามารถประเมินความเสี่ยงได้เพียงเส้นทางการกลืนกินเพียงเส้นทางเดียวเท่านั้น เนื่องจากสารทั้ง3 ชนิดมีค่าขนาดอ้างอิง (Reference dose, RfD) เฉพาะเส้นทางการกลืนกินเท่านั้น การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารโดยใช้ที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย และการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพเป็นไปตามวิธีของ USEPA (1989) การคำนวณในการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายโดยผ่านเส้นทางต่างๆ โดยใช้ค่า CDI (Chronic daily intake) และค่า AD (Absorbed dose) (USEPA, 1989) ดังสมการ 11-13 ดังที่กล่าวไว้ข้างต้น

4.6.1 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำ

จากผลการประเมินความเสี่ยงเส้นทางการกลืนกินในการวิจัยครั้งนี้ ทำการคำนวณการได้รับสาร DCAA แ ละ TCAA เข้าสู่ร่างกาย โดยใช้ค่า CDI (Chronic daily intake) (USEPA, 1989) เป็นการคำนวณค่าการได้รับสารที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ดังแสดงในตารางที่ 4-8 และ 4-9

4.6.1.1 ผลการศึกษาการประเมินการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม

ผลจากการศึกษาการได้รับสาร DCAA และ TCAA ผ่านเส้นทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำ ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม ในฤดูแล้งและฤดูฝน พบว่าค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของ DCAA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของสาร DCAA และ TCAA มากที่สุด มีค่า CDI ของสาร DCAA เท่ากับ 4.4E-04 และ 2.9E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 5.7E-04 และ 2.0E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือกลุ่มเด็กที่มีค่า CDI เท่ากับ 4.0E-04 และ 2.7E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 5.3E-04 และ 1.8E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และกลุ่มผู้ใหญ่เพศชายมีค่า CDI ของสาร DCAA ที่ความเข้มข้นสูงสุดในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่าเท่ากับ 3.6E-04 และ2.4E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA ที่ความเข้มข้นสูงสุดมีค่าเท่ากับ 4.8E-04 และ 1.6E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของสาร DCAA และ TCAA มากที่สุดทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่า CDI ของสาร DCAA เท่ากับ 3.9E-04 และ 2.1E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 4.5E-04 และ 1.9E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ กลุ่มเด็กที่มีค่า CDI เท่ากับ 3.6E-04 และ 1.9E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 4.1E-04 และ 1.8E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และกลุ่มผู้ใหญ่เพศชายมีค่า CDI ของสาร DCAA ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 3.2E-04 mg/kg.day และ 1.7E-04 mg/kg.day ตามลำดับ ค่า CDI ของสาร TCAA ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 3.7E-04 และ 1.6E-04 mg/kg.day ตามลำดับ

4.6.1.2 ผลการศึกษาการประเมินการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำในร่ม

จากผลการศึกษาในสระว่ายน้ำในร่ม พบว่าค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของ DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของสาร DCAA และ TCAA มากที่สุดทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่า CDI ของสาร DCAA เท่ากับ 4.8E-04 และ 1.9E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 5.8E-04 และ 1.6E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ กลุ่มเด็กที่มีค่า CDI เท่ากับ 4.4E-04 และ 1.7E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 5.4E-04 และ 1.5E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และกลุ่มผู้ใหญ่เพศชายในฤดูแล้งและฤดูฝน ค่า CDI ของสาร DCAA ที่ความเข้มข้นสูงสุดมีค่าเท่ากับ 4.0E-04 และ 1.6E-04 mg/kg.day ตามลำดับ ค่า CDI ของสาร TCAA ที่ความเข้มข้นสูงสุดมีค่าเท่ากับ 4.8E-04 และ

1.4E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของสาร DCAA และ TCAA มากที่สุดทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่า CDI ของสาร DCAA เท่ากับ 3.4E-04 และ 1.7E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 4.2E-04 และ 1.6E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ กลุ่มเด็กที่มีค่า CDI เท่ากับ 3.1E-04 และ 1.6E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 3.8E-04 และ 1.5E-04 mg/kg.day ตามลำดับ กลุ่มผู้ใหญ่เพศชายในฤดูแล้งและฤดูฝน ค่า CDI ของสาร DCAA ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 2.8E-04 และ 1.4E-04 mg/kg.day ตามลำดับ ค่า CDI ของ สาร TCAA ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 3.5E-04 และ 1.3E-04 mg/kg.day ตามลำดับ

4.6.1.3 ผลการศึกษาการประเมินการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง

ผลการศึกษาในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง พบว่าเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของ DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ ในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง พบว่ากลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุด มีค่า CDI ของสาร DCAA เท่ากับ 4.7E-04 และ 3.6E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 4.4E-04 และ 2.9E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ กลุ่มเด็กที่มีค่า CDI เท่ากับ 4.4E-04 และ 3.3E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 4.1E-04 และ 2.7E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และกลุ่มผู้ใหญ่เพศชายในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน ค่า CDI ของสาร DCAA ที่ความเข้มข้นสูงสุดมีค่าเท่ากับ 3.9E-04 และ 3.0E-04 mg/kg.day และ ค่า CDI ของสาร TCAA ที่ความเข้มข้นสูงสุดมีค่าเท่ากับ 3.7E-04 และ 2.4E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของสาร DCAA และ TCAA มากที่สุดทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝน พบว่ามีค่า CDI ของสาร DCAA เท่ากับ 3.7E-04 และ 2.4E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 4.0E-04 และ 2.5E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ กลุ่มเด็กที่มีค่า CDI เท่ากับ 3.4E-04 และ 2.2E-04 mg/kg.day และค่า CDI ของสาร TCAA เท่ากับ 3.7E-04 และ 2.3E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และกลุ่มผู้ใหญ่เพศชายในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน ค่า CDI ของสาร DCAA ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 3.0E-04 และ 2.0E-04 mg/kg.day ตามลำดับ ค่า CDI ของสาร TCAA ที่ ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 3.3E-04 และ 2.1E-04 mg/kg.day ตามลำดับ

ตารางที่ 4-8 ค่าการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย

เพศ	CDI ของสาร DCAA(mg/kg.day)					
	CDI สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (ม.อ.)		CDI สระว่ายน้ำในร่ม (ม.อ.)		CDI สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	
	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
ที่ความเข้มข้นสูงสุด						
ผู้ใหญ่เพศชาย	3.6E-04	2.4E-04	4.0E-04	1.6E-04	3.9E-04	3.0E-04
ผู้ใหญ่เพศหญิง	4.4E-04	2.9E-04	4.8E-04	1.9E-04	4.7E-04	3.6E-04
เด็ก	4.0E-04	2.7E-04	4.4E-04	1.7E-04	4.4E-04	3.3E-04
ที่ความเข้มข้นเฉลี่ย						
ผู้ใหญ่เพศชาย	3.2E-04	1.7E-04	2.8E-04	1.4E-04	3.0E-04	2.0E-04
ผู้ใหญ่เพศหญิง	3.9E-04	2.1E-04	3.4E-04	1.7E-04	3.7E-04	2.4E-04
เด็ก	3.6E-04	1.9E-04	3.1E-04	1.6E-04	3.4E-04	2.2E-04

ตารางที่ 4-9 ค่าการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย

เพศ	CDI ของสาร TCAA(mg/kg.day)					
	CDI สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (ม.อ.)		CDI สระว่ายน้ำในร่ม (ม.อ.)		CDI สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	
	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน
ที่ความเข้มข้นสูงสุด						
ผู้ใหญ่เพศชาย	4.8E-04	1.6E-04	4.8E-04	1.4E-04	3.7E-04	2.4E-04
ผู้ใหญ่เพศหญิง	5.7E-04	2.0E-04	5.8E-04	1.6E-04	4.4E-04	2.9E-04
เด็ก	5.3E-04	1.8E-04	5.4E-04	1.5E-04	4.1E-04	2.7E-04
ที่ความเข้มข้นเฉลี่ย						
ผู้ใหญ่เพศชาย	3.7E-04	1.6E-04	3.5E-04	1.3E-04	3.3E-04	2.1E-04
ผู้ใหญ่เพศหญิง	4.5E-04	1.9E-04	4.2E-04	1.6E-04	4.0E-04	2.5E-04
เด็ก	4.1E-04	1.8E-04	3.8E-04	1.5E-04	3.7E-04	2.3E-04

4.6.2 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ

จากผลการประเมินความเสี่ยงผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังในการวิจัยครั้งนี้ ทำการคำนวณการได้รับสาร DCAA แ ละ TCAA เข้าสู่ร่างกาย โดยการคำนวณการได้รับสารเข้าสู่ร่างกาย โดยใช้ค่า ค่า AD (Absorbed dose) (USEPA, 1989) ดังสมการ 13 เป็นการคำนวณค่าการได้รับสารที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ดังแสดงในตารางที่ 4-10 และ 4-11

4.6.2.1 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม

จากผลการศึกษาการได้รับสาร DCAA และ TCAA ที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม ในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน พบว่าค่า AD ที่ความเข้มข้นสูงสุดของ DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มในฤดูแล้งและฤดูฝน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า AD ของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 6.2E-04 และ 4.1E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 8.2E-04 และ 2.8E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 5.9E-04 และ 3.9E-04 mg/kg.day และค่า ADของสาร TCAA เท่ากับ 7.8E-04 และ 2.6E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และเด็กที่มีค่า AD เท่ากับ 1.6E-04 และ 1.1E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 2.2E-04 และ 7.3E-05 mg/kg.day ตามลำดับ และค่า AD ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิง มีค่า AD ของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 5.5E-04 และ 2.9E-05 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 6.3E-04 และ 2.7E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชายมีค่า AD ของสาร DCAA เท่ากับ 5.2E-04 และ 2.8E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 6.0E-04 และ 2.6E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และเด็กมีค่า AD เท่ากับ 1.4E-04 และ 7.7E-05 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 1.7E-04 และ 7.1E-05 mg/kg.day ตามลำดับ

4.6.2.2 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำในร่ม

สระว่ายน้ำในร่ม พบว่าค่า AD ที่ความเข้มข้นสูงสุดของ DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ ในสระว่ายน้ำในร่ม พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า AD ของสาร DCAA สูงสุดมีค่าเท่ากับ 6.8E-04 และ 2.7E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 8.2E-04 และ 2.3E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชายมีค่า AD เท่ากับ 6.4E-04 และ 2.5E-04 mg/kg.day

และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 7.8E-04 และ 2.2E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และเด็กที่มีค่า AD เท่ากับ 1.8E-04 และ 7.0E-05 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 2.2E-04 และ 6.1E-05 mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่า AD ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิง มีค่า AD ของสาร DCAA เท่ากับ 4.8E-04 และ 2.4E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 5.9E-04 และ 2.3E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชายมีค่า AD เท่ากับ 4.5E-04 และ 2.3E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 5.6E-04 และ 2.1E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และกลุ่มเด็กที่มีค่า AD เท่ากับ 1.3E-04 และ 6.3E-05 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 1.6E-04 และ 5.9E-05 mg/kg.day ตามลำดับ

4.6.2.3 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม DCAA และ TCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง

สระว่ายน้ำกลางแจ้งในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน พบว่าค่า AD ที่ความเข้มข้นสูงสุดของ DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า AD ของสาร DCAA และ TCAA มากที่สุดทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่า AD ของสาร DCAA เท่ากับ 6.7E-04 และ 5.1E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 6.3E-04 และ 4.1E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชายมีค่า AD ของสาร DCAA เท่ากับ 6.4E-04 และ 4.9E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 6.0E-04 และ 3.9E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และกลุ่มเด็กที่มีค่า AD เท่ากับ 1.8E-04 และ 1.3E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 1.7E-04 และ 1.1E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่า AD ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCCA และ TCAA ของกลุ่มบุคคนต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า AD ของสาร DCAA และ TCAA มากที่สุดทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝน มีค่า AD ของสาร DCAA เท่ากับ 5.2E-04 และ 3.4E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 5.7E-04 และ 3.5E-04 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่า AD ของสาร DCAA เท่ากับ 4.9E-04 และ 3.2E-04 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 5.4E-04 และ 3.5E-04 mg/kg.day ตามลำดับ และกลุ่มเด็กที่มีค่า AD น้อยที่สุดเท่ากับ 1.4E-04 และ 8.9E-05 mg/kg.day และค่า AD ของสาร TCAA เท่ากับ 1.5E-04 และ 9.2E-05 mg/kg.day ตามลำดับ

ตารางที่ 4-10 ค่าการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย

เพศ	AD ของสาร DCAA (mg/kg.day)					
	AD สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (ม.อ.)		AD สระว่ายน้ำในร่ม (ม.อ.)		AD สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	
	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน
ที่ความเข้มข้นสูงสุด						
ผู้ใหญ่เพศชาย	5.9E-04	3.9E-04	6.4E-04	2.5E-04	6.4E-04	4.9E-04
ผู้ใหญ่เพศหญิง	6.2E-04	4.1E-04	6.8E-04	2.7E-04	6.7E-04	5.1E-04
เด็ก	1.6E-04	1.1E-04	1.8E-04	7.0E-05	1.8E-04	1.3E-04
ที่ความเข้มข้นเฉลี่ย						
ผู้ใหญ่เพศชาย	5.2E-04	2.8E-04	4.5E-04	2.3E-04	4.9E-04	3.2E-04
ผู้ใหญ่เพศหญิง	5.5E-04	2.9E-04	4.8E-04	2.4E-04	5.2E-04	3.4E-04
เด็ก	1.4E-04	7.7E-05	1.3E-04	6.3E-05	1.4E-04	8.9E-05

ตารางที่ 4-11 ค่าการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่านการดูดซึมทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย

เพศ	AD ของสาร TCAA (mg/kg.day)					
	AD สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (ม.อ.)		AD สระว่ายน้ำในร่ม (ม.อ.)		AD สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	
	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน
ที่ความเข้มข้นสูงสุด						
ผู้ใหญ่เพศชาย	7.8E-04	2.6E-04	7.8E-04	2.2E-04	6.0E-04	3.9E-04
ผู้ใหญ่เพศหญิง	8.2E-04	2.8E-04	8.2E-04	2.3E-04	6.3E-04	4.1E-04
เด็ก	2.2E-04	7.3E-05	2.2E-04	6.1E-05	1.7E-04	1.1E-04
ที่ความเข้มข้นเฉลี่ย						
ผู้ใหญ่เพศชาย	6.0E-04	2.6E-04	5.6E-04	2.1E-04	5.4E-04	3.3E-04
ผู้ใหญ่เพศหญิง	6.3E-04	2.7E-04	5.9E-04	2.3E-04	5.7E-04	3.5E-04
เด็ก	1.7E-04	7.1E-05	1.6E-04	5.9E-05	1.5E-04	9.2E-05

4.6.3 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำ

จากผลการประเมินความเสี่ยงผ่านเส้นทางการสูดดมในการวิจัยครั้งนี้ ทำการคำนวณการได้รับสาร DCAA เพียงชนิดเดียว โดยจะทำการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งเฉพาะสาร DCAA เท่านั้น เนื่องจากสาร DCAA เป็นสารที่มีคุณสมบัติในการก่อมะเร็งและมีค่า SF ของการสูดดม งานวิจัยนี้เลยมุ่งเน้นเพื่อใช้ในการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งเส้นทางการสูดดมเพียงสาร DCAA เท่านั้น โดยการคำนวณการได้รับสารเข้าสู่ร่างกาย โดยใช้ค่า CDI (Chronic daily intake) ในการประเมินความเสี่ยง (USEPA, 1989) ดังสมการ 13 เป็นการคำนวณค่าการได้รับสารที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ดังแสดงในตารางที่ 4-12

4.6.3.1 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม

จากผลการศึกษาการสัมผัสสาร DCAA ผ่านเส้นทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน ค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร DCAA ของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่ากลุ่มเด็กมีค่า CDI ของสาร DCAA มีค่าเท่ากับ 9.9E-02 และ 6.5E-02 mg/kg.day รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศหญิง มีค่าเท่ากับ 2.5E-02 และ 1.7E-02 mg/kg.day และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่า CDI ของสาร DCAA น้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 2.1E-02 และ 1.4E-02 mg/kg.day และเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCAA ของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีความเข้มข้นเฉลี่ยมากที่สุด มีค่าเท่ากับ 2.2E-02 และ 1.2E-02 mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมา ผู้ใหญ่เพศชายที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 1.8E-02 และ 9.8E-03 mg/kg.day ตามลำดับ และเด็กที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 8.7E-03 และ 4.7E-03 mg/kg.day ตามลำดับ

4.6.3.2 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำในร่ม

จากผลการศึกษา พบว่าค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร DCAA ของกลุ่มบุคคลต่างๆในสระว่ายน้ำในร่ม พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.7E-02 และ 1.1E-02 mg/kg.day รองลงมาผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.3E-02 และ 8.9E-03 mg/kg.day และเด็กมีค่า CDI มีค่าเท่ากับ 1.1E-02 และ 4.2E-03 mg/kg.day และเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCAA ของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีความเข้มข้นเฉลี่ยมากที่สุด มีค่าเท่ากับ 1.9E-02 และ 9.7E-03 mg/kg.day ตามลำดับ

รองลงมา ผู้ใหญ่เพศชายที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 1.6E-02 และ 8.0E-03 mg/kg.day ตามลำดับ และเด็กที่ความเข้มข้นเฉลี่ยน้อยที่สุดมีค่าเท่ากับ 7.6E-03 และ 3.8E-03 mg/kg.day ตามลำดับ

4.6.3.3 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง

จากผลการศึกษา พบว่าค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร DCAA ของกลุ่มบุคคลต่างๆในกลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีความเข้มข้นสูงที่สุด มีค่าเท่ากับ 2.7E-02 และ 2.1E-02 mg/kg.day รองลงมา ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่า CDI ของสาร DCAA มีค่าเท่ากับ 2.2E-02 และ 1.7E-02 mg/kg.day และตามด้วยกลุ่มของเด็กมีค่า CDI น้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 1.1E-02 และ 8.1E-03 mg/kg.day และเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร DCAA ของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่าเด็กมีความเข้มข้นเฉลี่ยมากที่สุด มีค่าเท่ากับ 8.3E-02 และ 5.4E-03 mg/kg.day รองลงมาผู้ใหญ่เพศหญิ มีค่าเท่ากับ 2.1E-02 และ 1.4E-02 mg/kg.day ตามลำดับ และผู้ใหญ่เพศชายที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 1.7E-02 และ 1.1E-02 mg/kg.day ตามลำดับ และตามลำดับ จากการศึกษาของ Chowdhury (2015) ค่า CDI ในสระว่ายน้ำ พบว่า สาร MCAA มีค่า CDI มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3.81E-07 อยู่ในช่วง (9.09E-08-1.13E-06) สาร DCAA มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.00E-07 (1.46E-07-1.72E-06) และสาร TCAA มีค่า CDI มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.02E-06 (2.20E-07-2.96E-06) ตามลำดับ

ตารางที่ 4-12 ค่าการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการสูดดมเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย

เพศ	CDI ของสาร DCAA (mg/kg.day)					
	CDI สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (ม.อ.)		CDI สระว่ายน้ำในร่ม (ม.อ.)		CDI สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	
	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
ที่ความเข้มข้นสูงสุด						
ผู้ใหญ่เพศชาย	2.1E-02	1.4E-02	2.3E-02	8.9E-03	2.2E-02	1.7E-02
ผู้ใหญ่เพศหญิง	2.5E-02	1.7E-02	2.7E-02	1.1E-02	2.7E-02	2.1E-02
เด็ก	9.9E-03	6.5E-03	1.1E-02	4.2E-03	1.1E-02	8.1E-03
ที่ความเข้มข้นเฉลี่ย						
ผู้ใหญ่เพศชาย	1.8E-02	9.8E-03	1.6E-02	8.0E-03	1.7E-02	1.1E-02
ผู้ใหญ่เพศหญิง	2.2E-02	1.2E-02	1.9E-02	9.7E-03	2.1E-02	1.4E-02
เด็ก	8.7E-03	4.7E-03	7.6E-03	3.8E-03	8.3E-02	5.4E-03

4.7. การประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต (Life time cancer risk)

การประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต โดยมีข้อมูลที่สำคัญบ่งชี้ศักยภาพในการก่อมะเร็ง คือค่า Slope factor (SF) ซึ่งค่า SF ของสารกลุ่ม HAA5 มีเพียง 2 ชนิดของเส้นทางการกลืนกิน (ingestion) ได้แก่ DCAA และ TCAA มีค่าเท่ากับ 5E-02 และ 7E-02 $(mg/kg/d)^{-1}$ ตามลำดับ และเส้นทางการสูดดม (inhalation) ได้แก่ สาร DCAA มีค่าเท่ากับ 1.4E-06 $(mg/kg/d)^{-1}$ (USEPA, 1991; USEPA, 1999; IRIS, 2009; RAIS, 2009) และนำข้อมูลการได้รับสัมผัสสารผ่านเส้นทางการกลืนกิน การซึมผ่านทางผิวหนัง และผ่านเส้นทางการสูดดม มาคำนวณหาค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิต จากการเสนอแนะของ USEPA ได้เสนอแนะว่า Risk ควรมีค่าอยู่ในช่วง 10^{-6} - 10^{-4} ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ยอมรับได้ หากมีค่ามากกว่า 10^{-4} ถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ไม่สามารถยอมรับได้ต้องทำการแก้ไขต่อไป

$$\text{Lifetime cancer risk} = (\text{Intake}) \times (\text{SF}) \quad (14)$$

เมื่อ Intake คือ CDI หรือ AD ของสารก่อมะเร็งที่ได้รับ (mg/kg/day)

SF คือ ค่า Slope Factor ของสารก่อมะเร็ง [(kg.day).mg^{-1}]

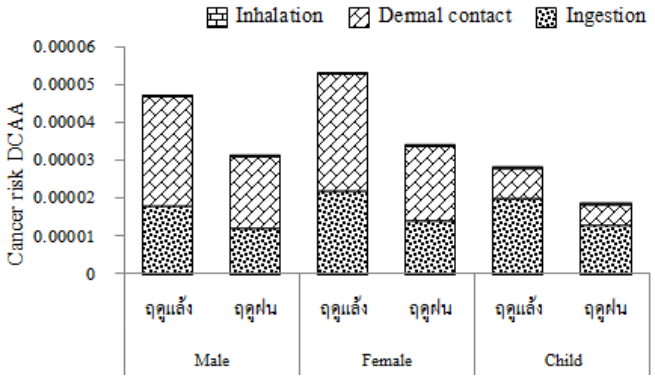
ผลการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตจากการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำของกลุ่มบุคคลตัวอย่าง 3 กลุ่ม ตามเส้นทางการได้รับสัมผัสสาร DCAA และ TCAA ในสระว่ายน้ำ โดยมีการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดของการได้รับสาร DCAA และ TCAA ผ่านเส้นทางการกลืนกิน เส้นทางการดูดซึมทางผิวหนัง และเส้นทางการสูดดม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-7 ถึง 4-10 ดังนี้

4.7.1 การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม

(1) การได้รับสัมผัสสาร DCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย

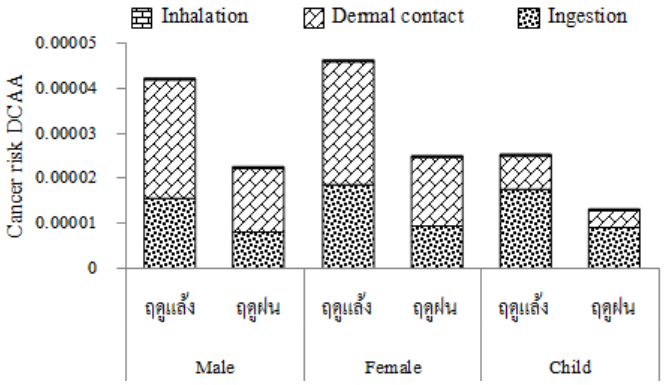
การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตโดยพิจารณาแต่ละเส้นทางการได้รับสัมผัสสาร DCAA และ TCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุด ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-7(A) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกิน และการสูดดมน้อยที่สุด ตามลำดับ โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 3.1E-05 และ 2.0E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.9E-05 และ 1.9E-05 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 8.1E-06 และ 5.4E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 2.2E-05 และ 1.4E-05 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 2.0E-05 และ 1.3E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 1.8E-05 และ 1.2E-05 ตามลำดับ ส่วนเส้นทางการสูดดมมีค่าความเสี่ยงน้อยที่สุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 3.5E-07 และ 2.3E-07 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.9E-07 และ 1.9E-07 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.4E-07 และ 9.2E-08 ตามลำดับ และเมื่อพิจารณากรณีที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-8(A) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกิน และการสูดดมน้อยที่สุด ตามลำดับ โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 2.7E-05 และ 1.5E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.6E-05 และ 1.4E-05 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 7.2E-06 และ 3.9E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 1.9E-05 และ 1.0E-05 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 1.8E-05 และ 9.5E-06 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 1.6E-05 และ 8.6E-06 ตามลำดับ ส่วนเส้นทางการสูดดมมีค่าความเสี่ยงน้อย

ที่สุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 3.0E-07 และ 1.6E-07 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.5E-07 และ 1.3E-07 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.2E-07 และ 6.5E-08 ตามลำดับ



(A) สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (PSU)

ภาพประกอบที่ 4-7 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ

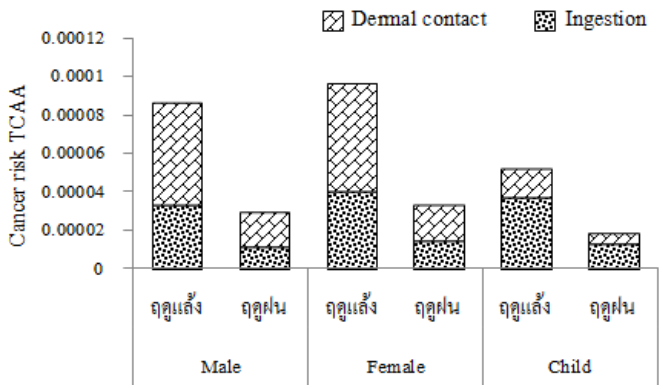


(A) สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (PSU)

ภาพประกอบที่ 4-8 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ

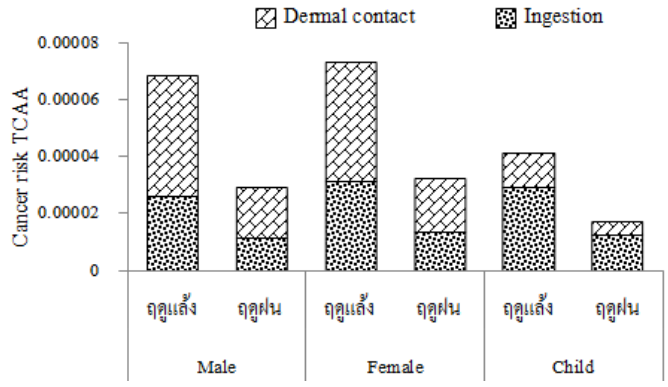
(2) การได้รับสัมผัสสาร TCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย

ค่าความเสี่ยงรวมของสาร TCAA กรณีที่ความเข้มข้นสูงสุด ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-9(A) ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 5.7E-05 และ 1.9E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 5.4E-05 และ 1.8E-05 ตามด้วยเด็กมีค่าเท่ากับ 1.5E-05 และ 5.1E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 4.0E-05 และ 1.4E-05 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 3.7E-05 และ 1.3E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.3E-05 และ 1.1E-05 ตามลำดับ และเมื่อพิจารณากรณีที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-10(A) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกินน้อยที่สุด โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร TCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 4.2E-05 และ 1.9E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 4.2E-05 และ 1.8E-05 ตามด้วยเด็กมีค่าเท่ากับ 1.2E-05 และ 5.0E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 3.1E-05 และ 1.3E-05 รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 2.9E-05 และ 1.2E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.6E-05 และ 1.1E-05 ตามลำดับ



(A) สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (PSU)

ภาพประกอบที่ 4-9 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ



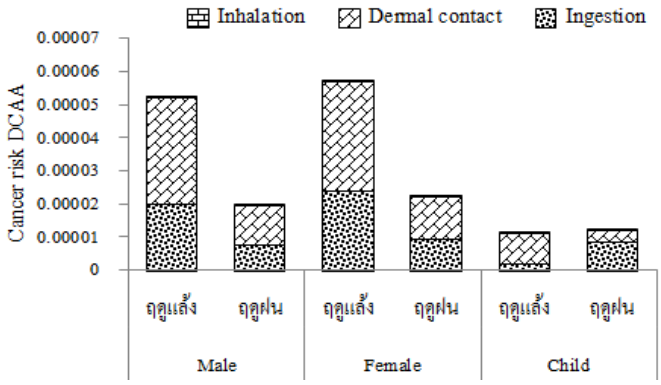
(A) สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (PSU)

ภาพประกอบที่ 4-10 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ

4.7.2 การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตสระว่ายน้ำในร่ม

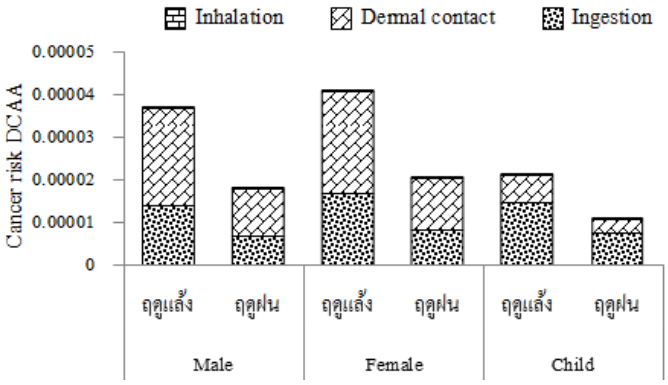
(1) การได้รับสัมผัสสาร DCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย

การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตโดยพิจารณาแต่ละเส้นทางการได้รับสัมผัสสาร DCAA และ TCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุด ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-11(B) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกิน และการสูดดมน้อยที่สุด ตามลำดับ โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 3.3E-05 และ 1.3E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.2E-05 และ 1.2E-05 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 8.9E-06 และ 3.5E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 2.4E-05 และ 9.3E-06 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 2.2E-05 และ 8.6E-06 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.0E-05 และ 7.8E-06 ตามลำดับ ส่วนเส้นทางการสูดดมมีค่าความเสี่ยงน้อยที่สุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 3.8E-07 และ 1.5E-07 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.2E-07 และ 1.2E-07 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.5E-07 และ 5.9E-08 ตามลำดับ และเมื่อพิจารณากรณีที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-12(B) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกิน และการสูดดมน้อยที่สุด ตามลำดับ โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 2.4E-05 และ 1.2E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.3E-05 และ 1.1E-05 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 6.3E-06 และ 3.2E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 1.7E-05 และ 8.4E-06 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 1.5E-05 และ 7.8E-06 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 1.4E-05 และ 7.0E-06 ตามลำดับ ส่วนเส้นทางการสูดดมมีค่าความเสี่ยงน้อยที่สุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.6E-07 และ 1.3E-07 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.2E-07 และ 1.1E-07 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.0E-07 และ 5.3E-08 ตามลำดับ



(B) สระว่ายน้ำในร่ม (PSU)

ภาพประกอบที่ 4-11 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ

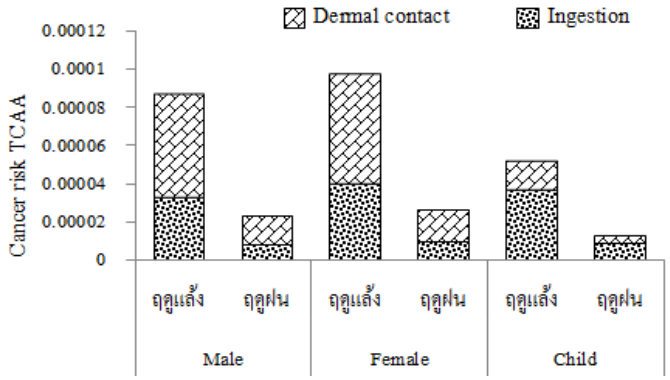


(B) สระว่ายน้ำในร่ม (PSU)

ภาพประกอบที่ 4-12 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ

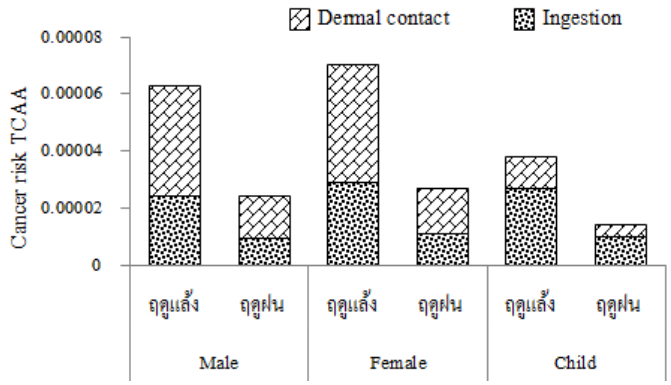
(2) การได้รับสัมผัสสาร TCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย

ค่าความเสี่ยงรวมของสาร TCAA กรณีที่ความเข้มข้นสูงสุด ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-13(B) ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 5.7E-05 และ 1.6E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 5.4E-05 และ 1.5E-05 ตามด้วยเด็กมีค่าเท่ากับ 1.5E-05 และ 4.2E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 4.1E-05 และ 1.1E-05 รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 3.8E-05 และ 1.0E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.4E-05 และ 9.4E-06 ตามลำดับ และเมื่อพิจารณากรณีที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-14(B) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกินน้อยที่สุด โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร TCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 4.1E-05 และ 1.6E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.9E-05 และ 1.5E-05 ตามด้วยเด็กมีค่าเท่ากับ 1.1E-05 และ 4.2E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 2.9E-05 และ 1.1E-05 รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 2.7E-05 และ 1.0E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.4E-05 และ 9.3E-06 ตามลำดับ



(B) สระว่ายน้ำในร่ม (PSU)

ภาพประกอบที่ 4-13 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ



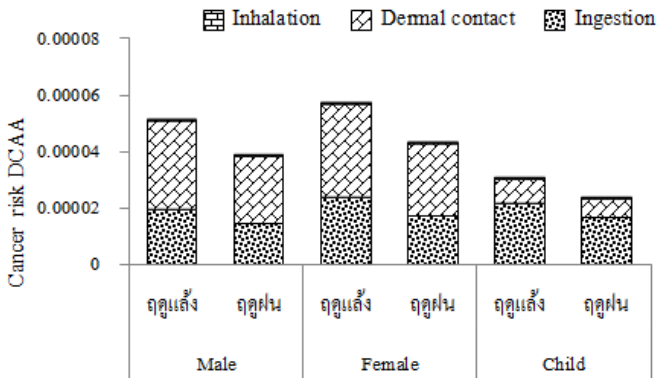
(B) สระว่ายน้ำในร่ม (PSU)

ภาพประกอบที่ 4-14 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ

4.7.3 การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตสระว่ายน้ำกลางแจ้ง

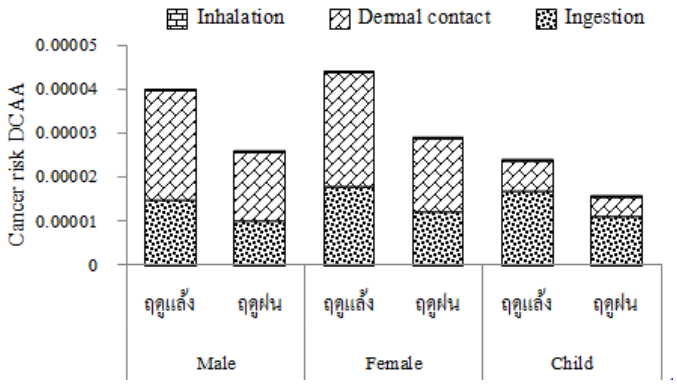
(1) การได้รับสัมผัสสาร DCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย

การประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิตโดยพิจารณาแต่ละเส้นทางการได้รับสัมผัสสาร DCAA และ TCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุด ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-15(C) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกิน และการสูดดมน้อยที่สุด ตามลำดับ โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 3.3E-05 และ 2.5E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.1E-05 และ 2.4E-05 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 8.8E-06 และ 6.7E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 2.4E-05 และ 1.8E-05 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 2.2E-05 และ 1.7E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.0E-05 และ 1.5E-05 ตามลำดับ ส่วนเส้นทางการสูดดมมีค่าความเสี่ยงน้อยที่สุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 3.8E-07 และ 2.9E-07 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.1E-07 และ 2.4E-07 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.5E-07 และ 1.1E-07 ตามลำดับ และเมื่อพิจารณากรณีที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-16(C) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกิน และการสูดดมน้อยที่สุด ตามลำดับ โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 2.6E-05 และ 1.7E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.5E-05 และ 1.6E-05 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 6.9E-06 และ 4.4E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 1.8E-05 และ 1.2E-05 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 1.7E-05 และ 1.1E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 1.5E-05 และ 9.9E-06 ตามลำดับ ส่วนเส้นทางการสูดดมมีค่าความเสี่ยงน้อยที่สุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร DCAA สูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.9E-07 และ 1.8E-07 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.4E-07 และ 1.5E-07 ตามด้วยเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.1E-07 และ 7.4E-08 ตามลำดับ



(C) สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)

ภาพประกอบที่ 4-15 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ



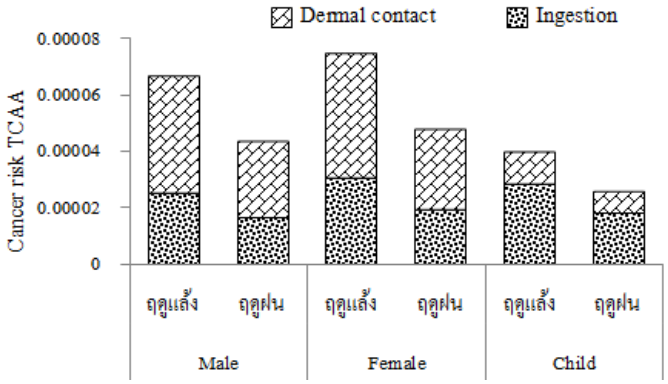
(C) สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)

ภาพประกอบที่ 4-16 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ

(2) การได้รับสัมผัสสาร TCAA ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย

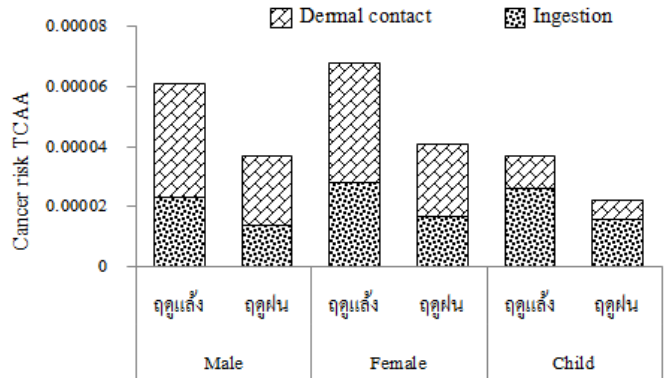
ค่าความเสี่ยงรวมของสาร TCAA กรณีที่ความเข้มข้นสูงสุด ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-17(C) ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 4.4E-05 และ 2.8E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 4.1E-05 และ 2.7E-05 ตามด้วยเด็กมีค่าเท่ากับ 1.1E-05 และ 7.5E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 3.1E-05 และ 2.0E-05 รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 2.9E-05 และ 1.9E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.6E-05 และ 1.7E-05 ตามลำดับ และเมื่อพิจารณากรณีที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ของกลุ่มบุคคลทั้ง 3 กลุ่ม ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-18(C) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด รองลงมาเส้นทางการกลืนกินน้อยที่สุด โดยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมของสาร TCAA ผ่านเส้นทางการดูดซึมทางผิวหนังสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 4.0E-05 และ 2.4E-05 รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.8E-05 และ 2.3E-05 ตามด้วยเด็กมีค่าเท่ากับ 1.1E-05 และ 6.4E-06 ตามลำดับ และเส้นทางการกลืนกิน พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ 2.8E-05 และ 1.7E-05 รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 2.6E-05 และ 1.6E-05 ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 2.3E-05 และ 1.4E-05 ตามลำดับ

จะเห็นได้ว่าค่าความเสี่ยงของสาร DCAA และ TCAA ที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ของสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระ ในช่วงฤดูแล้งมีค่าความเสี่ยงสูงกว่าในช่วงฤดูฝน พบว่าทั้ง 3 สระว่ายน้ำ กลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุดทั้ง 3 เส้นทางการสัมผัส รองลงมาเป็นผู้ใหญ่เพศชาย และเด็กน้อยที่สุด ส่วนเส้นทางการสัมผัสการดูดซึมทางผิวหนังพบว่ามีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาคือ การกลืนกิน และการสูดดมน้อยที่สุด ซึ่งพบว่าทุกกลุ่มตัวอย่างมีค่าความเสี่ยงอยู่ในช่วงที่สามารถยอมรับได้ตามคำแนะนำของ USEPA คือมีค่าอยู่ในช่วง 10^{-6} – 10^{-4} อย่างไรก็ตามจำเป็นที่จะต้องมีการดำเนินการแก้ไขและเฝ้าระวังต่อไป



(C) สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)

ภาพประกอบที่ 4-17 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดในสระว่ายน้ำ

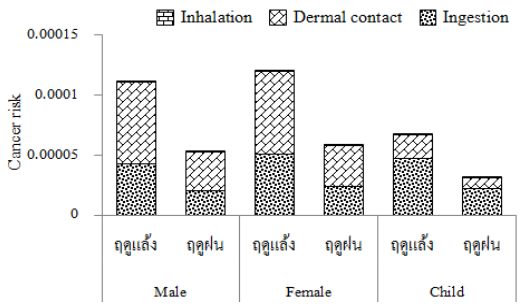


(C) สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)

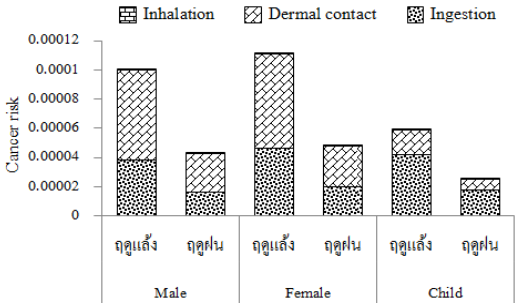
ภาพประกอบที่ 4-18 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่าน 3เส้นทางการสัมผัส ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ

4.7.4 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัสสาร ในสระว่ายน้ำ

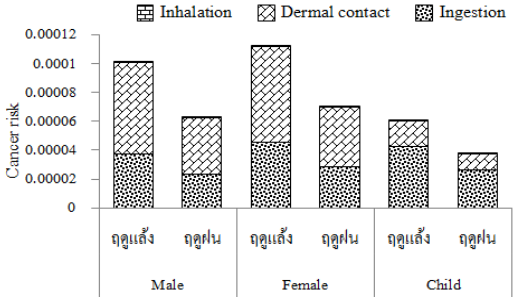
จากการเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 สารทั้ง 2 ชนิด ได้แก่ DCAA และ TCAA ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัสสาร ในสระว่ายน้ำในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-19 (A) (B) และ (C) พบว่าผู้ว่ายน้ำส่วนใหญ่อายุอยู่ในช่วง 12-30 ปี ร้อยละ 66.10 พบว่ากลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงรวมจากการได้รับสัมผัสสารกลุ่ม HAA5 สูงสุด รองลงมาผู้ใหญ่เพศชาย และเด็กน้อยที่สุด ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาเส้นทางการสัมผัส พบว่าการดูดซึมทางผิวหนังจะมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมา คือ การกลืนกิน และการสูดดม ตามลำดับ เป็นไปได้ว่าสารกลุ่ม HAAs อาจถูกดูดซึมผ่านทางผิวหนังของมนุษย์ในระหว่างการว่ายน้ำ ซึ่งอาจก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อสุขภาพของมนุษย์ได้ (ECETOC, 1994; Chowdhury, 2015) ซึ่งพบว่าเป็นไปในทิศทางเดียวกันทั้ง 3 สระว่ายน้ำ จะเห็นได้ว่าค่าความเสี่ยงของสาร HAA5 ในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝนพบว่าทั้ง 3 สระว่ายน้ำ มีค่าความเสี่ยงอยู่ในช่วงที่สามารถยอมรับได้ตามคำแนะนำของ USEPA คือมีค่าอยู่ในช่วง $10^{-6} – 10^{-4}$ อย่างไรก็ตามจำเป็นที่จะต้องมีการดำเนินการแก้ไขและเฝ้าระวังต่อไป ซึ่งแตกต่างกับการศึกษาของ Chowdhury. (2015) พบว่าเส้นทางการสัมผัสทางการกลืนกินมีค่าความเสี่ยงสูงสุด (94%) ตามด้วยการสูดดม (5%) และการดูดซึมทางผิวหนัง (1%) โดยมีค่า Chronic daily intakes ของ HAAs มีค่าเท่ากับ 8.4E-08 - 4.6E-06 mg/kg-day ตามลำดับ



(A) สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม



(B) สระว่ายน้ำในร่ม

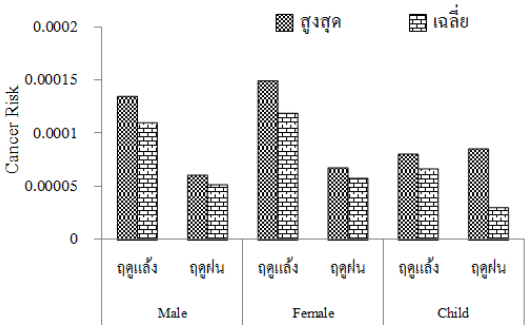


(C) สระว่ายน้ำกลางแจ้ง

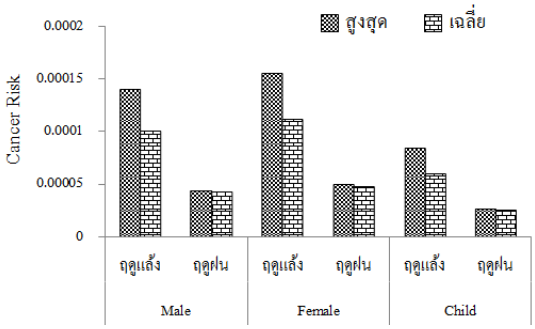
ภาพประกอบที่ 4-19 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งของสารกลุ่ม HAA5 ผ่าน 3 เส้นทางการสัมผัสสาร ในสระว่ายน้ำ

4.7.5 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 กรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ

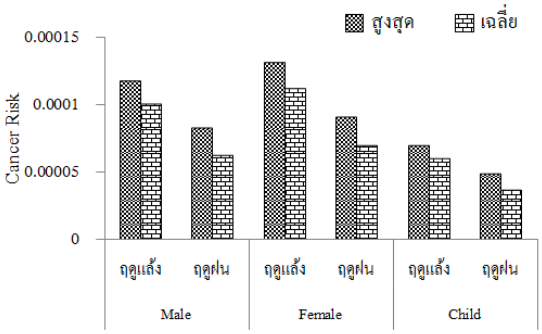
การประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร HAA5 ทั้ง 2 ชนิด ได้แก่ DCAA และ TCAA ในสระว่ายน้ำ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-20 (A) (B) และ (C) กรณีประเมินความเสี่ยงโดยใช้ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของกลุ่มบุคคลตัวอย่างทั้ง 3 กลุ่ม พบว่าความเสี่ยงรวมที่ก่อให้เกิดมะเร็งกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดสูงกว่าความเข้มข้นเฉลี่ยทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝนอย่างเห็นได้ชัดในทุกกลุ่มบุคคลตัวอย่าง โดยกลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย ตามด้วยเด็กน้อยที่สุด ตามลำดับ พบว่าเป็นไปในทิศทางเดียวกันทั้ง 3 สระว่ายน้ำ แต่อย่างไรก็ตามแม้ว่าการใช้กรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดเป็นวิธีมาตรฐานของ USEPA แต่ที่ความเข้มข้นสูงสุดถือว่าเป็นการมองที่สถานการณ์เลวร้ายเกินความเป็นจริง เนื่องจากร่างกายไม่สามารถรับสารเข้าสู่ร่างกายที่ความเข้มข้นสูงสุดได้ตลอดเวลา ดังนั้นจึงได้ทำการประเมินกรณีที่ความเข้มข้นเฉลี่ยเพื่อเป็นข้อมูลประกอบการพิจารณาด้วย ซึ่งผลจากการประเมินพบว่ามีค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งอยู่ในช่วงที่สามารถยอมรับได้ตามแนวทางของ USEPA คือมีค่าอยู่ในช่วง $10^{-6} – 10^{-4}$ ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้แต่จำเป็นจะต้องมีดำเนินการเฝ้าระวังต่อไป



(A) สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม



(B) สระว่ายน้ำในร่ม

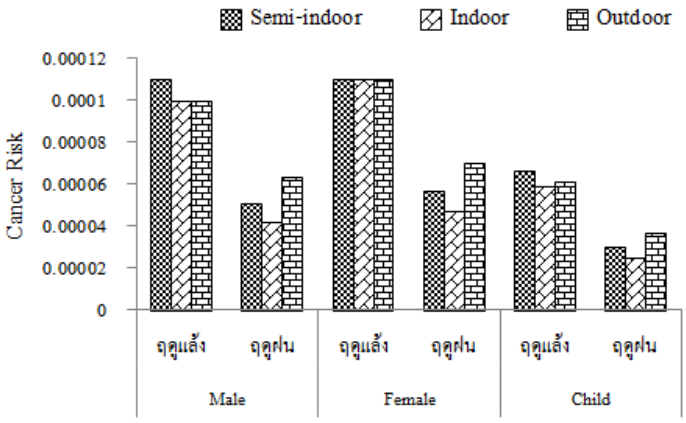


(C) สระว่ายน้ำกลางแจ้ง

ภาพประกอบที่ 4-20 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร HAA5 ในสระว่ายน้ำเปรียบเทียบที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย

4.7.6 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็ง ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ

การเปรียบเทียบความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งของบุคคลต่างๆ ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-21 พบว่าสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม สระว่ายน้ำในร่ม และสระว่ายน้ำกลางแจ้ง มีเส้นทางการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายเรียงจากมากหาน้อย ได้แก่ เส้นทางการดูดซึมทางผิวหนัง การกลืนกิน และการสูดดม ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-19 นอกจากนี้จะเห็นได้ว่ากลุ่มบุคคลตัวอย่างทุกกลุ่มมีความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระเป็นไปในทิศทางเดียวกัน คือ ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งสูงสุด รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย และเด็กน้อยที่สุด โดยในฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าในฤดูฝน ซึ่งฤดูแล้งพบว่าสระว่ายน้ำกึ่งในร่มมีค่าสูงสุด รองลงมาคือ สระว่ายน้ำกลางแจ้ง ตามด้วยสระว่ายน้ำในร่มมีค่าน้อยที่สุดตามลำดับ และในฤดูฝนพบว่าสระว่ายน้ำกลางแจ้งมีค่ามากที่สุด รองลงมาคือสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม ตามด้วยสระว่ายน้ำในร่มมีค่าน้อยที่สุด เหตุที่สระว่ายน้ำกึ่งในร่มมีค่าความเสี่ยงสูงสุดในฤดูแล้ง เนื่องจากสระว่ายน้ำกึ่งในร่มมีลักษณะเป็นสระเปิดด้านข้างและด้านบนครึ่งหนึ่งของสระว่ายน้ำ รวมถึงมีจำนวนผู้เข้าใช้บริการจำนวนมาก สระว่ายน้ำกึ่งในร่มเป็นสระว่ายน้ำขนาดมาตรฐาน 25 เมตร จะมีระดับความลึกไล่ระดับความลึก 1.20 เมตร จนถึงระดับ 2.50 เมตร ทำให้มีผู้ว่ายน้ำนิยมกว่าสระว่ายน้ำในร่ม ส่วนสระว่ายน้ำกลางแจ้งมีลักษณะเปิดด้านข้างและไม่มีหลังคาปกปิด ทำให้สระว่ายน้ำกลางแจ้งได้รับสารอินทรีย์ที่มากับสิ่งแวดล้อมภายนอก เช่น ดิน ทรายละเอียด ใบไม้ อาจเกิดจากลมพัดนำสิ่งเหล่านี้ลงสระว่ายน้ำ และน้ำฝนที่ตกลงสระว่ายน้ำได้โดยตรง ซึ่งสิ่งเหล่านี้อาจเป็นเหตุให้สระว่ายน้ำกลางแจ้งมีสารตั้งต้นที่สูงกว่าสระอื่นๆ จึงทำให้มีค่าความเสี่ยงสูงในฤดูฝน ส่วนสระว่ายน้ำในร่มมีค่าความเสี่ยงจากการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายน้อยที่สุด เนื่องจากสระว่ายน้ำในร่ม มีลักษณะเป็นสระปิดมีหลังคาปิดมิดชิด แต่ด้านข้างของสระว่ายน้ำ มีขนาดมาตรฐาน 50 เมตร ระดับความลึก 2 เมตร ตลอดแนว จึงทำให้มีผู้ว่ายน้ำน้อยกว่าสระอื่นๆ แต่เหตุที่ทำให้มีค่าความเสี่ยงน้อยสุด อาจเป็นเพราะสระว่ายน้ำในร่มมีขนาดของสระที่ใหญ่ทำให้มีปริมาณน้ำมาก รวมถึงจำนวนผู้ว่ายน้ำน้อย ทำให้สารอินทรีย์ที่มาจากผู้ว่ายน้ำลงไปในสระว่ายน้ำเกิดการเจือจาง และทำให้เจอปริมาณความเข้มข้นของสาร HAAs น้อย ทำให้ค่าความเสี่ยงของสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งน้อยตามไปด้วย



ภาพประกอบที่ 4-21 การเปรียบเทียบความเสี่ยงรวมที่ก่อให้เกิดมะเร็งโดยใช้ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยและค่าความเสี่ยงรวมของบุคคลต่างๆ ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ

4.8 ผลการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Non-Cancer risk)

การประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง โดยจะทำการประเมินความเสียงเพียงสาร 3 ชนิด คือ MCAA DCAA และ TCAA และเฉพาะเส้นทางการกลืนกิน เนื่องจากสารทั้ง 3 ชนิด มีค่าขนาดอ้างอิง Reference dose (RfD) ส่วนสารอีก 2 ชนิด คือ MBAA และ DBAA ไม่มีการกำหนดค่าขนาดอ้างอิง (RfD) จึงไม่พิจารณามาประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง โดยมีการนำค่าขนาดอ้างอิง RfD ของเส้นทางการกลืนกิน (CDI) ของสาร MCAA DCAA และ TCAA มีค่าเท่ากับ 4E-03 4E-03 และ 2E-02 [mg/(kg.day)] ตามลำดับ และนำข้อมูลค่าการได้รับสารผ่านทางการกลืนกิน (CDI) โดยมีกลุ่มบุคคลตัวอย่างที่ใช้ในการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง ได้แก่ ผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก ซึ่งสามารถคำนวณได้จากสมการ 15 ดังนี้

ดังนั้นในกระบวนการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งเป็นการนำค่าขนาดอ้างอิง Reference dose (RfD) เปรียบเทียบกับปริมาณสารที่ได้รับ ส่วนค่าที่ได้เรียกว่า Hazard quotient (HQ) ผลการศึกษาดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-22 ถึง 4-15

คำนวณความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (USEPA, 2009a) แสดงดังสมการที่ (15)

$$HQ = I/RfD \quad (15)$$

เมื่อ HQ (Hazard quotient) = ความเสี่ยงของสารไม่ก่อมะเร็งแต่ละสาร

I = ค่า CDI หรือ AD ปริมาณสารที่ได้รับในแต่ละวัน (mg/kg/day)

RfD (Reference dose) = ปริมาณสารเคมีที่มนุษย์สามารถรับเข้าสู่ร่างกายได้ทุกวัน [mg/(kg • day)]

จากการเสนอแนะของ USEPA ได้เสนอแนะว่า HQ น้อยกว่าหรือเท่ากับ 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ยอมรับได้ หากมีค่ามากกว่า 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ไม่สามารถยอมรับได้ต้องทำการแก้ไขต่อไป

4.8.1. การประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร MCAA DCAA และ TCAA ผ่านเส้นทางการกลืนกิน (CDI) ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม

จากผลการศึกษาพบว่า ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน ค่า CDI ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร MCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI สูงสุด มีค่าเท่ากับ

9.9E-02 และ 7.0E-02 รองลงมาคือ กลุ่มเด็กมีค่าเท่ากับ 9.2E-02 และ 6.4E-04 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าเท่ากับ 8.3E-02 และ 5.8E-02 ตามลำดับ และค่า CDI ของสาร DCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุดเท่ากับ 1.09E-01 และ 7.2E-02 รองลงมาคือเด็ก 1.0E-01 และ 6.7E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าเท่ากับ 9.1E-02 และ 6.0E-02 ตามลำดับ ส่วนค่า CDI ของสาร TCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงที่สุด เท่ากับ 2.9E-02 และ 9.8E-03 รองลงมาคือ เด็กมีค่า CDI เท่ากับ 2.7E-02 และ 9.0E-03 และผู้ใหญ่เพศชาย 2.4E-02 และ 8.2E-03 ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร MCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI เท่ากับ 8.2E-02 และ 3.9E-02 รองลงมาคือ กลุ่มเด็ก มีค่าเท่ากับ 7.6E-02 และ 3.3E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 6.9E-02 และ 3.3E-02 ตามลำดับ และค่า CDI ของสาร DCAA พบว่า ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI สูงสุดมีค่าเท่ากับ 9.6E-02 และ 5.2E-02 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 8.9E-02 และ 4.8E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 8.0E-02 และ 4.3E-02 ตามลำดับ ส่วนค่า CDI ของสาร TCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่ามากที่สุด เท่ากับ 2.2E-02 และ 9.5E-03 รองลงมาคือ เด็กมีค่า CDI เท่ากับ 2.1E-02 และ 8.8E-03 และผู้ใหญ่เพศชาย 1.9E-02 และ 7.9E-03 ตามลำดับ

4.8.2 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร MCAA DCAA และ TCAA ผ่านเส้นทางการกลืนกิน (CDI) ในสระว่ายน้ำในร่ม

จากผลการศึกษาในสระว่ายน้ำในร่มในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน พบว่าค่า CDI ในสระว่ายน้ำในร่มที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร MCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI เท่ากับ 9.7E-02 และ 4.5E-02 รองลงมาคือ กลุ่มเด็กมีค่าเท่ากับ 9.0E-02 และ 4.2E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 8.1E-02 และ 3.8E-02 ตามลำดับ และค่า CDI ของสาร DCAA พบว่า ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุดเท่ากับ 1.2E-01 และ 4.7E-02 รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 1.1E-01 และ 4.3E-02และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าเท่ากับ 9.9E-02 และ 3.9E-02 ตามลำดับ ส่วนค่า CDI ของสาร TCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่ามากที่สุด เท่ากับ 2.9E-02 และ 8.1E-03 รองลงมาคือ เด็กมีค่า CDI เท่ากับ 2.7E-02 และ 7.5E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย 2.4E-02 และ 6.7E-03 ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ในสระว่ายน้ำในร่มที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร MCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI เท่ากับ 4.7E-02 และ 3.3E-02 รองลงมาคือ กลุ่มเด็ก มีค่าเท่ากับ 4.3E-02 และ 3.0E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 3.9E-02 และ 2.8E-02 ตามลำดับ และค่า CDI ของสาร DCAA พบว่า ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI สูงสุดมีค่าเท่ากับ 8.4E-02 และ 4.2E-02 รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 7.7E-02 และ 3.9E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าเท่ากับ 7.0E-02 และ 3.5E-02 ตามลำดับ ส่วนค่า CDI ของสาร TCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมี

ค่ามากที่สุด เท่ากับ 2.9E-02 และ 8.1E-03 รองลงมาคือ เด็กมีค่า CDI เท่ากับ 2.7E-02 และ 7.5E-03 และผู้ใหญ่เพศชาย 2.4E-02 และ 6.7E-03 ตามลำดับ

4.8.3 ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร MCAA DCAA และ TCAA ผ่านเส้นทางการกลืนกิน (CDI) ในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง

ผลการศึกษาในสระว่ายน้ำกลางแจ้งในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝน พบว่าค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร MCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI เท่ากับ 1.0E-01 และ 3.8E-02 รองลงมาคือกลุ่มเด็ก มีค่าเท่ากับ 9.7E-02 และ 3.5E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 8.7E-02 และ 3.2E-02 ตามลำดับ และค่า CDI ของสาร DCAA พบว่า ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุด เท่ากับ 1.2E-01 และ 9.0E-02 รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 1.1E-01 และ 8.3E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 9.8E-02 และ 7.5E-02 ตามลำดับ ส่วนค่า CDI ของสาร TCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่ามากที่สุด เท่ากับ 2.2E-02 และ 1.4E-02 รองลงมาคือ เด็กมีค่า CDI เท่ากับ 2.0E-02 และ 1.3E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย 1.8E-02 และ 1.2E-02 ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ในสระว่ายน้ำกลางแจ้งที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร MCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI เท่ากับ 6.1E-02 และ 3.6E-02 รองลงมาคือกลุ่มเด็ก มีค่าเท่ากับ 5.6E-02 และ 3.3E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 5.1E-02 และ 3.0E-02 ตามลำดับ และค่า CDI ของสาร DCAA พบว่า ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI สูงสุดมีค่าเท่ากับ 9.7E-02 และ 5.9E-02 รองลงมาคือ เด็ก มีค่าเท่ากับ 8.4E-02 และ 4.5E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย มีค่าเท่ากับ 7.6E-02 และ 4.9E-02 ตามลำดับ ส่วนค่า CDI ของสาร TCAA พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่ามากที่สุด เท่ากับ 2.0E-02 และ 1.2E-02 รองลงมาคือ เด็กมีค่า CDI เท่ากับ 1.8E-02 และ 1.1E-02 และผู้ใหญ่เพศชาย 1.7E-02 และ 1.0E-02 ตามลำดับ

ตารางที่ 4-13 ค่าการได้รับสัมผัสสาร MCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย

เพศ	CDI ของสาร MCAA (mg/kg.day)					
	สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (ม.อ.)		สระว่ายน้ำในร่ม (ม.อ.)		สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	
	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
ที่ความเข้มข้นสูงสุด						
ผู้ใหญ่เพศชาย	8.3E-02	5.8E-02	8.1E-02	3.8E-02	8.7E-02	3.2E-02
ผู้ใหญ่เพศหญิง	9.9E-02	7.0E-02	9.7E-02	4.5E-02	1.0E-01	3.8E-02
เด็ก	9.2E-02	6.4E-04	9.0E-02	4.2E-02	9.7E-02	3.5E-02
ที่ความเข้มข้นเฉลี่ย						
ผู้ใหญ่เพศชาย	6.9E-02	3.3E-02	3.9E-02	2.8E-02	5.1E-02	3.0E-02
ผู้ใหญ่เพศหญิง	8.2E-02	3.9E-02	4.7E-02	3.3E-02	6.1E-02	3.6E-02
เด็ก	7.6E-02	3.3E-02	4.3E-02	3.0E-02	5.6E-02	3.3E-02

ตารางที่ 4-14 ค่าการได้รับสัมผัสสาร DCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย

เพศ	CDI ของสาร DCAA (mg/kg.day)					
	สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (ม.อ.)		สระว่ายน้ำในร่ม (ม.อ.)		สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	
	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
ที่ความเข้มข้นสูงสุด						
ผู้ใหญ่เพศชาย	9.1E-02	6.0E-02	9.9E-02	3.9E-02	9.8E-02	7.5E-02
ผู้ใหญ่เพศหญิง	1.09E-01	7.2E-02	1.2E-01	4.7E-02	1.2E-01	9.0E-02
เด็ก	1.0E-01	6.7E-02	1.1E-01	4.3E-02	1.1E-01	8.3E-02
ที่ความเข้มข้นเฉลี่ย						
ผู้ใหญ่เพศชาย	8.0E-02	4.3E-02	7.0E-02	3.5E-02	7.6E-02	4.9E-02
ผู้ใหญ่เพศหญิง	9.6E-02	5.2E-02	8.4E-02	4.2E-02	9.1E-02	5.9E-02
เด็ก	8.9E-02	4.8E-02	7.7E-02	3.9E-02	8.4E-02	5.4E-02

ตารางที่ 4-15 ค่าการได้รับสัมผัสสาร TCAA ผ่านทางการกลืนกินเมื่อว่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย

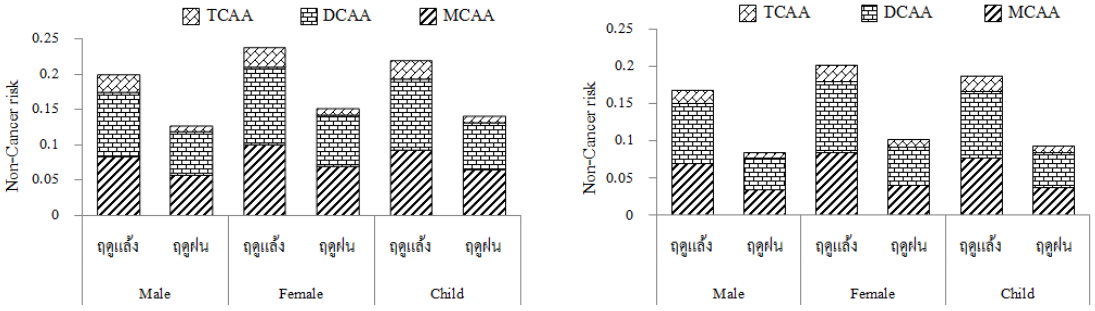
เพศ	CDI ของสาร TCAA (mg/kg.day)					
	สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (ม.อ.)		สระว่ายน้ำในร่ม (ม.อ.)		สระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)	
	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	ฤดูแล้ง	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
ที่ความเข้มข้นสูงสุด						
ผู้ใหญ่เพศชาย	2.4E-02	8.2E-03	2.4E-02	6.7E-03	1.8E-02	1.2E-02
ผู้ใหญ่เพศหญิง	2.9E-02	9.8E-03	2.9E-02	8.1E-03	2.2E-02	1.4E-02
เด็ก	2.7E-02	9.0E-03	2.7E-02	7.5E-03	2.0E-02	1.3E-02
ที่ความเข้มข้นเฉลี่ย						
ผู้ใหญ่เพศชาย	1.9E-02	7.9E-03	1.7E-02	6.6E-03	1.7E-02	1.0E-02
ผู้ใหญ่เพศหญิง	2.2E-02	9.5E-03	2.1E-02	7.9E-03	2.0E-02	1.2E-02
เด็ก	2.1E-02	8.8E-03	1.9E-02	7.3E-03	1.8E-02	1.1E-02

4.8.4 การประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม

จากผลการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งโดยแยกเป็นชนิดของสารในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม พบว่าค่าความเสี่ยงที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร MCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุดมีค่าเท่ากับ 9.9E-02 และ 6.9E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 9.2E-02 และ 6.4E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 8.3E-02 และ 5.8E-02 ตามลำดับ และสาร DCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 1.0E-01 และ 7.2E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 1.0E-01 และ 6.6E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 9.1E-02 และ 6.0E-02 ตามลำดับ ส่วนค่าความเสี่ยงของสาร TCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.8E-02 และ 9.7E-03 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 2.6E-02 และ 9.0E-03 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 2.3E-02 และ 8.1E-03 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยงที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร MCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 8.2E-02 และ 3.9E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 7.6E-02 และ 3.6E-02 และ

ผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 6.8E-02 และ 3.2E-02 ตามลำดับ และสาร DCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 9.6E-02 และ 5.1E-03 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 8.8E-02 และ 4.7E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 8.0E-02 และ 4.2E-02 ตามลำดับ ส่วนสาร TCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.2E-02 และ 9.5E-03 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 2.0E-02 และ 8.8E-03 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 1.8E-02 และ 7.9E-03 ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร HAA5 จากการว่ายน้ำ โดยพิจารณาจากชนิดของสาร พบว่าในกลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุด เท่ากับ 2.01E-01 และ 1.00E-01 รองลงมาคือกลุ่มเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.85E-01 และ 9.2E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าเท่ากับ 1.67E-01 และ 8.3E-02 ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-22



(A) ในกรณีความเข้มข้นสูงสุด (B) ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

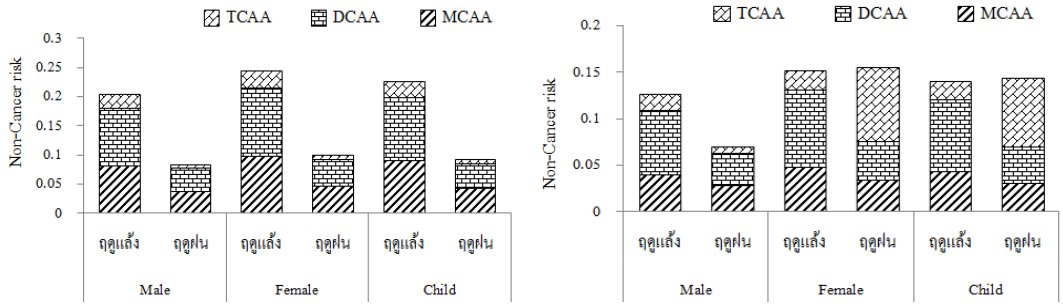
ภาพประกอบที่ 4-22 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม (PSU)

4.8.5 การประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำในร่ม

จากผลการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งโดยแยกเป็นชนิดของสารในสระว่ายน้ำในร่ม พบว่าค่าความเสี่ยงที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร MCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุดมีค่าเท่ากับ 9.6E-02 และ 4.5E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 8.9E-02 และ 4.1E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 8.0E-02 และ 3.7E-02 ตามลำดับ และสาร DCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 1.1E-01 และ 4.6E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 1.0E-01 และ 4.3E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 9.9E-02 และ 3.8E-02 ตามลำดับ ส่วนค่าความเสี่ยงของสาร TCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.9E-02 และ 8.0E-03 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 2.6E-02 และ 7.4E-03 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 2.4E-02 และ 6.7E-03 ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยงที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร MCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 4.6E-02 และ 3.3E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 4.3E-02 และ 3.0E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 3.8E-02 และ 2.7E-03 ตามลำดับ และสาร DCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 8.3E-02 และ 4.2E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 7.7E-02 และ 3.8E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 6.9E-02 และ 3.5E-02 ตามลำดับ ส่วนสาร TCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.0E-02 และ 7.9E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 1.9E-02 และ 7.3E-03 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 1.7E-02 และ 6.6E-03 ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร HAA5 จากการว่ายน้ำ โดยพิจารณาจากชนิดของสาร พบว่าในกลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุด เท่ากับ 1.5E-01 และ 1.5E-01 รองลงมาคือกลุ่มเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.3E-01 และ 7.6E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าเท่ากับ 1.2E-01 และ 6.9E-02 ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-23



ในกรณีความเข้มข้นสูงสุด ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

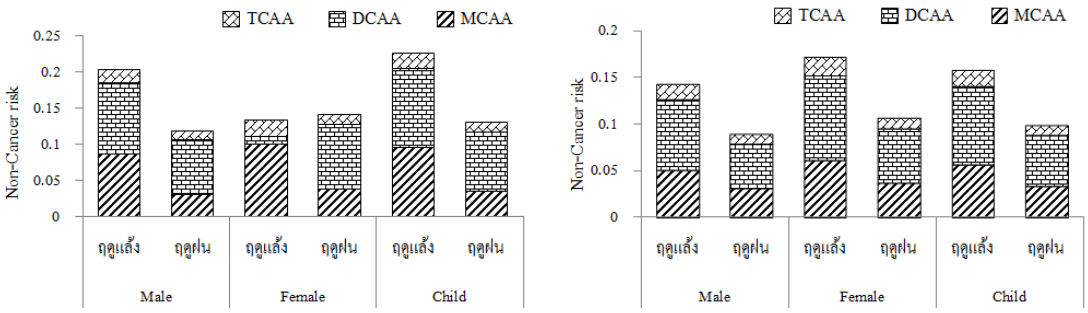
ภาพประกอบที่ 4-23 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำในร่ม (PSU)

4.8.6 การประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง

จากผลการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งโดยแยกเป็นชนิดของสารในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง พบว่าค่าความเสี่ยงที่ความเข้มข้นสูงสุดของสาร MCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุดมีค่าเท่ากับ 1.0E-01 และ 3.8E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 9.6E-02 และ 3.5E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 8.7E-02 และ 3.1E-02 ตามลำดับ และสาร DCAA ในเด็กมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 1.0E-01 และ 8.3E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชายมีค่าเท่ากับ 9.8E-02 และ 7.4E-02 และผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 1.1E-02 และ 8.9E-02 ตามลำดับ ส่วนค่าความเสี่ยงของสาร TCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.2E-02 และ 1.4E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 2.0E-02 และ 1.3E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 1.8E-02 และ 1.2E-02 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่าความเสี่ยงที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร MCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 6.0E-02 และ 3.5E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 5.6E-02 และ 3.3E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 5.0E-02 และ 2.9E-02 ตามลำดับ และสาร DCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 9.1E-02 และ 5.9E-02 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็ก

มีค่าเท่ากับ 8.4E-02 และ 5.4E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 7.6E-02 และ 4.9E-02 ตามลำดับ ส่วนสาร TCAA ในผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด มีค่าเท่ากับ 2.0E-02 และ 1.2E-03 ตามลำดับ รองลงมาคือ เด็กมีค่าเท่ากับ 1.8E-02 และ 1.1E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าน้อยที่สุด มีค่าเท่ากับ 1.6E-02 และ 1.0E-02 ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสาร HAA5 จากการว่ายน้ำ โดยพิจารณาจากชนิดของสาร พบว่าในกลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าสูงสุด เท่ากับ 1.7E-01 และ 1.0E-01 รองลงมาคือกลุ่มเด็ก มีค่าเท่ากับ 1.5E-01 และ 9.9E-02 และผู้ใหญ่เพศชายมีค่าเท่ากับ 1.4E-01 และ 8.9E-02 ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-24



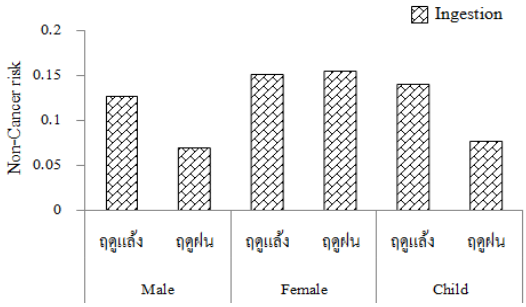
ในกรณีความเข้มข้นสูงสุด ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

ภาพประกอบที่ 4-24 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 โดยพิจารณาชนิดของสารแต่ละชนิด ในกรณีความเข้มข้นสูงสุดและในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (เทศบาล)

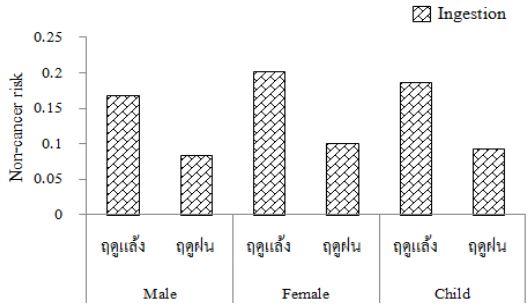
4.8.7 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสารกลุ่ม HAA5 ผ่านเส้นทางการกลืนกินในสระว่ายน้ำ

การประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระ พบว่าผลการประเมินความเสี่ยงจากการพิจารณาเส้นทางการกลืนกิน พบว่าสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม สระว่ายน้ำในร่ม และสระว่ายน้ำกลางแจ้ง ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-25 ไม่มีความแตกต่างกันมากนักทั้งในส่วนของเส้นทางการสัมผัสและกลุ่มบุคคลตัวอย่างคือกลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงจะมีค่าความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งสูงสุด รองลงมาคือ เด็กและผู้ใหญ่เพศชายน้อยที่สุด โดยในฤดูแล้งจะมีค่าความเสี่ยงสูงกว่า

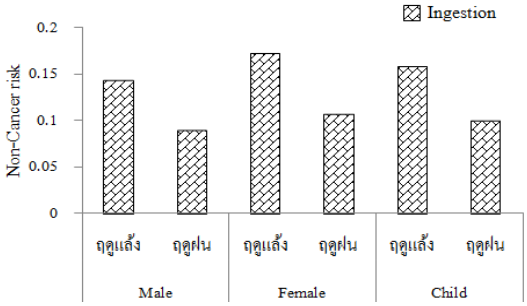
ในฤดูฝน แต่อย่างไรก็ตามพบว่าค่าความเสี่ยงอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ คือมีค่าความเสี่ยงไม่เกิน 1 ถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ยอมรับได้คำแนะนำของ USEPA ดังนั้นถือว่าเป็นความเสี่ยงที่อยู่ในระดับที่สามารถยอมรับได้ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Chowdhury (2015) พบว่าค่าความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง พบว่ามีค่า Hazard index มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.34E-02 อยู่ในช่วง 8.32E-03 – 5.49E-02 ตามลำดับ



(A) สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม



(B) สระว่ายน้ำในร่ม

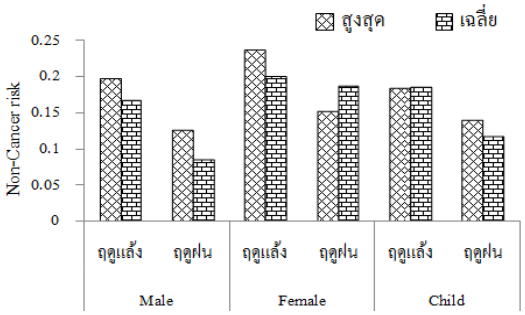


(C) สระว่ายน้ำกลางแจ้ง

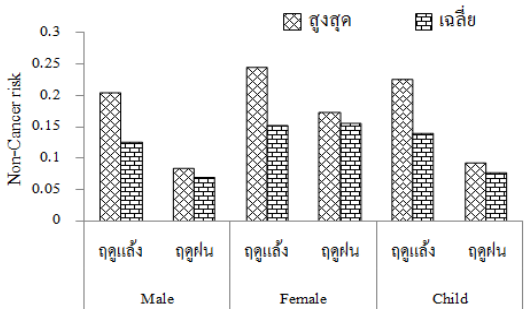
ภาพประกอบที่ 4-25 ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสารกลุ่ม HAA5 ผ่านเส้นทางการกลืนกินในสระว่ายน้ำ

4.8.8 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารกลุ่ม HAA5 ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ในสระว่ายน้ำ

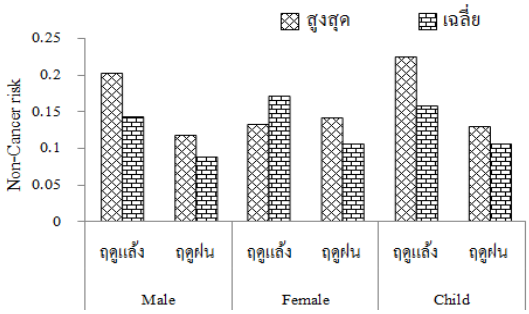
การประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร HAA5 ทั้ง 3 ชนิด ได้แก่ MCAA DCAA และ TCAA ในสระว่ายน้ำ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-26 (A) (B) และ (C) กรณีประเมินความเสี่ยงโดยใช้ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของกลุ่มบุคคลตัวอย่างทั้ง 3 กลุ่ม พบว่าความเสี่ยงรวมที่ก่อให้เกิดมะเร็งกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดสูงกว่าที่ความเข้มข้นเฉลี่ยทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝนอย่างเห็นได้ชัดในทุกกลุ่มบุคคลตัวอย่าง พบว่าในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มละสระว่ายน้ำในร่ม กลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาคือ เด็ก ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย น้อยที่สุด ตามลำดับ ส่วนสระว่ายน้ำกลางแจ้ง กลุ่มเด็กจะมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาคือผู้ใหญ่เพศชาย ตามด้วยผู้ใหญ่เพศหญิงน้อยที่สุด แต่อย่างไรก็ตามแม้ว่าการใช้กรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดเป็นวิธีมาตรฐานของ USEPA แต่ที่ความเข้มข้นสูงสุดถือว่าเป็นการมองที่สถานการณ์เลวร้ายเกินความเป็นจริง เนื่องจากร่างกายไม่สามารถรับสารเข้าสู่ร่างกายที่ความเข้มข้นสูงสุดได้ตลอดเวลา ดังนั้นจึงได้ทำการประเมินกรณีที่ความเข้มข้นเฉลี่ยเพื่อเป็นข้อมูลประกอบการพิจารณาด้วย ซึ่งผลจากการประเมินพบว่ามีค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งอยู่ในช่วงที่สามารถยอมรับได้ตามแนวทางของ USEPA คือมีค่าอยู่ในช่วงไม่เกิน 1 หรือเท่ากับ 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้ แต่จำเป็นจะต้องมีดำเนินการเฝ้าระวังต่อไป



(A) สระว่ายน้ำกึ่งในร่ม



(B) สระว่ายน้ำในร่ม



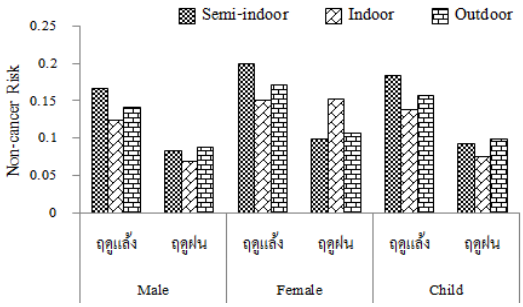
(C) สระว่ายน้ำกลางแจ้ง

ภาพประกอบที่ 4-26 การเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง
ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยในสระว่ายน้ำ

4.8.9 การเปรียบเทียบความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งในสระว่ายน้ำ

การเปรียบเทียบความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งของบุคคลต่างๆ ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-27 พบว่าสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม สระว่ายน้ำในร่ม และสระว่ายน้ำกลางแจ้ง มีเส้นทางการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายเรียงจากมากหาน้อย ได้แก่ เส้นทางการดูดซึมทางผิวหนัง การกลืนกิน และการสูดดม ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4-19 นอกจากนี้จะเห็นได้ว่ากลุ่มบุคคลตัวอย่างทุกกลุ่มมีความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระเป็นไปในทิศทางเดียวกัน คือ ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งสูงสุด

รองลงมาคือ เด็ก ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชายน้อยที่สุด โดยในฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าในฤดูฝน ซึ่งฤดูแล้งพบว่าสระว่ายน้ำกึ่งในร่มมีค่าสูงสุด รองลงมาคือ สระว่ายน้ำกลางแจ้ง ตามด้วยสระว่ายน้ำในร่มมีค่าน้อยที่สุด ตามลำดับ และในฤดูฝนพบว่าสระว่ายน้ำกลางแจ้งมีค่ามากที่สุด รองลงมาคือสระว่ายน้ำกึ่งในร่ม ตามด้วยสระว่ายน้ำในร่มมีค่าน้อยที่สุด เหตุที่สระว่ายน้ำกึ่งในร่มมีค่าความเสี่ยงสูงสุดในฤดูแล้ง เนื่องจากสระว่ายน้ำกึ่งในร่มมีลักษณะเป็นสระเปิดด้านข้างและด้านบนครึ่งหนึ่งของสระว่ายน้ำ รวมถึงมีจำนวนผู้เข้าใช้บริการจำนวนมาก เนื่องจากสระว่ายน้ำกึ่งในร่มเป็นสระว่ายน้ำขนาดมาตรฐาน 25 เมตร จะมีระดับความลึกไล่ระดับความลึก 1.20 เมตร จนถึงระดับ 2.50 เมตร ทำให้มีผู้ว่ายน้ำนิยมกว่าสระว่ายน้ำในร่ม ส่วนสระว่ายน้ำกลางแจ้งมีลักษณะเปิดด้านข้างและไม่มีหลังคาปกปิด ทำให้สระว่ายน้ำกลางแจ้งได้รับสารอินทรีย์ที่มากับสิ่งแวดล้อมภายนอก เช่น ดิน ทรายละเอียด ใบไม้ อาจเกิดจากลมพัดนำสิ่งเหล่านี้ลงสระว่ายน้ำ และน้ำฝนที่ตกลงสระว่ายน้ำได้โดยตรง ซึ่งสิ่งเหล่านี้อาจเป็นเหตุให้สระว่ายน้ำกลางแจ้งมีสารตั้งต้นที่สูงกว่าสระอื่นๆ จึงทำให้มีค่าความเสี่ยงสูง ส่วนสระว่ายน้ำในร่มมีค่าความเสี่ยงจากการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายน้อยที่สุด เนื่องจากสระว่ายน้ำในร่ม มีลักษณะเป็นสระปิดมีหลังคาปิดมิดชิด แต่ทางด้านข้างของสระว่ายน้ำขนาดมาตรฐาน 50 เมตร ระดับความลึก 2 เมตร ตลอดแนว จึงทำให้มีผู้ว่ายน้ำน้อยกว่าสระอื่นๆ แต่เหตุที่ทำให้มีค่าความเสี่ยงน้อยสุด อาจเป็นเพราะสระว่ายน้ำในร่มมีขนาดของสระที่ใหญ่ทำให้มีปริมาณน้ำมาก รวมถึงจำนวนผู้ว่ายน้ำน้อย ทำให้สารอินทรีย์ที่มาจากผู้ว่ายน้ำลงไปในสระว่ายน้ำเกิดการเจือจางและทำให้เจอปริมาณความเข้มข้นของสาร HAAs น้อย ทำให้ค่าความเสี่ยงของสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งน้อยตามไปด้วย ซึ่งผลจากการประเมินพบว่ามีค่าความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งอยู่ในช่วงที่สามารถยอมรับได้ตามแนวทางของ USEPA คือมีค่าอยู่ในช่วงไม่เกิน 1 หรือเท่ากับ 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้แต่จำเป็นจะต้องมีดำเนินการเฝ้าระวังต่อไป



ภาพประกอบที่ 4-27 การเปรียบเทียบความเสี่ยงรวมที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งโดยใช้ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยและค่าความเสี่ยงรวมของบุคคลต่างๆ ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ

4.9 การจัดการความเสี่ยง

1. แม้ว่าผลจากการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ พบว่าไม่เกินค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ แต่อย่างไรก็ตาม จำเป็นที่สระว่ายน้ำจะต้องมีการทดสอบทางเคมีของน้ำอย่างต่อเนื่อง โดยการตรวจสอบคุณภาพน้ำประจำวัน ได้แก่ pH ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ และความขุ่น และควรมีการสุ่มตรวจปริมาณสารอินทรีย์ทรีย์ละลายน้ำ (DOC) ทั้งน้ำประปาและน้ำในสระว่ายน้ำเนื่องจากเป็นสารตั้งต้นหลักในการเกิดสาร HAAs

2. เนื่องจากอุณหภูมิสูง การก่อตัวของสาร HAAs สูง ดังนั้นควรมีการช่วยลดอุณหภูมิในน้ำสระว่ายน้ำ เพื่อลดการเกิดสาร HAAs

3. ควรมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อลดการสะสมของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำ

4. สระว่ายน้ำควรมีระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำก่อนหมุนเวียกลับเข้าสู่สระว่ายน้ำ เนื่องจากระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำเป็นระบบกรองทรายสามารถบำบัดได้แค่สารแขวนลอยในน้ำ ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้

5. สำหรับผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำควรลดความถี่และระยะเวลาของการว่ายน้ำลง เพื่อลดการรับสัมผัสสาร

6. ควรมีการรณรงค์ให้ผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำงดการใช้โลชั่นบำรุงผิวต่างๆ ป้องกันแสงแดดและผู้ว่ายน้ำควรอาบน้ำ ทำความสะอาดร่างกายอย่างดีก่อนลงสระว่ายน้ำ

7. ควรใส่ชุดว่ายน้ำที่ปกปิดมิดชิด เพื่อลดการสัมผัสทางผิวหนัง

บทที่ 5
บทสรุปและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการศึกษาคุณภาพน้ำทั่วไป

จากการศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพและเคมี พบว่าค่าพีเอชของน้ำในสระว่าย ทั้ง 3 สระ ว่ายน้ำมีค่าสูงกว่าน้ำประปาเล็กน้อย แต่อย่างไรก็ตามค่าพีเอชของน้ำประปาและน้ำในสระว่ายน้ำมีค่าอยู่ในเกณฑ์มาตรฐาน ค่าความขุ่นของน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำมีค่าอยู่ในเกณฑ์มาตาฐานของการประปานครหลวงที่กำหนดค่าความขุ่นในน้ำประปาไม่เกิน 5 NTU ซึ่งพบว่าค่าความขุ่นในฤดูแล้งสูงกว่าในฤดูฝน เนื่องจากแหล่งน้ำดิบประปามีค่าความขุ่นสูงในช่วงฤดูแล้ง เนื่องจากมีปริมาณน้ำน้อย และส่วนหนึ่งมาจากตะกอนขนาดเล็กที่แขวนลอยในน้ำ มีสารอินทรีย์ พวกแพลงก์ตอนพืช แพลงตอนสัตว์ ซึ่งพบว่าคลอรีนตกค้างในน้ำประปาในฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าฤดูฝน แต่อย่างไรก็ตามปริมาณคลอรีนตกค้างในน้ำประปาทั้งสองแหล่งอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานขององค์การอนามัยโลกที่กำหนดไว้ที่ 0.2-0.5 mg/L ส่วนค่าคลอรีนตกค้างในสระว่ายน้ำทุกแห่ง พบว่าในฤดูฝนจะมีค่าสูงกว่าในฤดูแล้ง ส่วนสระว่ายน้ำกลางแจ้งของเทศบาลหาดใหญ่ที่มีค่าต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานเล็กน้อย (0.96±0.05) อาจเกิดจากในฤดูแล้งอุณหภูมิของน้ำสูงมีโอกาสให้คลอรีนระเหยได้ง่ายกว่า สำหรับค่าโบรไมด์อิออนในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำทุกแห่งตรวจไม่พบ

5.2 สรุปผลการศึกษาดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำ

ผลการวิเคราะห์ดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ พบว่าปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำประปาทั้ง 2 แห่ง มีค่า DOC และค่า UV-254 ในฤดูแล้งสูงกว่าฤดูฝน เนื่องจากสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยทั่วไปจะเกิดจากการเจริญเติบโตหรือการเน่าเปื่อยของพืช และกระบวนการสลายตัวของจุลชีพต่างๆ ในน้ำประปาอาจมีปริมาณสารอินทรีย์ที่กำจัดไม่หมดในขั้นตอนการผลิตน้ำประปาทำให้มีหลงเหลืออยู่ และพบว่ากระบวนการที่ใช้ผลิตน้ำประปาในปัจจุบันไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้หมด จึงทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำสะสมในน้ำประป และพบว่าประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ Polymer ร่วมกับ PAC สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ดีที่สุด โดยสามารถลดค่า DOC และค่า UV-254 ได้สูงสุดเท่ากับ 69% และ 72% ตามลำดับ

นอกจากนี้พบว่าผลการวิเคราะห์ปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในสระว่ายทั้ง 3 สระมีค่า DOC และค่า UV-254 ในฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าฤดูฝน ซึ่งน้ำประปาที่ใช้เติมในสระว่ายน้ำมีปริมาณ

สารอินทรีย์ละลายน้ำที่หลงเหลือจากกระบวนการผลิตน้ำประปา ทำให้เกิดการสะสมของสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำ และส่วนหนึ่งสระว่ายน้ำก็ได้รับสารอินทรีย์ที่ติดมากับร่างกายผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ (เช่น เหงื่อ ปัสสาวะ น้ำลาย น้ำมูก ครีมกันแดด และเครื่องสำอาง) และนอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้กำจัดได้เพียงสารแขวนลอยเท่านั้น นอกจากนี้ได้ทำการวิเคราะห์สารอินทรีย์ในน้ำด้วยการใช้เทคนิค FEEM (Fluorescent excitation-emission matrix) ในฤดูแล้งและฤดูฝนสามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Tryptophan-like substances และสามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Fulvic acid-like substances และสามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Humic acid-like substances นอกจากนี้ยังสามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม fulvic and humic acids-like substances ตามลำดับ สรุปได้ว่าจากผลการตรวจวัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยเทคนิค FEEM ในฤดูแล้งและฤดูฝนของน้ำประปาทั้ง 2 แห่ง และน้ำสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระ พบว่าสารอินทรีย์กลุ่ม Tryptophan-like substances เป็นสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีน และมีความเป็นไปได้ว่าอาจจะก่อให้เกิดสารกลุ่ม HAAs ได้

5.3 สรุปผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของสาร HAA5 ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ

จากผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร HAA5 ในน้ำประปาของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในช่วงฤดูแล้งและฤดูฝนมีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 1.78 และ 1.64 µg/L ตามลำดับ และน้ำประปาเทศบาลนครหาดใหญ่มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.64 และ 0.64 µg/L ตามลำดับ ส่วนน้ำในสระว่ายน้ำทั้ง 3 สระ มีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 74.28-187.63 µg/L ตามลำดับ น้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำมีปริมาณความเข้มข้นสูงกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ ยกเว้นน้ำสระว่ายน้ำในร่มในฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 74.28 µg/L มีปริมาณความเข้มข้นต่ำกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ และเมื่อพิจารณาความเข้มข้นเฉลี่ยของสาร HAA5 ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ จึงจำเป็นต้องเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานน้ำดื่มของ USEPA ซึ่งกำหนดให้มีระดับการปนเปื้อนสูงสุด (MCLs) สำหรับสาร HAA5 ไว้ไม่เกิน 60 µg/L และค่ามาตรฐานน้ำดื่มของ WHO ที่กำหนดให้ MCLs สำหรับสาร HAA5 ไว้ไม่เกิน 80 µg/L แต่เมื่อพิจารณาชนิดของสาร พบว่า DCAA และ TCAA ในน้ำประปาทั้ง 2 แห่ง มีความเข้มข้นอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนดไว้ของ WHO ไม่เกิน 50 และ 100 µg/L และน้ำสระว่ายน้ำในฤดูฝน มีค่าความเข้มข้นสาร DCAA ต่ำกว่าค่ามาตรฐาน ส่วนสาร TCAA ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ เมื่อเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐาน MCLs ของ WHO พบว่าอยู่ในเกณฑ์ค่ามาตรฐานทั้งฤดูกาล

5.4 สรุปผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง

จากการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งตลอดชีวิต สำหรับสาร HAA5 ในสระว่ายน้ำ กรณีความเข้มข้นสูงสุดและกรณีความเข้มข้นเฉลี่ย โดยพิจารณาจากเส้นทางการกลืนกิน และการซึมผ่านทางผิวหนัง และการสูดดม พบว่าค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสาร HAA5 ทั้ง 3 สระว่ายน้ำ พบว่ากลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาผู้ใหญ่เพศชาย และเด็กน้อยที่สุด ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาเส้นทางการสัมผัส พบว่าการดูดซึมทางผิวหนังจะมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมา คือ การกลืนกิน และการสูดดม ตามลำดับ ซึ่งพบว่าเป็นไปในทิศทางเดียวกันทั้ง 3 สระว่ายน้ำ และเมื่อเปรียบเทียบกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของกลุ่มบุคคลตัวอย่างทั้ง 3 กลุ่ม พบว่าความเสี่ยงรวมที่ก่อให้เกิดมะเร็งกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดสูงกว่าความเข้มข้นเฉลี่ยทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝนอย่างเห็นได้ชัดในทุกกลุ่มบุคคลตัวอย่าง จะเห็นได้ว่าค่าความเสี่ยงของสาร HAA5 มีค่าอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ 10^{-6} ถึง 10^{-4} ตามคำแนะนำของ USEPA อย่างไรก็ตามจำเป็นที่จะต้องมีการดำเนินการแก้ไขและเฝ้าระวังต่อไป

5.5 สรุปผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้ไม่เกิดมะเร็ง

จากการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งสำหรับสาร HAA5 ผ่านเส้นทางการกลืนกินในสระว่ายน้ำ ทั้ง 3 สระ พบว่าผลการประเมินความเสี่ยงจากการพิจารณาเส้นทางการกลืนกินไม่มีความแตกต่างกันมากนักทั้งในส่วนของเส้นทางการสัมผัสและกลุ่มบุคคลตัวอย่างคือกลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงจะมีค่าความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งสูงสุด รองลงมาคือ เด็กและผู้ใหญ่เพศชายน้อยที่สุด โดยในฤดูแล้งจะมีค่าความเสี่ยงสูงกว่าในฤดูฝน และเมื่อเปรียบเทียบกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดและที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของกลุ่มบุคคลตัวอย่างทั้ง 3 กลุ่ม พบว่าความเสี่ยงรวมที่ก่อให้เกิดมะเร็งกรณีที่ความเข้มข้นสูงสุดสูงกว่าที่ความเข้มข้นเฉลี่ยทั้งในฤดูแล้งและฤดูฝนอย่างเห็นได้ชัดในทุกกลุ่มบุคคลตัวอย่าง พบว่าในสระว่ายน้ำกึ่งในร่มละสระว่ายน้ำในร่ม กลุ่มผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาคือ เด็ก ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชายน้อยที่สุด ตามลำดับ ส่วนสระว่ายน้ำกลางแจ้ง กลุ่มเด็กจะมีค่าความเสี่ยงสูงสุด รองลงมาคือผู้ใหญ่เพศชาย ตามด้วยผู้ใหญ่เพศหญิงน้อยที่สุด แต่อย่างไรก็ตามพบว่าค่าความเสี่ยงอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ คือมีค่าความเสี่ยงไม่เกิน 1 ถือว่าเป็นความเสี่ยงที่ยอมรับได้คำแนะนำของ USEPA ดังนั้นถือว่าเป็นความเสี่ยงที่อยู่ในระดับที่สามารถยอมรับได้ ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้แต่จำเป็นจะต้องมีดำเนินการเฝ้าระวังต่อไป

5.6 ข้อเสนอแนะและแนวทางการจัดการความเสี่ยง

5.6.1 ข้อเสนอแนะการจัดการสระว่ายน้ำ

จากคุณภาพน้ำที่กล่าวมาข้างต้นและจากการตรวจลักษณะของสารอินทรีย์ในน้ำ พบว่าค่า DOC และ UV-254 ในสระว่ายน้ำในฤดูแล้งสูงกว่าในฤดูฝน ดังนั้นควรมีวิธีบำบัดน้ำที่มีประสิทธิภาพในการลดสารอินทรีย์ในน้ำที่เป็นสารตั้งต้นในการก่อให้เกิดสาร HAAs

1. ลดสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (DOC) ในน้ำประปาและน้ำสระว่ายน้ำ ซึ่งพบว่าเป็นสารตั้งต้นก่อให้เกิดสาร HAAs

2. ลดอุณหภูมิของน้ำในสระว่ายน้ำ เนื่องจากอุณหภูมิสูงทำให้การก่อตัวของ สาร HAAs สูงขึ้น

3. แม้ว่าผลจากการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตและที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ พบว่าไม่เกินค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ แต่อย่างไรก็ตาม จำเป็นที่จะต้องมีการติดตามตรวจสอบคุณภาพน้ำ และการควบคุมคุณภาพน้ำอย่างต่อเนื่อง โดยการตรวจสอบคุณภาพน้ำประจำวัน ได้แก่ pH ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ และความขุ่น และควรมีการสุ่มตรวจปริมาณสารอินทรีย์ทรีย์ละลายน้ำ (DOC) ทั้งน้ำประปาและน้ำในสระว่ายน้ำเนื่องจากเป็นสารตั้งต้นหลักในการเกิดสาร HAAs

4. ควรมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำในสระว่ายน้ำ เพื่อลดการสะสมของสารอินทรีย์ในน้ำทั้งที่มาจากน้ำประปาที่เติมลงในสระและที่มาจากผู้ว่ายน้ำ

5. สระว่ายน้ำควรมีระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำก่อนหมุนเวียกลับเข้าสู่สระว่ายน้ำ เนื่องจากระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำเป็นระบบกรองทรายสามารถบำบัดได้แค่สารแขวนลอยในน้ำ ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้

5.6.2 ข้อเสนอแนะเกี่ยวกับผู้ใช้สระว่ายน้ำ

1. ผู้ว่ายน้ำควรสวมชุดว่ายน้ำที่ปิดมิดชิด เช่น เสื้อและกางเกงแขนยาวขายาวเพื่อลดการสัมผัสทางผิวหนัง

2. สำหรับผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำควรลดความถี่และระยะเวลาของการว่ายน้ำลงเพื่อลดการรับสัมผัสสาร

3. ควรมีการรณรงค์ให้ผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำงดการใช้สารสารบำรุงผิวต่างๆ ป้องกันแสงแดดก่อนลงสระว่ายน้ำ

4. ผู้ว่ายน้ำควรอาบน้ำล้างตัวให้สะอาดอย่างดีก่อนลงสระว่ายน้ำ

บรรณานุกรม

การประปานครหลวง. 2555. คลอรีน (Chlorine). (ออนไลน์). สืบค้นจาก: www.mwa.co.th/ewt_dl_link.php?nid=440. (3 มกราคม 2555)

กรมควบคุมมลพิษ. 2554. Monochloroacetic acid. (ออนไลน์). สืบค้นจาก: http://msds.pcd.go.th/searchName.asp?vID=458. (10 กุมภาพันธ์ 2555)

กรมควบคุมมลพิษ. 2554. Dichloroacetic acid. (ออนไลน์). สืบค้นจาก: http://msds.pcd.go.th/searchName.asp?vID=496. (10 กุมภาพันธ์ 2555)

กรมควบคุมมลพิษ. 2554. Trichloroacetic acid. (ออนไลน์). สืบค้นจาก: http://msds.pcd.go.th/searchName.asp?vID=808. (10 กุมภาพันธ์ 2555)

กรมวิทยาศาสตร์ทหารเรือ. 2555. เคมีของสระว่ายน้ำสิ่งที่ควรรู้. (ออนไลน์). สืบค้นจาก: http://www.navy.mi.th/science/Information/Paper/InfoPaper_Pond.html#l6. (3 มกราคม 2555)

กมลนาวิน อินทนูจิตร. 2552. การกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

คณะกรรมการสาธารณสุข. 2550. การควบคุมการประกอบกิจการสระว่ายน้ำ หรือกิจการอื่นๆ ในทำนองเดียวกัน. (ออนไลน์). สืบค้นจาก: http://hpc4.anamai.moph.go.th/workplace/files/swim.pdf. (3 มกราคม 2555)

จิราวรรณ จานทอง. 2553. ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำประปาและสระว่ายน้ำที่ฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยศิลปากร.

จงรัก บุญคงมา. 2552. การกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ. (ออนไลน์). สืบค้นจาก: http://www.thaibizcenter.com/mArticle.asp?AID=544. (3 มกราคม 2555)

ชนิกานต์ วิรัชติ. 2549. การจัดการคุณภาพน้ำสระว่ายน้ำ. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจองเกล้าธนบุรี.

ชุติมา กัลยาประสิทธ์. 2551. ผลของหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของมีโซพอรัสซิลิเกตต่อการดูดซับกรดฮาโลอะซิติก. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ทัศณา เกื้อเส้ง., ชัยศรี สุขสาโรจน์., ธันวดี สุขสาโรจน์., สุรพงษ์ วัฒนะจีระ., และจรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. 25-27 มีนาคม 2552. ผลของพีเอชต่อการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารประกอบอะลูมิเนียม.สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

ทัศณา เกื้อเส้ง. 2553. การลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซเนชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ธาราทิพย์ รอดวินิจ. 2552. การแพร่กระจายของไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำที่ฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยศิลปากร.

บริษัททอ็อป แอท พูล. 2555. Swimming pools & Spas รูปแบบสระว่ายน้ำ. (ออนไลน์). สืบค้นจาก: http://www.topatpool.com/index.php?lay=show&ac=article&Id=5 1 2 5 6 4 . (2 สิงหาคม 2555).

ปิยรัตน์ สาระวงศ์. 2545. การกำจัดกรดฮิวมิคในน้ำดิบเพื่อการผลิตน้ำประปา โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยไคโตเซนและเบนโทไนต์. วิทยานิพนธ์ปริญญาสาธารณสุขศาสตร์มหาบัณฑิต สาขาอนามัยสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

มารีนี โด. 2554. การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์. 2542. วิศวกรรมการประปา. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ: จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิชญา รามสมภพ. 2546. การศึกษาผลกระทบการเติมสารฆ่าเชื้อโรคไตรคลอโรไอโซไซยานูริกลงในสระว่ายน้ำ. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาเคมีอุตสาหกรรม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.

สมนึก ชาญด้วยกิจ, จันทนา อึ้งชูศักดิ์, สุภาวดี พรหมมา และสุพรรณี สุคันวรานิล. 2546. การประเมินปัจจัยเสี่ยง การเกิดฟันกร่อนในผู้ว่ายน้ำ (ออนไลน์). สืบค้นจาก: http://advisor.anamai.moph.go.th/download/swim01.html. (20 ธันวาคม 2555).

ศิริกุล ศิริรักษ์โสภณ. 2555. กระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำดิบเพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์ด้วยวิธีโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการเมมเบรน. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และคอมพิวเตอร์แห่งชาติ. 2552. ข้อมูลงานวิจัยเรื่อง มาตรฐานไซส์ไทย. (ออนไลน์) สืบค้นจาก http://www.manager.co.th/Qol/ViewNews.aspx?NewsID=9520000021747. (22 ธันวาคม 2555).

อนามัย (ธีรวิโรจน์) เทศกะทึก. 2553. การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพฯ: จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E., and Predieri, G. 1995. Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools. J. Chromatogr. A . 710: 181-190.

Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E., and Predieri, G. 1998. Blood and breath analyses as biological indicators of exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. Sci. Total Environ. 217: 155-163.

AFFSET, 2010. Evaluation des risques sanitaires lies aux piscines Partie I: piscines reglementees: 244.

APHA, AWWA and WEF. 2012. Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater. Washington, D.C: American Public Health Association.

Beech, J.A., 1980. Estimated worst case trihalomethane body burden of a child using a swimming pool. Med. Hypotheses. 6 (3): 303-307.

Berg, M., Muller, S.R., Muhlemann, J., Wiedmer, A., Schwarzenbach, R.P. 2000. Concentration and mass fluxes of chloroacetic acids and trifluoroacetic acid in rain and natural water in Switzerland. Environtal. Sci. Technol. 34, 2675-2683.

Bougeard, C.M.M., Janmohamed, I.H.S., Goslan, E.H., Jefferson, B., Watson, J.S., Morgan, G.H. and Parsons, S. A., 2008. Parameters Affecting Haloacetic Acid and Trihalomethane Concentrations in Treated UK Drinking Waters. In Disinfection By-Products in Drinking Water, American Chemical Society: Washington, DC, Vol. 995, pp 95-108.

Cantor, K. P., ynch, C. F. L, Hildesheim, M. E. 1998. Drinking water source and chlorination by-products I. Risk of bladder cancer. Epidemiology, vol. 9, no. 1, pp. 21–28.

Cardador, M.J, and Gallego, M. 2010. Optimisation and comparison of seral microextraction/methylation methods for determining haloacetic acids in water using gas chromatography. Anal Bioanal Chem, 396: 1331-1343.

Cardador, M.J. and Gallego, M. 2011. Haloacetic acids in swimming pools: swimmer and worker Exposure. Environ. Sci. Technol., 45, 5783-5790.

Catto, C., Sabrina, S., Ginette, C.T., Manuel, R., and Robert, T. 2012. Occurrence and spatial and temporal variations of disinfection by-products in the water and air of two indoor swimming pools. Int.J. Environ. Res. Public Health, 9: 2562-2586.

Chowdhury, S. and Champagne, P. 2009. Risk from exposure to trihalomethanes during shower: probabilistic assessment and control. Science of the total environment 407: 1570–1578.

Chowdhury S. 2015. Predicting human exposure aqnd risk from chlorination indoor swimming pool: a case stady. Environ Monit Assess. 187–502.

Chen, W., Westerhoff P., Leenheer J. A. and Booksh K., 2003. Fluorescence Excitation-Emission Matrix Regional Integration to Quantify Spectra for Dissolved Organic Matter, Environ. Sci. Technol., 37(24), 5701-5710.

Chen1, C. Y. , Chang, S.N. and Wang, G.S. 2009. Determination of Ten Haloacetic Acids in Drinking Water Using High-Performance and Ultra-Performance Liquid Chromatography–Tandem Mass Spectrometry.

Chu, H., Nieuwenhuijsen, M.J. 2002. Distribution and determinants of trihalomrthanes concentration in indoor swimming pools. Occupational and Environmental Medicine, 59: 243-247.

Cowman, G.A. and Singer, P.C. 1996. Effect of bromide ion on haloacetic acid speciationresulting from chlorination and chloramination of aquatic humic substances. Environmental Science & Technology 30 (1), 16-24.

Cristina, M.V. and Laia, F. R. 2 0 1 2 . Health impact of disinfection by-products in swimming pools. Centre for Research in Environmental Epidemiology (CREAL) 4: 387-396

Dalvi, A.G.I., Al-Rasheed, R., and Javeed, M.A. 2000. Haloacetic acid (HAAs) formation in desalination proesses from disinfectants. Desalination 129: 261-271.

Dalvi, A.G.I., Al-Rasheed, R. and Javeed A., M. 2000. Haloacetic acid (HAAs) formation in desalination plants proesses due to disinfectants. (online) Available from: URL: http://www.swcc.gov.sa/files%5Cassets%5CResearch%5CTechnical%20Papers%5CChemstry/HALOACETIC%20ACIDS%20(HAAs)%20FORMATION%20IN%20DESALINATION%20PLANTS%20PRO.pdf. [24 February 2012]

DIN 19643. 1997. Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser (Treatment of water of swimming pools and baths) In German. Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin, Germany.

Dmitruk, U. and Dojlido, J. 2007. Haloacetic acids (HAAs) in the central waterworks in warsaw, Poland. (online) Available from: URL: http://www.pjoes.com/pdf/16.1/51-56.pdf. [2012 February 2]

Edzwald, J. K., Becker, W. C. and Wattier, K. L. 1985. Surrogate parameter for monitoring organic matter and THMs precursors. J. Am. Water Works Assoc., 77(4), 122-132.

Florentin, A., Hautemaniere, A. and Philippe, H. 2011. Health effects of disinfection by-products in chlorination swimming pools. International Journal of Hygiene and Environmental Health. 214: 461-469.

Glauner, T., Frimmel, F.H., and Zwiener, C. 2004. Swimming pool water – the required quality and what can be done technologically. GWF Wasser Abwasser (in German). 145, 706-713.

Gopl, K., Tripathy, S.S., Bersillon, J.L. and Dubey, S.P. 2007. Chlorination by-products, their toxicodynamics and removal from drinking water. Journal of Hazardous Materials 140: 1-6.

Golfinopoulos, K. S. and Nikolaou, A. D. 2005. Survey of disinfection by-products in drinking water in Athens, Greece. Desalination, 2005, 176, 13-24.

Hansen, K.M.S., Willach, S., Mosbaek, H., Albrechtsen, H.J. and Andersen, H.R. 2010. Effect of Selection of pH in swimming pools on formation of chlorination by-products. (online) Available from: URL: http://www.pwtag.org. [2012 February 9]

Hamidin, N., Yu, Q.J. and Connell, D.W. 2008. Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. Water Res., 42, 3263-3274.

Hanson M.L. and Solomon K.R. 2004. Haloacetic acids in the aquatic environment. Part II: ecological risk assessment. Environmental Pollution 130: 385-401.

Hansen, K. M. S., Willach, S., Mosbaek, H., Albrechtsen, H. J. and Andersen, H. R.2011. Effect of Selection of pH in swimming pools on formation of chlorination by-products. Proceedings of the4th International Conference-Swimming Pool and Spa, Porto, Portugal, Porto, Portugal,pp.19-24.

Hansen, K.M.S. 2013 . Strategies for chemically healthy public swimming pools. Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.

Hamidin, N., Yu, Q. and Connell, D.W. 2008. Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. Water Research 42: 3263-3274.

Health Canada. 2008. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document Haloacetic Acids water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safey Branc, Health Canada, Ottawa, Ontario.

Heller-Grossman, L., Manka, J., Limoni-Relis, B. and Rebhun, M. 1993. Formation and distribution of haloacetic acids, THM and TOX in chlorination of bromide-rich lake water. Water Research 27 (8), 1323-1331.

Henze, M., 1992. Characterization of wastewater for modeling of activated sludge processes, Wat. Sci. Technol., 25, 1-15.

Hrudey, S.E. 2008. Chlorination Disinfection By-Products (DBPs) in Drinking Water and Public Health in Canada. (online) Available from: URL: http://www.ncceh.ca/sites/default/files/Chlorination_Disinfection_By-Products_2008.pdf. [13 October 2012]

Hsu, C. S., Huang, W. Z. and Wang, H. Y., 2011. Evaluation of disinfection efficiency between sodium hypochlorite and chlorine dioxide on spa water. Sustain. Environ. Res. 21(6), 347-351.

IRIS, Integrated Risk Information System. United States Environmental Protection Agency (EPA), 2010. Office of Research and Development (ORD). (online) Available from: URL: http://www.epa.gov/subst/0045.htm. [13 December 2012].

Judd, S.J., and Black, S.H. 2000. Disinfection by-products formation in swimming pool water: A simple mass balance. Water Research, 34 (5): 1611-1619.

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.

Kanan, A. and Karanfil, T. 2011. Formation of disinfection by-products in indoor swimming pool water the contribution from filling water natural organic matter and swimmer body fluids. Water Res. 45 (2), 926-932.

Kaydos–Daniels, S.C., Beach, M.-J., Shwe, T., Magri, J. and Bixler, D. 2008. Health effects associated with indoor swimming pools: A suspected toxic chloramines exposure. Public Health. 122: 195 – 200.

Kim, J.S., Chung, Y., Shin, D.C., Kim, M. S., Lee, Y., Lim, Y.W. and Lee, D.-H. 2002. Chlorination by-products in surface water treatment process. Desalonation 151: 1-9.

Kim, H., Shim, J., and Lee, S. 2002. Formation of disinfection by-products in chlorination swimming pool water. Chemosphere 46: 123-130.

Kim, H. and Weisel, C.P. 1998. Dermal absorption of dichloro and trichloroacetic acids from chlorinated water. J. Exp. Environmental. Epidemiol. 8, 30-39.

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 Res. 39 (19): 4779-4789.

Kogevinas, M., Villanueva, C. M., Font- Ribera, L., Liviac, D., Bustamante, M., Espinoza, F., Nieuwenhuijsen, M.J., Espinosa, A., Fernandez, P., DeMarini, D.M., Grimalt, J.O., Grummt, T. and Marcos, R. 2010. Genotoxic effects in swimming exposed to disinfection by-products in indoor swimming pools. (online) Available from: URL: http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2974689/pdf/ehp-118-1531.pdf. [18 October 2012]

Kofi, A.D., 2010. Public Health Risk Assessment for Human Exposure to Chemicals. 146-148.

Kogevinas, M., Villanueva, C., Font- Ribera, M., Liviac, D., Bustamante, M., Espinoza, F., Nieuwenhuijsen, M. J., Espinosa, A., Fernandez, P., DeMarini, D.M., Grimalt, J.O., Grummt, T. and Marcos, R. 2010.Genotoxic effects in swimming exposed to disinfection by-products in indoor swimming pools. Environ. Health Perspectives, 18(11)1531-1537.

Kueseng T., Suksaroj C., Suksaroj T., Wattanaghira S. and Musikavong C., 2009. Effect of pH on Dissolved Organic Matter in Raw Water Supply from Sri-Trang Reservoir by Aluminum Coagulation. Proceedings of the8thNational Environmental Conference, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand, pp.1-9. (in Thai)

Kueseng T., 2010. Reduction of Dissolved Organic Matter in Raw water Supply from Sri-Trang Reservoir by Coagulation Process and Ozonation. Master Thesis, Prince of Songkla University. Thailand.

Lee, J., Jun, M.J., Lee, M.H., Lee, M.H., Eom, S.W. and Zoh, K.D. 2010. Production of various disinfection in indoor swimming pool waters treated with different disinfection methods. Environtal Health. 213, 465-474

Liang, L. and Singer, P.C. 2003. Factors influencing the formation and relative distribution of haloacetic acids and trihalomethanes in drinking water. Environmental Science & Technology 37 (13), 2920-2928.

Mallika, Sarisak, S. and Pongsri, P. 2008. Cancer risk assessment from exposure to trihalomethanes in tap water and swimming pool water. Journal of Environmental Science. 20: 372–37

Mareenee, D., Suksaroj, T. and Rattanpan, C. 2011. Health Risk from Exposure to Trihalomethans in Swimming pools. Journal of Public health and Development, 9 (2), 209-221. (in Thai)

Mood, E.W., 1953. Development and application of high-free residual chlorination in the treatment of swimming pool water. Am. J. Public Health Nations Health. 43 (10): 1258-1264.

Munsin, T.1999. Water supply Engineering. 2nd Edn, Chulalongkorn University Press, Bangkok, pp. 30-40. (in Thai)

Musikavong, C., Wattanachira, S., and Phumpaisanchai, A. 2007. Fluorescent Excitation-Emission Matrix Peak Intensity Applied for Evaluating DOC and THMFP Reductions of Reservoir waters by Alum Coagulation. The Proceeding of the Fifth International Symposium on Southeast Asian Water Environment, Chiang Mail, Thailand, on November 7-9.

Musikavong, C., Inthanuchit, K. and Srimuang, K., 2013. Reduction of fractionated dissolved organic matter and their trihalomethane formation potential with enhanced coagulation. Science Asia, 39, 56–66.

Nemery, B., Hoet, P.H.M. and Nowak, D. 2002. Indoor swimming pools, water chlorination and reapiratory health. European Respiratory Journal 19: 790-793.

Nissinen, T.K., Miettinen, I.T., Martikainen, P.J. and Vartiainen, T. 2002. Disinfection by-products in finish dringing water. (online) Available from: URL: http://144.206.159.178/ft/166/63532/1077585.pdf. [7 August 2012]

Nikolaou, A., Golfinopoulos, S., Kostopoulou, M. and Lekkas, T. 2002a. Determination of haloacetic acids in water by acidic methanol esterification–GC–ECD method. Water Res. 36: 1089–1094

Nikolaou, A.D., Lekkas, T.D., and Folfinopoulos, S.K. 2004b. Kinetics of the formation and decomposition of chlorination by-products in surface waters. Chemical Engineering Journal. 100: 139-148.

Nikolaou, A.D., Golfinopoulos, S.K., Lekkas, T.D., and Arhonditsis, G. 2004. Factors affecting the formation of organic by-products during water chlorination: a bench-scale study. Water Air Soil Pollut. 159: 357-371.

Panyakapo, M., Soontornchai, S. and Paopuree, P. 2008. Cancer risk assessment from exposure to trihalomethanes in tap water and swimming pool water.J Environ Sci, 20 (3), 372-378.

Plewa, M.J., Simmons, J.E., Richardson, S.D. and Wagner, E.D. 2010. Mammalian cell cytotoxicity and genotoxicity of the haloacetic acids, a major class of drinking water disinfection by-products. Environ. Mol. Mutagen. 51: 871-878.

RAIS. 2009. Risk Assessment Information System. (online) Available from: URL: http://rais.ornl.gov/homepage/rap_docs.shtml. [18 October 2012]

Richardson, S.D., 2010. Environmental mass spectrometry: emerging contaminants and current issues. Anal. Chem. 82 (12): 4724-4774.

Richardson, S.D., Demarini, D.M., Kogevinas, M., Fernandez, P., Marco, E., Lourencetti, C., Villanueva, C.M., 2010. What's in the pool? A comprehensive identification of disinfection by-products and assessment of mutagenicity of chlorinated and brominated swimming pool water. Environmental Health Perspectives, 1523-1530.

Righi, E., Fantuzzi, G., Predieri, G. and Aggazzotti, G. 2014. Bromate, Chlorite, Chlorate, Haloacetic acids, and Trihalomethanes Occurrence in Indoor Swimming Pool Waters in Italy. Microchemical Journal, 113: 23-29.

Rook J.J. (1974). Formation of haloform during chlorination of natural waters. Journal of the Society for Treatment Examination. 23: 234-243

Seux, R., 1988. Evolution de la pollution apportee par les baigneurs dans les eaux de piscines sous l'action du chlore. J. Fr. Hydrol. 19 (2): 151-168.

Simard, S., Tardif, R., and Rodriguez, M.J. 2013. Variability of chlorination by-product occurrence in water of indoor and outdoor swimming pools. Water Res. 47:1763-1772.

Singer, P.C., 1993. Trihalomethanes and Other By-Products Formed by Chlorination of Drinking Water, Keeping Pace with Science and Engineering, 141-164.

Sulaymon, A. H., Ali, A. M. and Al-Naseri, S. K.2009. Natural organic matter from Tigris River water in Baghdad Iraq. Desalination, 245, 155-168.

Sumnuk, C., Supawadee, J., Jantana, A. and Supannee, S.2005. Risk factors assessment to identify dental erosion among swimmers. Thailand Journal of Health Promotion and Environmental Health, (in Thai) URL: http://advisor1.anamai.moph.go.th/282/28206.pdf. 28(2), 50-58.

Srinivasan, K., Lin, R., Pohl, C., Corporation, D., Sunnyvale, C.A. and USA. 2008. Evaluation of Various Anion-Exchange Chemistries for the analysis of trace concentrations of haloacetic acids in drinking water using ion chromatography and suppressed conductivity detection. (online) Available from: URL: http://www.dionex.com/en-us/webdocs/68679-LPN-2124-01-HAA.pdf. [4 September 2012]

Teo, T.L.L., Coleman, H.M. and Khan, S.J. 2015. Chemical contaminants in swimming pools: Occurrence, implications and control. Environmental International. 76: 16–31

Thacker, N.P., and Nitnaware, V. 2003. Factors influencing formation of trihalomethanes in swimming pool water. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 71: 633-640.

USEPA. 1991. Risk assessment guidance for superfund-Vol. I, Part B. Washington, DC: US Environmental Protection Agency. EPA/540/R-92/003.

USEPA. 1995. Method 552.2: Determination of Haloacetic Acid and Dalapon in Drinking Water by Liquid-Lquid Extraction, Derivatization, and Gas Chromatography with Electron Capture Detection. Method for the Determination of Organic Compounds in Drinking Water. Supplement III, EPA-600/R-95-131

USEPA. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund Volumn I: Human Health Evaluation Manual (Part A). Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002.

USEPA. 1998a. 40 CFR Parts 9, 141, and 142. Disinfectants and Disinfection By-products; Final Ruls. National Primary Drinking Water Regulations, Federal Register. 63:69389-69476.

USEPA. 2001. Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule. The United States Environmental ProtectionAgency, Office of Water (4607), EPA 816-F-01-014 June,

USEPA. 2009. Exposure Factors Handbook (online) Available from: http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=209866. (18 November 2012)

USEPA. 2009a. Integrated Risk Information System (electronic data base). U.S. Environmental Protectio Agency. Washiington DC. Available from: URL: http://www.epa.gov/iris. [18 November].

Wang, W., Ye, B., Yang, L., Li, Y. and Wang, Y. 2007. Risk assessment on disinfection by-products of drinking water of different water sources and disinfection processes. Environmental International 33: 219–225.

Weisel, C.P., Richardson, S.D., Nemery, B., Aggazzotti, G., Baraldi, E., Blatchley, E.R., III, Blount, B.C., Carlsen, K.H., Eggleston, P.A., Frimmel, F.H., Goodman, M., Gordon, G., Grinshpun, S.A., Heederik, D., Kogevinas, M., LaKind, J.s., Nieuwenhuijsen, M.J., Piper, F.C., and Sattar, S.A. 2009. Childhood asthma and environmental exposures at swimming pools: state of the science and research recommendations. Environmental Health Perspectives. 117 (4): 500-507.

Wichaya, R. 2003. Effect of Trichloroisocyanuric Acid Disinfectand Filled in Swimming Pool Water. Master Thesis. King Mongkut's Institute of Technology, Thailand.

World Health Organization. 2004. Brominated Acetic acids in Drinking water. (online) Available from: URL: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/brominatedaceticacids.pdf. [27 February 2012]

World Health Organization. 2004. Dichloroacetic Acetic acids in Drinking water. (online) Available from: URL: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/dichloroaceticacid0505.pdf. [24 February 2012]

World Health Organization. 2004. Monochloroacids in Drinking-water. (online) Available from: URL: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/monochloroaceticacid.pdf. [24 February 2012]

World Health Organization. 2004. Trichloroacetic acids in Drinking-water. (online) Available from: URL: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/trichloroaceticacid.pdf. [24 February 2012]

WHO, 2006. Guidelines for Safe Recrestional Waters. Volume2. Swimming Pools and Similar Recreational-water Environments. WHO, Geneve,p. 118.

Zhang, J.Z., Yu, J.W., An, W., Liu, J., Wang, Y.J., Chen, Y.J., Tai, J. and Yang, M. 2011. Characterization of disinfection by-product formation potential in 13 source waters in China. Journal of Environmental Science. 23(2): 183-188

Zhou, H., Zhang, X. J. and Wang, Z. S. 2004. Occurrence of haloacetic acid in drinking water in certain cities of china. Biomedical and environmental sciences. 17: 299-308.

Zwiener, C., Richardson, S.D., De Marini, D.M., Grummt, T., Glauner, T., and Frimmel, F.H. 2007. Drowning in disinfection by-products: assessing swimming pool water. Environmental Science and Technology, 41 (2): 363-372.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

แบบสอบถามการใช้สระว่ายน้ำมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ และสระว่ายน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

แบบสอบถามสำหรับผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ

เนื่องด้วยข้าพเจ้า นางสาวพิมพ์ใจ ไกรศิลป์ นักศึกษาปริญญาโท สาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ กำลังดำเนินงานวิจัยในหัวข้อ การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารกลุ่มฮาโลอะซิติกแอซิด (HAAs) ในสระว่ายน้ำ โดยมี วัตถุประสงค์ ดังนี้

1. เพื่อศึกษาปริมาณและปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ

2. เพื่อประเมินความเสี่ยงในการเกิดโรคมะเร็งและความเป็นอันตรายจากการสัมผัสสารกลุ่ม HAAs ในสระว่ายน้ำ

โดยแบบสอบถามแบ่งออกเป็น 3 ส่วน ได้แก่

ส่วนที่ 1 : แบบสอบถามข้อมูลทั่วไป

ส่วนที่ 2 : ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ

ส่วนที่ 3 : ข้อมูลด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ

ข้อมูลจากแบบสอบถามเป็นส่วนหนึ่งของการนำมาใช้ในการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพ ซึ่งประกอบด้วยประเด็นด้านการใช้บริการสระว่ายน้ำ พฤติกรรมและสุขภาพของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ

ข้อมูลที่ได้จากการตอบแบบสอบถาม จะนำไปใช้เพื่อประโยชน์ในการศึกษาวิทยานิพนธ์เพียงอย่างเดียว และข้อมูลของท่านจะถูกเก็บเป็นความลับ

จึงใคร่ขอความร่วมมือจากผู้เข้าใช้บริการสระว่ายน้ำในการตอบแบบสอบถามทุกข้อตามความเป็นจริง

ผู้วิจัยหวังเป็นอย่างยิ่งว่าจะได้รับความร่วมมือจากทุกท่านเป็นอย่างดียิ่งและขอขอบคุณมา ณ. โอกาสนี้

(นางสาวพิมพ์ใจ ไกรศิลป์)
นักศึกษาหลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่

ส่วนที่ 1 : ข้อมูลทั่วไปของผู้ให้ข้อมูล

1. เพศ

☐ หญิง ☐ ชาย

2. อายุ

☐ ต่ำกว่า 6 ปี ☐ 31 – 60 ปี

☐ 6 – 11 ปี ☐ มากกว่า 61 ปี ขึ้นไป

☐ 12 – 30 ปี

3. น้ำหนักตัว ……..…กิโลกรัม

4. ส่วนสูง ..... เซ็นติเมตร

ส่วนที่ 2 : ข้อมูลการใช้บริการสระว่ายน้ำ

1. ความถี่ในการว่ายน้ำ

☐ ทุกวัน

☐ ไม่ทุกวัน (โปรดระบุ).....ครั้ง/เดือน

2. ส่วนใหญ่ท่านว่ายน้ำบริเวณส่วนใดของสระว่ายน้ำ

☐ ฝั่งตื้น

☐ ฝั่งลึก

☐ ทั่วทั้งบริเวณสระว่ายน้ำ

3. เดือนไหนที่ท่านมาใช้บริการสระว่ายน้ำบ่อยที่สุด

เดือน.....

4. ระยะเวลาในการว่ายน้ำแต่ละครั้งโดยประมาณ

ระบุเวลา ..... นาที

5. ช่วงเวลาในการใช้บริการสระว่ายน้ำแต่ละครั้งที่มาว่ายน้ำ

ตั้งแต่ .....ถึง.....นาที

ส่วนที่ 3 : ด้านพฤติกรรมและสภาวะสุขภาพของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ

1. ท่านใช้ผลิตภัณฑ์บำรุงผิวก่อนลงสระว่ายน้ำบ่อยหรือไม่

☐ ใช้ ระบุ..... ☐ ไม่ใช้

2. ท่านชำระล้างร่างกายก่อนลงสระว่ายน้ำบ่อยหรือไม่

☐ บ่อย ☐ บางครั้ง

☐ ไม่เคย

3. ท่านชำระล้างร่างกายหลังจากว่ายน้ำทันทีบ่อยหรือไม่

☐ บ่อย ☐ บางครั้ง

☐ ไม่เคย

4. ท่านเคยปัสสาวะลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยหรือไม่

☐ บ่อย ☐ บางครั้ง

☐ ไม่เคย

5. ท่านเคยบ้วนน้ำลายลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อบหรือไม่

☐ บ่อย ☐ บางครั้ง

☐ ไม่เคย

6. ท่านเคยสั่งน้ำมูกลงในสระว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยหรือไม่

☐ บ่อย ☐ บางครั้ง

☐ ไม่เคย

7. ท่านทำความสะอาดชุดว่ายน้ำบ่อยหรือไม่

☐ ทุกวัน ☐ วันเว้นวัน

☐ 2 วันครั้ง ☐ สามวันขึ้นไป

8. ส่วนใหญ่ท่านสวมใส่ชุดว่ายน้ำแบบใด (ตอบได้มากกว่า 1 ข้อ)

☐ ชุดว่ายน้ำแขนและขายาวเต็มตัว

☐ ชุดว่ายน้ำแขนและขาสั้นเต็มตัว

☐ ชุดว่ายน้ำแขนสั้น – กางเกงขายาวเต็มตัว

☐ ชุดว่ายน้ำแขนยาว – กางเกงขาสั้นเต็มตัว

☐ อื่นๆ (โปรดระบุ).....

9. ท่านสวมใส่แว่นตาสำหรับว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยหรือไม่

☐ บ่อย ☐ บางครั้ง

☐ ไม่เคยสวมใส่

10. ท่านสวมใส่หมวกสำหรับว่ายน้ำขณะว่ายน้ำบ่อยหรือไม่

☐ บ่อย ☐ บางครั้ง

☐ ไม่เคยสวมใส

11. หลังจากว่ายน้ำท่านเคยเกิดอาการที่ไม่พึงประสงค์เหล่านี้หรือไม่ (ตอบได้มากกว่า 1 ข้อ)

☐ ผมแห้ง ☐ ท้องร่วง
☐ ผิวหนังแห้ง คล้ำ ☐ ตุ่มที่เท้า
☐ ผื่นแดงตามผิวหนัง ☐ หูอักเสบ
☐ เป็นหวัด ☐ การระคายเคืองผิวหนัง
☐ เจ็บคอ ☐ การระคายเคืองดวงตา
☐ น้ำมูกไหล ☐ ไม่เคยเป็น
☐ อื่นๆ (โปรดระบุ).....

12. ท่านมีโรคประจำตัวหรือไม่

☐ มี ระบุ ..... ☐ ไม่มี

13. ท่านเคยใช้บริการสระว่ายน้ำ ในขณะที่เป็นโรคเหล่านี้หรือไม่

☐ โรคตาแดง ☐ โรคผิวหนัง
☐ หูน้ำหนวก ☐ ไม่เคย
☐ โรคอื่นๆ (โปรดระบุ).....

14. ท่านพบเห็นปัญหาด้านสีของน้ำในสระว่ายน้ำอย่างไรบ้าง

☐ น้ำมีสีเขียว ☐ ในน้ำมีตะกอน
☐ น้ำมีสีขุ่น ☐ น้ำมีกลิ่นคลอรีนฉุนมาก
☐ อื่นๆ (โปรดระบุ).....

15. ในรอบ 1 ปีที่ผ่านมา ท่านเคยจมน้ำในขณะว่ายน้ำหรือไม่

ระบุจำนวน.....กี่ครั้ง

16. ในรอบ 1 ปีที่ผ่านมาในเวลาที่ว่ายน้ำ ท่านเคยกลืนกินน้ำขณะว่ายน้ำหรือไม่

ระบุจำนวน.....กี่ครั้ง

17. ระยะเวลาของการชำระล้างร่างกายก่อนลงสระว่ายน้ำ ใช้เวลานานเท่าไร

เวลา.....นาที

18. ระยะเวลาของการชำระล้างร่างกายหลังขึ้นจากสระว่ายน้ำ ใช้เวลานานเท่าไร

เวลา .....นาที

19. ข้อคิดเห็นและข้อเสนอแนะ

19.1 ท่านต้องการเสนอแนะเพื่อให้ผู้รับผิดชอบสระว่ายน้ำ แก้ไขปัญหาหรือปรับปรุงสระว่ายน้ำอย่างไรบ้าง.....

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล นางสาวพิมพ์ใจ ไกรศิลป์

รหัสประจำตัวนักศึกษา 5410920011

วุฒิการศึกษา

วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตรบัณฑิต (วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม)	มหาวิทยาลัยราชภัฏภูเก็ต	2553

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

1. ทุนสนับสนุนการวิจัยบัณฑิตวิทยาลัย คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

2. การนำเสนอผลงานในที่ประชุมวิชาการและมีการพิมพ์รูปเล่ม (Oral presentation)

Kraisin, P., Suksaroj, C., Rattanapan and Suksaroj, T. (2015). Haloacetic Acids in Semi-indoor Swimming pools. The 30th International Conference on Interdisciplinary Research and Development (ICIRD 2015), 29-30 October 2015, Maejo University, Chiang Mai, Thailand.