

ชื่อวิทยานิพนธ์ การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ  
 ชื่อผู้เขียน นางสาวมารีณี โค  
 สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม  
 ปีการศึกษา 2554

### บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง และประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านระบบทางเดินอาหารและทางผิวหนังจากการว่ายน้ำ โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำทั้งหมด 94 ตัวอย่าง ในสระว่ายน้ำของสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา ซึ่งมีจำนวนผู้ใช้บริการ 800 คนต่อเดือน โดยสระว่ายน้ำดังกล่าวเป็นสระกลางแจ้งที่มีระบบบำบัดน้ำแบบไหลล้นและใช้การหมุนเวียนน้ำ จากผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำพบว่า มีค่าสารอินทรีย์ละลายน้ำอยู่ในช่วง 34.30-44.83  $\mu\text{g/L}$  ค่า UV-254 อยู่ในช่วง 0.006-0.027 ( $\text{cm}^{-1}$ ) คลอริเนอสิส อยู่ในช่วง 3.52-9.8 ค่าฟิเอช อยู่ในช่วง 6.91-7.85 และความขุ่นตรวจวัดได้ในช่วง 0.06-0.20 NTU นอกจากนี้จากการตรวจวัดสารตกค้างจากการทำปฏิกิริยาของคลอรีนและสารอินทรีย์ละลายน้ำ สามารถตรวจพบสารไตรฮาโลมีเทนทั้งหมด คลอโรฟอร์ม และโบรโมไดคลอโรมีเทน ในช่วง 37.11-155.26  $\mu\text{g/L}$  34.86-150.35  $\mu\text{g/L}$  และ 0.48-11.29  $\mu\text{g/L}$  ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานน้ำประปาของ USEPA พบว่าบางตัวอย่างมีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐาน จากนั้นจึงทำการเก็บรวบรวมข้อมูลพฤติกรรมของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำจำนวน 150 คน พบว่า กลุ่มตัวอย่างมีความถี่ของการว่ายน้ำสูงสุด 5 ครั้งต่อสัปดาห์ หรือ 240 ครั้งต่อปี และระยะเวลาการว่ายน้ำสูงสุด 1.30 ชั่วโมงต่อครั้ง จากการศึกษาในส่วนต้นจึงนำผลการศึกษามาประเมินความเสี่ยงทั้งหมดในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนของผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก ผ่านทางเดินอาหารและทางผิวหนังจากการว่ายน้ำ โดยเป็นการประเมินความเสี่ยงกรณีร้ายแรงที่สุด (worst case scenario) พบว่า ค่าความเสี่ยงทั้งหมดในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนที่ระดับความเข้มข้นเฉลี่ย มีค่าเท่ากับ  $6.31 \times 10^{-7}$   $6.82 \times 10^{-7}$  และ  $2.48 \times 10^{-7}$  และเมื่อประเมินความเสี่ยงทั้งหมดในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุด พบว่า มีค่าความเสี่ยงทั้งหมดในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนเท่ากับ  $1.34 \times 10^{-6}$   $1.44 \times 10^{-6}$  และ  $5.22 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงค่าที่ยอมรับได้ตามที่ USEPA กำหนดไว้คือ  $10^{-6}$ – $10^{-4}$  โดยทุกกลุ่มมีความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านการได้รับ

สารทางผิวหนังมากที่สุด สำหรับความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านระบบทางเดินอาหารและการได้รับสัมผัสทางผิวหนังจากการว่ายน้ำที่ระดับความเข้มข้นเฉลี่ยของผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก มีค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนเท่ากับ  $1.56 \times 10^{-2}$ ,  $1.66 \times 10^{-2}$  และ  $2.91 \times 10^{-2}$  ตามลำดับ และเมื่อประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ  $3.45 \times 10^{-2}$ ,  $3.69 \times 10^{-2}$  และ  $6.48 \times 10^{-2}$  ตามลำดับ ซึ่งเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้ตามที่ USEPA กำหนดไว้คือค่าความเสี่ยงไม่เกิน 1 โดยทุกกลุ่มมีความเสี่ยงจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านการได้รับสัมผัสทางผิวหนังมากที่สุด ผลการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตและที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้สามารถนำมาพิจารณาแนวทางเพื่อลดความเสี่ยงการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำโดยเลือกวิธีการบำบัดน้ำที่สามารถกำจัดสารไตรฮาโลมีเทนและสารอินทรีย์ในน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพในส่วนผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำควรลดความถี่และระยะเวลาการว่ายน้ำเพื่อลดความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำต่อไป

**คำสำคัญ** สระว่ายน้ำ สารไตรฮาโลมีเทน ความเสี่ยงทางสุขภาพ

<b>Thesis Title</b>	Health Risk Assessment of Trihalomethane Exposure in a Swimming Pool
<b>Author</b>	Miss Mareenee Do
<b>Major Program</b>	Environmental Management
<b>Academic Year</b>	2011

### ABSTRACT

The purposes of this study were to determine the total trihalomethane concentration in outdoor swimming and evaluate the lifetime cancer risk associated with oral ingestion and dermal adsorption exposure in swimming pool. Ninety-four water samples were collected from outdoor swimming pool of Institute of Physical Education Yala, Thailand. This swimming pool use the over flow system for water treatment and serve the 800 persons/month. The results of water sample analysis showed that this swimming pool water contained 34.30-44.83  $\mu\text{g/L}$  of dissolved organic carbon concentration, 0.006-0.027 ( $\text{cm}^{-1}$ ) of UV-254, 3.52-9.8  $\text{mg/L}$  of free residual chlorine concentration, 6.91-7.85 of pH, and 0.06-0.20 NTU of turbidity concentration. Furthermore, the concentration of disinfection by-products from chlorination including total trihalomethane (TTHMs), chloroform and bromodichloromethane in water sample were 37.11-155.26  $\mu\text{g/L}$ , 34.86-150.35  $\mu\text{g/L}$  and 0.48-11.29  $\mu\text{g/L}$ , respectively. Comparing the THMs concentrations detected in the swimming pool sample with the standard values (USEPA drinking water guideline), some sample were slightly higher than the standard. Then the frequency and duration of swimming among 150 non-competitive swimmers were collected by questionnaire. The highest frequency and duration of swimming among non-competitive swimmers were 5 times/week or 240 times/year and 1.30 hours/times, respectively.

The lifetime cancer risk from trihalomethane exposure in swimming pool was assessed in the worst case scenario. The results showed that the lifetime cancer risks from oral ingestion and dermal exposure with the average trihalomethane concentration among adult-male, adult-female and child were  $6.31 \times 10^{-7}$ ,  $6.82 \times 10^{-7}$  and  $2.48 \times 10^{-7}$ , respectively. In the case of the maximum concentration found that the lifetime cancer risks among adult-males, adult-females and child were  $1.34 \times 10^{-6}$ ,  $1.44 \times 10^{-6}$  and  $5.22 \times 10^{-7}$ , respectively. These results recommended that the lifetime cancer risk among adult-males and adult-females were in acceptable level defined by USEPA, which is the range of  $10^{-6}$ – $10^{-4}$ . Besides, the highest lifetime cancer risks exposure of

trihalomethane among all groups found in the dermal adsorption. For the results of the non-carcinogenic risk assessment showed that the non-carcinogenic risks from oral ingestion and dermal exposure with the average concentration of trihalomethanes among adult-males, adult-females and child were  $1.56 \times 10^{-2}$ ,  $1.66 \times 10^{-2}$  and  $2.91 \times 10^{-2}$ , respectively. In the case of the maximum concentration found that the non-carcinogenic risk among adult-males, adult-females and child were  $3.45 \times 10^{-2}$ ,  $3.69 \times 10^{-2}$  and  $6.48 \times 10^{-2}$ , respectively. These results recommended that the non-carcinogenic risk among adult-males, adult-females and child were lower than the maximum acceptable risk value defined by USEPA, which is 1. In addition, the highest non-carcinogenic risks from exposure of trihalomethane among all groups was found from the dermal adsorption as same as the result of the lifetime cancer risk assessment.

The results of the lifetime cancer and non-carcinogenic risk assessment from exposure of trihalomethane in swimming pool concerned the way for reducing the trihalomethane exposure by choosing the effectively suitable water treatment method to remove the trihalomethane and organic matter. Moreover, swimmers should be decreased the frequency and duration of swimming for reducing the health risk from exposure of trihalomethane in swimming pool.

**Keywords:** Swimming pool, Trihalomethane, Health risk assessment

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก  
แบบสอบถามการใช้สระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา

แบบสอบถามการใช้สระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา

**ส่วนที่ 1 ข้อมูลทั่วไป**

1. เพศ  ชาย  หญิง
2. อายุ  6-12 ปี  12-30 ปี  
 30-60 ปี  มากกว่า 60 ปีขึ้นไป
3. ระดับการศึกษา  มัธยมศึกษา  อนุปริญญาหรือเทียบเท่า  
 ปริญญาตรี  สูงกว่าปริญญาตรี  
 อื่นๆ โปรดระบุ.....
4. อาชีพ  นักเรียน /นักศึกษา  ข้าราชการ/ พนักงานรัฐวิสาหกิจ  
 พนักงานของรัฐ  พนักงานเอกชน  
 เจ้าของกิจการส่วนตัว  รับจ้างทั่วไป  อื่นๆ โปรดระบุ.....

**ส่วนที่ 2 ข้อมูลการใช้สระว่ายน้ำ**

1. ความถี่ของการใช้สระว่ายน้ำ  1 ครั้งต่อสัปดาห์  2 ครั้งต่อสัปดาห์  
 3 ครั้งต่อสัปดาห์  4 ครั้งต่อสัปดาห์  
 5 ครั้งต่อสัปดาห์
2. ระยะเวลาที่ใช้สระว่ายน้ำในแต่ละครั้ง  30 นาที  45 นาที  1.00 ชั่วโมง  
 1 ชั่วโมง 30 นาที  2 ชั่วโมง  
 มากกว่า 2 ชั่วโมง โปรดระบุ.....
3. ช่วงเวลาในการใช้สระว่ายน้ำ  เวลา 16.00-18.00น.  เวลา 18.00- 20.00 น.

**ส่วนที่ 3 ข้อมูลการปฏิบัติตนในการใช้บริการสระว่ายน้ำ**

ข้อมูลการปฏิบัติตน	มี	ไม่มี
ผู้ใช้บริการชำระร่างกายก่อนและหลังใช้สระว่ายน้ำ		
ผู้ใช้บริการบ้วนน้ำลาย เสมหะ น้ำมูก และถ่ายปัสสาวะลงในสระว่ายน้ำ		
ผู้ใช้บริการสวมชุดว่ายน้ำที่สะอาดในการลงใช้สระว่ายน้ำ		
ผู้ใช้บริการมีการทาครีมทาผิว ก่อนลงใช้สระว่ายน้ำ		
ผู้ใช้บริการมีการกลืนน้ำสระว่ายน้ำ		
ลักษณะชุดว่ายน้ำ <input type="radio"/> ชุดว่ายน้ำแขนและขายาวเต็มตัว <input type="radio"/> ชุดแขนสั้นและขาสั้นเต็มตัว <input type="radio"/> กางเกงว่ายน้ำขาสั้น <input type="radio"/> กางเกงว่ายน้ำขายาว <input type="radio"/> อื่นๆ โปรดระบุ..... <input type="radio"/> แว่นตาสำหรับว่ายน้ำ <input type="radio"/> หมวกว่ายน้ำ		

**ภาคผนวก ข**

ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำ  
ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำ

ตารางที่ ข-1 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	$1.68 \times 10^{-5}$	$1.02 \times 10^{-7}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	$1.26 \times 10^{-6}$	$7.82 \times 10^{-8}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข - 2 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.021	1.30	240	30	68.9	25550	$7.5 \times 10^{-6}$	$4.58 \times 10^{-8}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.00579	0.021	1.30	240	30	68.9	25550	$6.46 \times 10^{-7}$	$4.01 \times 10^{-8}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-3 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.021	1.3	240	30	57.4	25550	$2.02 \times 10^{-5}$	$1.23 \times 10^{-7}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.021	1.3	240	30	57.4	25550	$1.51 \times 10^{-6}$	$9.38 \times 10^{-8}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-4 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.021	1.30	240	30	57.4	25550	$9.01 \times 10^{-6}$	$5.49 \times 10^{-8}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.00579	0.021	1.30	240	30	57.4	25550	$7.76 \times 10^{-7}$	$4.81 \times 10^{-8}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	25550	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-5 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของเด็ก  
การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.049	1.3	240	6	29	25550	$1.86 \times 10^{-5}$	$1.14 \times 10^{-7}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.049	1.3	240	6	29	25550	$1.40 \times 10^{-6}$	$8.67 \times 10^{-8}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.049	1.3	240	6	29	25550	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.049	1.3	240	6	29	25550	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-6 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของเด็ก  
การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	Cancer risk
กลอโรฟอร์ม	0.06720	0.049	1.30	240	6	29	25550	$8.32 \times 10^{-6}$	$5.07 \times 10^{-8}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.00579	0.049	1.30	240	6	29	25550	$7.17 \times 10^{-7}$	$4.44 \times 10^{-8}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.049	1.3	240	6	29	25550	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.049	1.3	240	6	29	25550	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-7 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสทางผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.0089	17900	1.3	240	30	68.9	25550	0.001	1.27x 10 <sup>-4</sup>	7.77 x10 <sup>-7</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.0058	17900	1.3	240	30	68.9	25550	0.001	6.23x 10 <sup>-6</sup>	3.86 x10 <sup>-7</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	17900	1.3	240	30	68.9	25550	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	17900	1.3	240	30	68.9	25550	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-8 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสทางผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.0089	17900	1.3	240	30	68.9	25550	0.001	5.69x 10 <sup>-5</sup>	3.47 x10 <sup>-7</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.00579	0.0058	17900	1.3	240	30	68.9	25550	0.001	3.20x 10 <sup>-6</sup>	1.98 x10 <sup>-7</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	17900	1.3	240	30	68.9	25550	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	17900	1.3	240	30	68.9	25550	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-9 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสทางผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.0089	15700	1.3	240	30	57.4	25550	0.001	1.34x 10 <sup>-4</sup>	8.12 x10 <sup>-7</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.0058	15700	1.3	240	30	57.4	25550	0.001	6.56x 10 <sup>-6</sup>	4.07 x10 <sup>-7</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	15700	1.3	240	30	57.4	25550	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	15700	1.3	240	30	57.4	25550	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-10 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสทางผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.0089	15700	1.3	240	30	57.4	25550	0.001	5.99 x 10 <sup>-5</sup>	3.66 x 10 <sup>-7</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.0059	0.0058	15700	1.3	240	30	57.4	25550	0.001	3.43x 10 <sup>-6</sup>	2.13 x 10 <sup>-7</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	15700	1.3	240	30	57.4	25550	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	15700	1.3	240	30	57.4	25550	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-11 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสทางผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของเด็ก การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.0089	10470	1.3	240	6	29	25550	0.001	3.54x10 <sup>-5</sup>	2.16 x10 <sup>-7</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.0058	10470	1.3	240	6	29	25550	0.001	1.73x10 <sup>-6</sup>	1.07 x10 <sup>-7</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	10470	1.3	240	6	29	25550	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	10470	1.3	240	6	29	25550	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-12 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสทางผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของเด็ก การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	Cancer risk
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.0089	10470	1.3	240	6	29	25550	0.001	1.58 x10 <sup>-5</sup>	9.65 x10 <sup>-8</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.0059	0.0058	10470	1.3	240	6	29	25550	0.001	9.05x10 <sup>-7</sup>	5.61 x10 <sup>-8</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	10470	1.3	240	6	29	25550	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	10470	1.3	240	6	29	25550	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม "ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)"

ตารางที่ ข-13 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.021	1.3	240	30	68.9	10950	$3.92 \times 10^{-5}$	$3.92 \times 10^{-3}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.021	1.3	240	30	68.9	10950	$2.94 \times 10^{-6}$	$1.47 \times 10^{-4}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	10950	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	10950	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข - 14 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางเดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.021	1.30	240	30	68.9	10950	$1.75 \times 10^{-5}$	$1.75 \times 10^{-3}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.00579	0.021	1.30	240	30	68.9	10950	$1.51 \times 10^{-6}$	$7.54 \times 10^{-5}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	10950	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.021	1.3	240	30	68.9	10950	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข- 15 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.021	1.3	240	30	57.4	10950	$4.70 \times 10^{-5}$	$4.70 \times 10^{-3}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.021	1.3	240	30	57.4	10950	$3.53 \times 10^{-6}$	$1.77 \times 10^{-4}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.021	1.3	240	30	57.4	10950	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.021	1.3	240	30	57.4	10950	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-16 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.021	1.30	240	30	57.4	10950	$2.10 \times 10^{-5}$	$2.10 \times 10^{-3}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.00579	0.021	1.30	240	30	57.4	10950	$1.81 \times 10^{-6}$	$9.05 \times 10^{-5}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.021	1.30	240	30	57.4	10950	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.021	1.30	240	30	57.4	10950	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-17 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของเด็ก การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.049	1.3	240	6	29	2190	$2.17 \times 10^{-4}$	$2.17 \times 10^{-2}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.049	1.3	240	6	29	2190	$1.63 \times 10^{-5}$	$8.15 \times 10^{-4}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.049	1.3	240	6	29	2190	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.049	1.3	240	6	29	2190	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-18 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับผ่านทางดินอาหารกรณีการว่ายน้ำของเด็ก การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	CR (L/hr)	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CDI (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.049	1.3	240	6	29	2190	$9.71 \times 10^{-5}$	$9.71 \times 10^{-3}$
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.0059	0.049	1.3	240	6	29	2190	$8.52 \times 10^{-6}$	$4.26 \times 10^{-4}$
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.049	1.3	240	6	29	2190	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.049	1.3	240	6	29	2190	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-19 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.0089	17900	1.3	240	30	68.9	10950	0.001	2.97 x10 <sup>-4</sup>	2.97 x10 <sup>-2</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.0058	17900	1.3	240	30	68.9	10950	0.001	1.45 x10 <sup>-5</sup>	7.27 x10 <sup>-4</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	17900	1.3	240	30	68.9	10950	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	17900	1.3	240	30	68.9	10950	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข- 20 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.0089	17900	1.3	240	30	68.9	10950	0.001	1.33 x10 <sup>-4</sup>	1.33 x10 <sup>-2</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.0059	0.0058	17900	1.3	240	30	68.9	10950	0.001	7.60 x10 <sup>-6</sup>	3.80 x10 <sup>-4</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	N.D.	0.0039	17900	1.3	240	30	68.9	10950	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	N.D.	0.0026	17900	1.3	240	30	68.9	10950	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-21 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.0089	15700	1.3	240	30	57.4	10950	0.001	3.13 x10 <sup>-4</sup>	3.13 x10 <sup>-2</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.0058	15700	1.3	240	30	57.4	10950	0.001	1.53 x10 <sup>-5</sup>	7.65 x10 <sup>-4</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	15700	1.3	240	30	57.4	10950	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	15700	1.3	240	30	57.4	10950	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-22 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.0089	15700	1.3	240	30	57.4	10950	0.001	1.40 x10 <sup>-4</sup>	1.40 x10 <sup>-2</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.0059	0.0058	15700	1.3	240	30	57.4	10950	0.001	8.00 x10 <sup>-6</sup>	4.00 x10 <sup>-4</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	15700	1.3	240	30	57.4	10950	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	15700	1.3	240	30	57.4	10950	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม "ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)"

ตารางที่ ข-23 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของเด็ก การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.15035	0.0089	10470	1.3	240	6	29	2190	0.001	4.13 x10 <sup>-4</sup>	4.13 x10 <sup>-2</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.01129	0.0058	10470	1.3	240	6	29	2190	0.001	2.02 x10 <sup>-5</sup>	1.01 x10 <sup>-3</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	10470	1.3	240	6	29	2190	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	10470	1.3	240	6	29	2190	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)

ตารางที่ ข-24 ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของเด็ก การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

ชนิดสาร	CW (mg/L)	PC (cm/hr)	SA (cm <sup>2</sup> )	ET (hr/day)	EF (day/year)	ED (year)	BW (kg)	AT (day)	CF L/cm <sup>3</sup>	AD (mg/kg.day)	HQ
คลอโรฟอร์ม	0.06720	0.0089	10470	1.3	240	6	29	2190	0.001	1.85 x10 <sup>-4</sup>	1.85 x10 <sup>-2</sup>
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.0059	0.0058	10470	1.3	240	6	29	2190	0.001	1.06 x10 <sup>-5</sup>	5.28 x10 <sup>-4</sup>
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	ND.	0.0039	10470	1.3	240	6	29	2190	0.001	-	-
โบรโมฟอร์ม	ND.	0.0026	10470	1.3	240	6	29	2190	0.001	-	-

หมายเหตุ ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม "ไม่ได้ประเมินความเสี่ยงเนื่องจากไม่สามารถตรวจพบได้ (ND.)"



## เอกสารอ้างอิง

- การประปานครหลวง. 2553. คลอรีน สืบค้นหาได้จาก [www.mwa.co.th/ewt\\_dl\\_link.php?nid=440](http://www.mwa.co.th/ewt_dl_link.php?nid=440) (10 ตุลาคม 2553).
- กมลนาวิน อินทนุจิตร. 2552. การกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มขบวนการและไม่ชอบน้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- กรมอนามัย. 2550. คำแนะนำคณะกรรมการสาธารณสุข ฉบับที่ 1/2550 เรื่องการควบคุมการประกอบกิจการสระว่ายน้ำหรือกิจการอื่นๆในทำนองเดียวกัน สืบค้นหาได้จาก <http://203.157.64.26/ewtadmin/ewt/laws/download/laws/suggest-1-50.pdf> (23 ตุลาคม 2553).
- จรรยา บริวิชชาวิสุทธิ. 2552. การประเมินความเสี่ยงของการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากสระว่ายน้ำที่ฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยศิลปากร.
- ชนิกานต์ วิรัชติ. 2549. การจัดการคุณภาพน้ำสำหรับสระว่ายน้ำ. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต คณะวิศวกรรมศาสตร์สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- ชวน แก้วเกลี้ยง. 2541. การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพของผู้ใช้สระว่ายน้ำในเขตเทศบาลนครหาดใหญ่จังหวัดสงขลา. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิตสาขาอนามัยสิ่งแวดล้อม คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- ต่อตระกูล วัฒนกิจวรกุล. 2548. การกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยถ่านกัมมันต์แบบเกร็ด. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ทัศนาศรี เกื้อเส้ง. 2553. การลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากอ่างเก็บน้ำศรีตรังด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการโอโซนชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

- ชราทิพย์ รอดพิณี. 2552. การแพร่กระจายของสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำที่ฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยศิลปากร.
- ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และคอมพิวเตอร์แห่งชาติ 2552. ข้อมูลงานวิจัยเรื่อง “มาตรฐานไซส์ไทย.สืบค้นหาได้จาก <http://www.manager.co.th/Qol/ViewNews.aspx?NewsID=9520000021747> (22 ตุลาคม 2553).
- พาลาก สิงหเสนี. 2540. การประเมินความเสี่ยงจากพิษของวัตถุอันตราย : หลักการและการประยุกต์ใช้. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร : โรงพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อนามัย (ธีรวิโรจน์) เทศกะทีก. 2552. การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 1 กรุงเทพฯ : สำนักพิมพ์ แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อนรรฆยา พรรณวงศ์. 2546. การกำจัดสารตั้งต้นของไตรฮาโลมีเทนในระบบประปา โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารส้มและเบนโทไนด์. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry.1997.Toxicological profile for THMs. (Online) Available from : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=53&tid=16> (11 October 2010).
- Aggazzoti, G. 1990. Plasma chloroform concentrations in swimmers using indoor swimming pools. **Archives of Environmental Health**. 45: 175.
- Aggazzotti,G., Fantuzzi, G.,Righi, E. and Predieri, G. 1998. Blood and breath analyses as biological indicator of exposure to trihalomethane in indoor swimming pools. **Science of the Total Environment** 217: 155-163.
- Amy, G.L., 1993. Using NOM characterization for the evaluation of treatment. Proceeding of the Natural Organic Matter (NOM) workshop. **Journal of American Water Work Association** 11: 19-22.
- Armstrong, DW. And Golden, T.1986. Determination of distribution and concentration of trihalomethane in aquatic recreational and therapeutic facilities by electron-capture GC. **LC-GC** 4: 652-655.

- APHA, AWWA and WEF. 2005. **Standard methods for the examination of water and wastewater. 20<sup>th</sup> ed.** Washington DC : American Public Health Association.
- AWWA. 1993. **Characterization of Natural Organic Matter and Its Relationship to Treatability** .AWWA Research Foundation American Water works Association Printed in the U.S.A.
- Biziuk, M. Czerwinski, J. and Kozlowski E.1993. Identification and determination of organohalogen compounds in swimming pool water. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry** 46: 109-115.
- Cammann, K. and Hubner, K. 1995. Trihalomethane concentrations in swimmers and bath attendants blood and urine after swimming or working in indoor swimming pool. **Archives of Environmental Health** 50: 61-65.
- Caro, J, and Gallego, M, 2007. Assessment of exposure of workers and swimmers to trihalomethanes in an indoor swimming pool. **Environmental science and Technology**, 41 (13): 4793-4798.
- Chang,E.E., Chao, SU., Chiang ,P.C. and Le, J.F. 1996. Effects of chlorination on THMs formation in raw water. **Toxicological & Environmental Chemistry** 56: 211-225.
- Chen, W., Westerhoff, P. and Leenheer, J.A. 2003 Fluorescence excitation emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. **Environmental science and Technology** 37: 5701-5710.
- Chowdhury,S. and Champagne, P. 2008 An investigation on parameters for modeling THMs formation. **Global NEST Journal**.10 (1): 80-91.
- Chu, H. and Nieuwenhuijsen, M.J. 2002. Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools. **Occupational and Environmental Medicine** 59: 243–247.
- Eaton, A. 1995. Measuring UV-absorbing organic : a standard method. **Journal of American Water Work Association** 2: 86-90.

- Edzwald, J.K., Becker, W.C. and Wattier, K. 1985. Surrogate parameters for monitoring organic matter and THMs precursors. **Journal of American Water Work Association** 4: 122-132.
- Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Ceppelli, G., Gobba, F., and Aggazzotti, G. 2001. Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. **Science of the Total Environment** 17: 257-265.
- Hunbert, H., Gallard, H., Suty, H. and Croue, J.P. 2005 Performance of selected anion exchange resins for the treatment of High DOC content surface water. **Water Research** 33: 3715-3722.
- Judd, S.J. and Jafrey, J.A. 1995. Trihalomethane formation potential during swimming pool disinfection using hypobromous and hypochlorous acid. **Water Research** 29(4): 1203-1206.
- Julie, C., Minhan, D., Robert, F. and Xiaolin, L. 2004. Distribution of dissolved organic matter in the Peal River Estuary, China. **Marine Chemistry** 89: 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 Research** 45: 926-932.
- Kangmin, C., and Jaewon, C. 2008. Characterizing natural organic matters from various aquatic ecosystems, using informative parameters. The Proceeding of International Water Association (IWA) Specialist Conference on Natural Organic Matter from Source to Tap. September 2-4, 2008. Bath, UK.
- Kasuga, I., Nakajima, F. and Furamai, H. 2003. Analysis of dissolved organic matter and bacterial community in degradation of algal bloom by EEMs and PCRDGGE. **Japan Society on Water Environment** 26 (3): 171-174.
- Kim H., Shim, J. and Lee, S. 2002. Formation of disinfection by-products in chlorinated swimming pool water. **Chemosphere** 46: 123-30.
- Kofi, A. 2002. **Public Health Risk Assessment for Human Exposure to Chemicals**. The Netherlands : Kluwer Academic Publishers.

- Lakind, S.J., Richardson, S.D., Blount, B.C., 2010. The Good the Bad and the Volatile: Can We Have Both Healthy Pools and Healthy People. **Environmental Science and Technology** 44: 3205-3210.
- Laila, F., Ana E., Ferran B., Begoña, M., Adonina, T., Carmen, F., Marina F.F., et al. 2010. Trihalomethanes in swimming pool water in four areas of Spain participating in the INMA project. **Gac Sanit** 24 (6): 483-486
- Lee, J., Ha, K.T. and Zoh, K.D. 2009. Characteristics of trihalomethane (THMs) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods . **Science of the Total Environment** 407: 1990 – 1997
- Lee, S.C., Guo, H., Lam, S.M.J., and Lau, S.L.A. 2004. Multipathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. **Environmental Research** 94: 47–56.
- Lindstrom, A.B., Pleil, J.D., and Berkoff, D.C. 1997. Alveolar breath sampling and analysis to assess trihalomethane exposures during competitive swimming training. **Environmental Health Perspectives** 105 (6): 636-642.
- Mallika, P., Sarisak, S., and Pongsri, S. 2008. Cancer risk assessment from exposure to trihalomethanes in tap water and swimming pool water. **Journal of Environmental science** 40: 372–378.
- Marhaba, T.F. and Washington, M.B. 1998. Drinking water disinfection by-products: history and current practice. **Advances in Environmental Research** 2 (1): 103-115
- Musikavong C. 2007. Characterization of fractionated dissolved organic matter in industrial estate wastewater by spectrofluorometry and pyrolysis GC/MS analysis. Ph.D Dissertation. Inter-department Program in Environmental Management, Chulalongkorn University.
- Nieuwenhuijsen, M.J. 2010. Swimming pool chlorine risk to pregnant woman. (Online) Available from: <http://www.imperial.ac.uk/P3296.htm>. (15 October 2010).

- Panyapinyopol, B., Marhaba, T.F., Kanokkantapong, V. and Pavasant, P. 2005. Characterization of precursors to trihalomethane formation in Bangkok source water. **Journal of hazardous Materials B120**: 229-236.
- Ristoiu, D., Gunten, U.V., Mocan, A., Chira, R., Siegfried, B., Kovacs, M.H. and Vancea, S. 2009. Trihalomethane formation during water disinfection in four water supplies in the Somes river basin in Romania. **Environmental science and pollution research international**. 1:S55-65.
- Rook J.J. 1977. Chlorination reactions of fulvic acids in natural waters. **Environmental Engineering Science** 11(5) : 478-482.
- Singhal, R.K., Kumar, A., Rupali Karpe, P.J., Datta, M., and Hegde, A.G. 2005. Association of uranium with colloids of natural organic matter in subsurface aquatic environment. **Journal of Radial and Nuclear Chemistry** 265: 405-408.
- Suksaroj C., Rattanamanee P., Musikavong C. and Wattanachira S. 2008. The determination of tryptophan and humic and fulvic acid like substances reduction in raw water from U - tapao basin Thailand with alum coagulation. The Proceeding of International Water Association (IWA) Specialist Conference on Natural Organic Matter from Source to Tap. September 2-4, 2008. Bath, UK.
- Swietlik, J. and Sikorska, Ewa. 2004. Application of fluorescence spectroscopy in the studies of natural organic matter fractions reactivity with chlorine dioxide and ozone **Water Research** 38: 3791-3799.
- Tamara E.C. Kraus, Chauncey A.A, Karl M., Bryan D.D, Brian A.P., and Brian A.B. 2010. Determining sources of dissolved organic carbon and disinfection Byproduct Precursors to the McKenzie River Oregon. **Journal of Environmental Quality**. 39: 2100–2112.
- USEPA. 1989. **Risk Assessment Guidance for Superfund Volumn I : Human Health Evaluation Manual**. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002.

- USEPA. 1999. Enhanced coagulation and enhanced precipitate softening guidance manual. (Online) Available from : <http://www.epa.gov/safewater/mdbp/coaguide.pdf>. (20 September 2010).
- USEPA. 2009. Exposure Factors Handbook (online) Available from : <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=209866> (20 September 2010).
- USEPA. 2010a. List of Contaminants & their Maximum Contaminant Level. (Online) Available from : <http://www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html#mcls> (20 August 2010).
- USEPA.2010b. Integrated Risk Information System. (IRIS) (Online) Available from : <http://www.epa.gov/iris/> ( 15 September 2010).
- USEPA.2010c. List of substance (Online) Available from : <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList> (14 November 2010)
- Uyak V. 2006. Multi-pathway risk assessment of trihalomethanes exposure in Istanbul drinking water supplies. **Environment International** 32: 12 – 21.
- Villanueva, C.M. and Cantor, K.P., 2007. Bladder cancer and exposure to water disinfection by-products through ingestion, bathing, showering and swimming in pools. **American Journal of Epidemiology** 165 (2): 148-156.
- WHO. 1993. **Guidelines for Drinking-Water quality. In Guidelines for Drinking-Water Quality.** Geneva : World Health Organization
- WHO. 2000a. **Disinfectant and Disinfectant By-product. Environmental Health Criteria 216,** Geneva : World Health Organization.
- WHO.2000b. **Swimming pools, spas and similar recreational water environment. Guidelines for Safe Recreational-water Environments. Vol 2.** Geneva: World Health Organization.
- WHO. 2006. **Guidelines for Safe Recreational Water Environments Volume 2 Swimming Pools and Similar Environments.** Geneva : World Health Organization.

- WHO. 2007. **Chemical Safety of Drinking Water : Assessing Priorities for Risk Management**. Geneva: World Health Organization
- WHO. 2010. Summary statement of trihalomethane. (Online) Available from : [www.who.int/water.../trihalomethanes\\_summary\\_statement.pdf](http://www.who.int/water.../trihalomethanes_summary_statement.pdf) (11 October 2010).
- Xu, X. and Clifford P, Weisel. 2005. Dermal uptake of chloroform and haloketones during bathing. **Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology** 15 : 289–296.
- Zwiener C., Richardson S.D., Marini D.M., Grummt T., and Frimmel F.H. 2007. Drowning in disinfection by product ? Assessing swimming pool. **Environmental Science & Technology** 41: 363-72

# บทที่ 1

## บทนำ

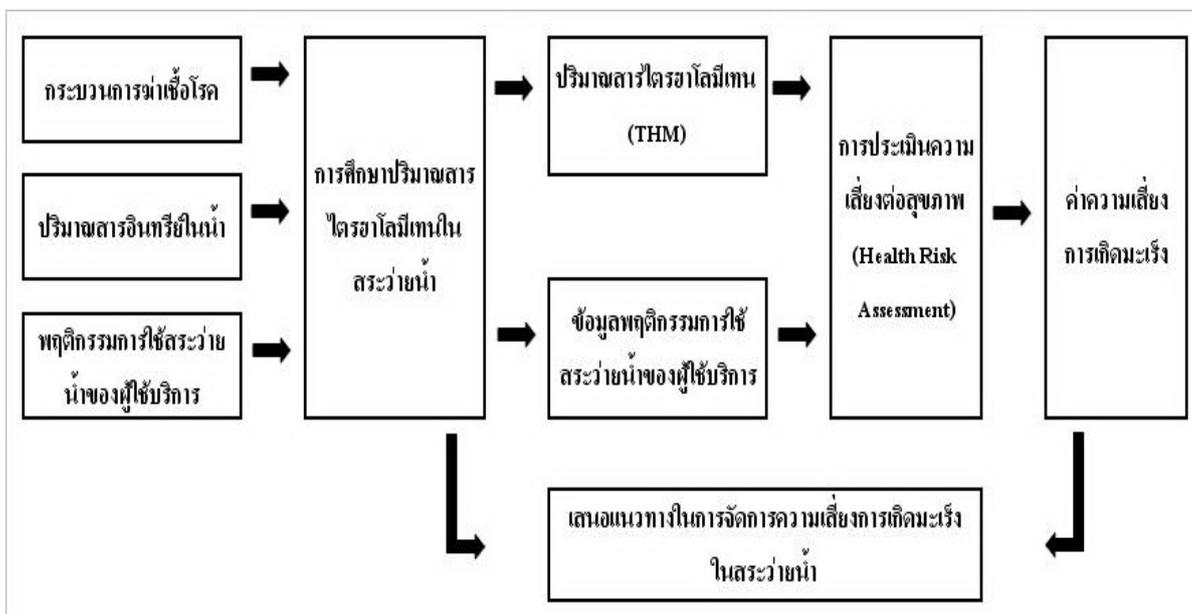
### 1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา

สระว่ายน้ำต้องมีการฆ่าเชื้อโรคเพื่อป้องกันการแพร่กระจายของเชื้อโรค อันเป็นสาเหตุของการเจ็บป่วย ซึ่งกระบวนการฆ่าเชื้อโรคมียหลายวิธี โดยวิธีที่ได้รับความนิยมคือ การเติมคลอรีน เนื่องจากเป็นวิธีการฆ่าเชื้อที่มีประสิทธิภาพมากและมีราคาถูกเมื่อเทียบกับวิธีอื่น แต่วิธีการดังกล่าวอาจทำให้เกิดผลพลอยได้ที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ เนื่องจากเมื่อคลอรีนทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในน้ำแล้วจะเกิดสารตกค้างจากการฆ่าเชื้อโรค หรือ disinfection by-products (DBPs) ที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพต่อผู้ว่ายน้ำได้ โดยการสูดดม การได้รับสารผ่านทางเดินอาหาร และการซึมผ่านผิวหนัง (Caro *et al.*, 2007; Nieuwenhuijsen *et al.*, 2009) ซึ่งสารตกค้างเหล่านี้ มีด้วยกันหลายกลุ่ม แต่กลุ่มที่มีศักยภาพในการก่อมะเร็งคือสารอินทรีย์ฮาโลเจน เช่น สารกลุ่มไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) ฮาโลอะซิติกแอซิด (haloacetic acids, HAAs) ฮาโลอะซิโตไนไตรล์ (haloacetonitriles, HANs) และอื่น ๆ (Marhaba และ Washington, 1998) แต่กลุ่มของสารที่พบมากที่สุดคือ สารกลุ่มไตรฮาโลมีเทน ซึ่งประกอบด้วยคลอโรฟอร์ม (chloroform) ไดโบรมอคลอโรมีเทน (dibromochloromethane) โบรมอไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) และโบรมอฟอร์ม (bromoform) เมื่อพิจารณาถึงปริมาณของการปนเปื้อนของสารตกค้างดังกล่าวในน้ำที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยคลอรีนนั้น พบว่า สารกลุ่มไตรฮาโลมีเทนนั้นเป็นสารกลุ่มหลักที่สามารถพบได้สูงสุด อีกทั้งจากการศึกษาสารกลุ่มไตรฮาโลมีเทนนั้นแสดงให้เห็นถึงศักยภาพในการเพิ่มโอกาสในการเกิดมะเร็งที่ตับและไตกับสัตว์ในห้องทดลอง และมีการศึกษาทางระบาดวิทยาว่า การบริโภคน้ำที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยคลอรีนส่งผลให้เกิดมะเร็งกระเพาะ ปัสสาวะ มะเร็งลำไส้ใหญ่ และ ลำไส้ตรง ทำให้เกิดความผิดปกติของระบบสืบพันธุ์ การแท้ง และทารกแรกเกิดมีน้ำหนักต่ำ เป็นต้น (Lakind *et al.*, 2010; Villanueva *et al.*, 2007; WHO, 2006)

ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงสนใจที่จะศึกษาถึงการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ โดยใช้สระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลาเป็นกรณีศึกษา โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาปริมาณของสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำแล้วนำค่าที่ได้ไปเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐาน จากนั้นจึงนำไปประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน ท้ายสุด

จึงศึกษาถึงปัจจัยในการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนระว่ยน้ำเพื่อนำไปพัฒนาแนวทางในการจัดการเพื่อลดอัตราการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งในระว่ยน้ำ

### กรอบแนวคิด



ภาพที่ 1-1 กรอบแนวคิดการศึกษา

## 1.2 การตรวจเอกสาร

### 1.2.1 สระว่ยน้ำ

สระว่ยน้ำ หมายถึง สระที่เปิดบริการแก่ประชาชนทั่วไป หรือประชาชนเฉพาะกลุ่มเพื่อว่ยน้ำ โดยเรียกเก็บค่าบริการหรือค่าตอบแทนทางการค้า ไม่ว่าจะโดยตรงหรือโดยอ้อม

ผู้ให้บริการ หมายถึง ผู้ใช้สระว่ยน้ำ หรือผู้เข้ามาในบริเวณสระว่ยน้ำ

ผู้ใช้สระว่ยน้ำ หมายถึง ผู้ที่ลงว่ยน้ำหรือเล่นน้ำในสระว่ยน้ำ

ส่วนตื้น หมายถึง สระว่ยน้ำที่มีความลึกจากผิวน้ำถึงพื้นสระว่ยน้ำไม่มากกว่า

1.50 เมตร

ส่วนลึก หมายถึง สระว่ยน้ำส่วนที่มีความลึกจากผิวน้ำถึงพื้นสระว่ยน้ำมากกว่า

1.50 เมตร

ระบบน้ำหมุนเวียน หมายถึง ระบบการปรับปรุงคุณภาพน้ำในสระว่ยน้ำโดยการนำน้ำล้นจากสระผ่านเครื่องบำบัดคุณภาพน้ำแล้วนำกลับมาใช้อีก

บริเวณสระว่ายน้ำ หมายถึง สระว่ายน้ำรวมตลอดถึงที่ว่างรอบขอบสระว่ายน้ำซึ่งใช้เป็นทางเดิน

การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพ หมายถึง กระบวนการศึกษาอย่างเป็นระบบในการประมาณถึงโอกาสของอันตรายที่จะก่อให้เกิดผลเสียต่อสุขภาพ เมื่อมีการสัมผัสจริงในสิ่งแวดล้อม และประมาณถึงระดับความรุนแรงของอันตรายต่างๆ ที่จะก่อให้เกิดผลกระทบต่อสุขภาพ

### 1.2.1.1 ลักษณะทั่วไปของสระว่ายน้ำ

สระว่ายน้ำปกติสร้างด้วยคอนกรีตเสริมเหล็ก มีความแข็งแรงน้ำซึมผ่านไม่ได้ พื้นและผนังเรียบ ทำความสะอาดได้สะดวก ที่นิยมทั่วไปมักใช้กระเบื้องเคลือบบุผิวภายในสระ ซึ่งสระว่ายน้ำมีลักษณะดังนี้ (ชวน แก้วเกลี้ยง, 2541)

1. รูปร่าง (shape) สระว่ายน้ำมีรูปร่างแตกต่างกันหลายแบบขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ของการสร้างและสถานที่ แต่ส่วนมากนิยมสร้างเป็นรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้าโดยมีส่วนต้นและส่วนลึกเพื่อความสะดวกและปลอดภัยซึ่งผู้ใช้สามารถใช้สระโดยเลือกว่ายน้ำได้ตามความสามารถของตน สระแบบนี้มักเป็นสระขนาด 12.5x12.5 เมตรขึ้นไป ถ้าเป็นสระขนาดเล็กกว่านี้นิยมสร้างให้มีควมลึกเท่ากันตลอดทั้งสระ

2. ขนาด (dimension) ความยาวสำหรับสระที่ใช้ในการแข่งขันว่ายน้ำ ความกว้างขนาดของสระที่นิยมใช้กันมาก คือ 25 เมตร x 50 เมตร

3. เครื่องหมาย (markings) สระว่ายน้ำต้องมีเครื่องหมายต่างๆ แสดงไว้อย่างชัดเจน เช่น เครื่องหมายแสดงความลึกของสระ ควรบอกไว้ที่ผนังสระทุกๆ ระดับ

### 1.2.2 ระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำ

ระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำสามารถที่จะแบ่งกระบวนการบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำหลัก ๆ ได้ 2 กระบวนการคือ 1) กระบวนการหมุนเวียนน้ำ และกระบวนการกรอง (circulation and filtration system) และ 2) กระบวนการฆ่าเชื้อโรค (disinfection system) โดยมีรายละเอียดดังนี้

1.2.2.1 กระบวนการหมุนเวียนน้ำและกระบวนการกรอง โดยเมื่อแบ่งระบบบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำตามลักษณะของการหมุนเวียนน้ำ และวิธีในการกำจัดสิ่งสกปรกที่อยู่บนผิวน้ำของสระว่ายน้ำ แบ่งออกเป็น 3 ระบบ คือ (ชนิกานต์ วิรัชติ, 2549)

1. ระบบกักเตอร์ (gutter system) เป็นระบบที่มีรางระบายน้ำอยู่รอบ ๆ ขอบสระ โดยซ่อนอยู่ในกำแพงด้านข้าง โดยระบบการหมุนเวียนของน้ำเป็นดังนี้ คือปั๊มจะดูดน้ำจากสระคือสระ(main drain) และท่อสำหรับดูดตะกอน (vacuum) ดันผ่านเครื่องกรอง น้ำที่กรองสะอาดแล้วไปยังหัวจ่ายน้ำอยู่ที่กำแพงด้านตรงข้ามกับสระคือสระ เพื่อให้การหมุนเวียนของน้ำเป็นไปอย่างทั่วถึง แต่ถ้าเป็นสระว่ายน้ำขนาดใหญ่หัวจ่ายน้ำนี้จะอยู่รอบสระว่ายน้ำ ท่อสำหรับดูดตะกอนถูกใช้เมื่อต้องการดูดตะกอนเพื่อทำความสะอาดสระเท่านั้น ส่วนน้ำที่รางระบายน้ำจะไหลลงในท่อน้ำทิ้งและไม่นำกลับเข้ามาในระบบกรองน้ำอีก

2. ระบบสกิมเมอร์ (skimmer system) เป็นระบบที่ติดตั้งเครื่องดูดสิ่งสกปรกที่อยู่ผิวหน้าของสระว่ายน้ำที่เรียกว่า สกิมเมอร์ (skimmer) โดยติดตั้งในปากของสกิมเมอร์ด้านบนอยู่ติดกับด้านล่างของขอบสระ สกิมเมอร์จะดูดผิวหน้าที่สกปรกผ่านเครื่องกรองเพื่อเก็บสิ่งสกปรก ส่วนน้ำที่สะอาดก็จะผ่านเครื่องกรองไปยังหัวจ่ายน้ำเข้าสระใช้แบบไฮโดรสตรีม (hydrostream) ส่วนหัวดูดตะกอนข้างสระ(vacuum) จะถูกใช้ก็ต่อเมื่อต้องการดูดตะกอนทำความสะอาดสระเท่านั้น

3. ระบบน้ำล้น (overflow system) เป็นระบบที่มีรางระบายน้ำอยู่รอบ ๆ สระว่ายน้ำ โดยอยู่ด้านบนของสระว่ายน้ำ มีถังพักน้ำ (surge tank) ไว้สำหรับรองรับปริมาณน้ำที่ถูกแทนที่ด้วยคน และคลื่นที่เกิดจากคนเล่นน้ำ โดยมีระบบการหมุนเวียนของน้ำ ดังนี้คือ ปั๊มจะดูดน้ำจากพื้นสระและจากถังพักน้ำ ดันผ่านเครื่องกรองสะอาดแล้วไปยังหัวจ่ายน้ำที่ติดตั้งอยู่ที่พื้นสระ (floor inlet) จากนั้นน้ำสะอาดที่เข้ามาที่พื้นสระจะดันน้ำที่ผิวบนให้ล้นลงรางน้ำล้น และไหลลงถังพักน้ำ ปั๊มก็จะดูดน้ำจากถังพักน้ำดันผ่านเครื่องกรองหมุนเวียนน้ำกลับเข้าไปในสระ ระบบน้ำล้นนี้น้ำจะปริ่มขอบสระอยู่ตลอดเวลา ฟันละอองที่ลอยอยู่ที่ผิวน้ำไหลลงรางน้ำล้นทำให้ผิวหน้าของสระน้ำในระบบนี้สะอาดกว่าระบบอื่น

## 1.2.3 กระบวนการฆ่าเชื้อโรค (disinfection process) ในสระว่ายน้ำ

### 1.2.3.1 คลอรีน

คลอรีนเป็นธาตุที่อยู่ในกลุ่มฮาโลเจน ไม่พบในธรรมชาติ คลอรีนในสภาวะอุณหภูมิและความดันปกติ จะอยู่ในรูปก๊าซสีเขียวทองอ่อน ในสภาวะภายใต้ความดันจะเปลี่ยนเป็นของเหลวสีอำพัน กลิ่นฉุนแสบจมูก มีจุดหลอมเหลว - 101 ถึง 35 องศาเซลเซียส จุดเดือด -34.6 ถึง 35 องศาเซลเซียส เปลี่ยนสภาพจากของเหลวเป็นก๊าซปริมาตรเพิ่มขึ้น 460 เท่า หนักกว่าอากาศ 2.5 เท่า ละลายน้ำได้เล็กน้อย ในสภาพแห้งคลอรีนจะไม่กัดกร่อนโลหะ แต่ถ้ามีความชื้นจะทำให้เกิดการกัดกร่อนจะรุนแรง ไม่ระเบิดและติดไฟ แต่ช่วยให้ไฟติดเหมือนก๊าซออกซิเจน คลอรีนที่อยู่ใน

ภาชนะบรรจุเป็นคลอรีนแห้ง และมีสภาพเป็นของเหลวอยู่ภายใต้ความดันสูง โดยความดันจะสูงขึ้นตามอุณหภูมิ เนื่องจากเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นส่วนที่เป็นของเหลวบริเวณส่วนล่างของภาชนะบรรจุจะเปลี่ยนสภาพเป็นก๊าซ เช่นที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ความดันของก๊าซคลอรีนในภาชนะบรรจุจะเท่ากับ 10 เท่าของความดันบรรยากาศ ถ้าอุณหภูมิสูงถึง 65 องศาเซลเซียส ความดันก๊าซภายในจะเท่ากับ 20 เท่าของความดันบรรยากาศ ซึ่งจะเป็นอันตรายต่อภาชนะบรรจุ ดังนั้นควรเก็บภาชนะบรรจุคลอรีนในที่ร่มและมีอากาศถ่ายเทสะดวก ประโยชน์ของคลอรีนคือใช้เป็นสารฆ่าเชื้อโรคในน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ และราคาไม่แพง ใช้เป็นสารตั้งต้นในการผลิตพลาสติก ผลิตภัณฑ์แม่เหล็ก ใช้ฟอกสีเยื่อกระดาษ ตลอดจนเส้นใยผ้า คลอรีนเมื่อมีความเข้มข้นจะกัดกร่อนโลหะเกือบทุกชนิด เป็นอันตรายแก่อวัยวะของร่างกาย เช่น ตา จมูก ผิวหนัง เมื่อถูกคลอรีนจะอักเสบและบวมพอง ถ้าสูดดมเข้าไปจะเกิดอาการไอแฉะ หายใจไม่สะดวก เจ็บคอ แน่นหน้าอก และอาจทำให้เสียชีวิตได้ ถ้าสูดดมในปริมาณมากเกินไป (การประปานครหลวง, 2553)

### 1.2.3.2 การเติมคลอรีน

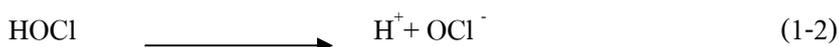
การฆ่าเชื้อโรคในน้ำ (disinfection) โดยการเติมคลอรีน ถือว่าเป็นขั้นตอนสุดท้ายในกระบวนการผลิตน้ำประปาและการฆ่าเชื้อในสระว่ายน้ำ เป็นวิธีที่ใช้กันมานาน และยังเป็นที่ยอมรับในปัจจุบัน เนื่องจากราคาถูก มี oxidizing power สูง ทำให้หยุดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียส่วนใหญ่ได้ และคงประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคได้นาน เนื่องจากทั้งนี้ผิวหนังของคนเรามีความทนทานต่อคลอรีนที่มีอยู่ในน้ำที่ความเข้มข้นต่ำกว่า 1 ล้านในล้านส่วน (ppm) แต่ถ้าอยู่ในสระว่ายน้ำนานเกินไป ผู้เล่นน้ำอาจเกิดการระคายเคืองดวงตาได้ จึงต้องมีการควบคุมปริมาณความเข้มข้นของสารคลอรีนในสระว่ายน้ำ โดยความเข้มข้นของคลอรีนในสระว่ายน้ำ ตามข้อกำหนดการจัดตั้งสระว่ายน้ำ พ.ศ.2530 ของกรุงเทพมหานคร กำหนดให้สระว่ายน้ำ มีปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลืออยู่ในช่วง 0.6-1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่าความเป็นกรด-ด่าง อยู่ระหว่าง 7.2-8.4 (ชวนแก้ว เกตุยง, 2541; ชนิกันต์ วิรัชติ, 2549) สารประกอบคลอรีนที่นิยมใช้ในสระว่ายน้ำได้แก่ คลอรีน 90 % (trichloroisocyanuric acid) คลอรีน 60% (sodiumdichlorocyanuric acid หรือ pool chlorine) คลอรีน 65% (calcium hypochlorite) คลอรีน 10% (sodiumhypochlorite) คลอรีนชนิดก๊าซ (chlorine gas)

### 1.2.3.3 ปฏิกิริยาของคลอรีนในน้ำ

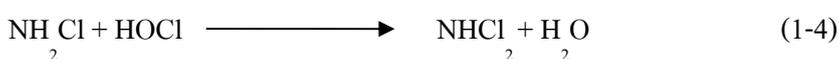
คลอรีนก๊าซ ( $\text{Cl}_2$ ) เมื่ออยู่ในน้ำจะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสให้กรดไฮโปคลอรัส และกรดไฮโดรคลอริก ดังสมการ



กรด HOCl แยกตัวในน้ำจะให้ hydrogen ion และ hypochlorite ion ดัง สมการ



$\text{Cl}_2$ , HOCl และ  $\text{OCl}^-$  เรียกว่าคลอรีนอิสระคงเหลือ (free residual chlorine) ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือชนิดใดจะมากหรือน้อยกว่ากันนั้น ขึ้นอยู่ที่กับสภาพ pH ของน้ำ โดยที่ pH ของน้ำต่ำกว่า 1 คลอรีนอิสระคงเหลือ จะอยู่ในรูปของคลอรีนก๊าซ ( $\text{Cl}_2$ ) ทั้งหมด และจะระเหยสู่บรรยากาศ และที่ pH 1- 3.5 คลอรีนอิสระจะอยู่ในรูปของก๊าซ และ HOCl ที่ pH ในช่วง 3.5 - 5.5 คลอรีนอิสระจะอยู่ในรูป HOCl ทั้งหมด และที่ pH ในช่วง 5.5-9 อยู่ในรูป HOCl และ  $\text{OCl}^-$  ที่ pH ตั้งแต่ 9 ขึ้นไปจะอยู่ในรูป  $\text{OCl}^-$  คลอรีนอิสระในรูป HOCl มีประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคมากกว่าคลอรีนในรูป  $\text{OCl}^-$  ถึง 100 เท่า ดังนั้นเพื่อให้ประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคสูง ควรจะมีคลอรีนในรูปของ HOCl เหลืออยู่ในน้ำ ตามคำแนะนำขององค์การอนามัยโลก สำหรับการฆ่าเชื้อโรคในน้ำทั้งแบบที่เรี่ยและไวรัส โดยทั่วไปปริมาณคลอรีนอิสระที่เหลืออยู่ในน้ำเมื่อเวลาผ่านไป 30 นาที ต้องไม่ต่ำกว่า 0.5 mg/L โดยที่ pH ของน้ำต้องไม่สูงกว่า 8 และความขุ่นต้องไม่เกิน 1 NTU สำหรับในน้ำประปาซึ่งผลิตจากน้ำผิวดิน ส่วนมากจะมีแอมโมเนียเหลืออยู่ในน้ำเมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีน (HOCl) จะได้คลอรีนอิสระคงเหลืออีกรูปแบบหนึ่งคือ คลอรามิน หรือ combined residual chlorine ได้แก่ โมโนคลอรามิน ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ) ไดคลอรามิน ( $\text{NHCl}_2$ ) และไตรคลอรามิน ( $\text{NCl}_3$ ) ดังสมการ



โดย combined residual chlorine จะมีประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคต่ำ แต่คงทนอยู่ในน้ำได้ยาวนานกว่าคลอรีนอิสระ ทั้ง free residual chlorine และ combined residual chlorine รวมกันเรียกว่าคลอรีนคงเหลือทั้งหมด (total residual chlorine) สำหรับคลอรีนน้ำและคลอรีนผง ปฏิกิริยาในน้ำเป็นไปตามสมการข้างล่าง



เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้คลอรีนน้ำและคลอรีนผงกับคลอรีนก๊าซ จะเห็นว่าการใช้คลอรีนน้ำและคลอรีนผงจะทำให้แนวโน้มของค่า pH สูงขึ้น เนื่องจากมีสภาพเป็นด่างเกิดขึ้น แต่การใช้คลอรีนก๊าซจะทำให้แนวโน้มของค่า pH ในน้ำต่ำลงเนื่องจากมีกรดเกิดขึ้น ดังนั้นการใช้คลอรีนก๊าซฆ่าเชื้อโรคตามทฤษฎีแล้วจะมีประสิทธิภาพดีกว่าการใช้คลอรีนรูปอื่น แต่ในทางปฏิบัติ นั้นผลไม่แตกต่างกันมากนัก เพราะปริมาณคลอรีนที่ใช้้น้อยมากผลกระทบต่อ pH ของน้ำจึงค่อนข้างน้อย (การประปานครหลวง, 2553)

#### 1.2.3.4 สารเคมีที่ใช้ในการปรับสภาพ ความเป็นกรด - ด่าง ในสระว่ายน้ำ

การรักษาระดับความเป็นกรด - ด่าง ของน้ำในสระว่ายน้ำมีความสำคัญเนื่องจากส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพฆ่าเชื้อโรคของคลอรีนและส่งผลกระทบต่อสุขภาพผู้เล่นน้ำกล่าวคือดวงตาของคนเรามีค่าความเป็นกรด - ด่าง อยู่ระหว่าง 7.2-7.8 ถ้าไม่อยู่ในช่วงดังกล่าวผู้เล่นน้ำจะเริ่มรู้สึกระคายเคืองที่ผิวหนังและดวงตา ดังนั้นจะต้องมีการปรับสภาพ ความเป็นกรด - ด่างในสระว่ายน้ำ โดยสารเคมีที่ใช้ในสระว่ายน้ำแบ่งได้ดังนี้ (ชนิกานต์ วิรัชติ, 2549)

1. สารเคมีใช้ปรับสภาพน้ำที่เป็นด่าง เช่น กรด muriatic acid (muriatic acid) และกรดไฮโดรคลอริก (HCl)
2. สารเคมีใช้ปรับสภาพน้ำที่เป็นกรด เช่น โซเดียมคาร์บอเนต หรือโซเดียมไบคาร์บอเนต ( $\text{NaHCO}_3$ ) แคลเซียมคาร์บอเนต ( $\text{CaCO}_3$ ) และโซเดียมไบซัลเฟต ( $\text{NaHSO}_4$ )
3. สารเคมีที่ใช้ในการรักษาสภาพน้ำ เช่น สารเคมีป้องกันตะไคร่น้ำ (algacide) และน้ำยาขจัดคราบที่จับกระเบื้อง (stain remover)

#### 1.2.4 สารตกค้างจากกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน

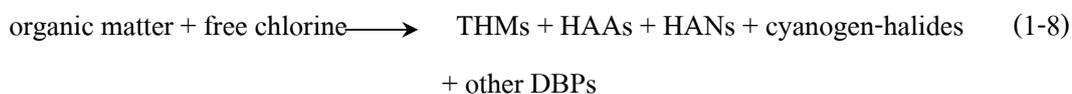
การฆ่าเชื้อโรคด้วยการเติมคลอรีนในน้ำสระว่ายน้ำเพื่อเป็นกำจัดและป้องกันการแพร่กระจายของเชื้อโรค แต่คลอรีนเมื่อทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำจะทำให้เกิดสารตกค้างจากการฆ่าเชื้อโรค (disinfection by products, DBPs) ที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพเมื่อได้รับสารทางการสูดดม ผ่านทางเดินอาหาร และการซึมผ่านผิวหนัง โดยสารตกค้างบางชนิดมีศักยภาพทำให้เกิดโรคมะเร็งและอาจก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางพันธุกรรมได้ สารตกค้างที่พบมีอยู่ได้หลายประเภทดังนี้ (Mallika *et al.*, 2008)

- สารตกค้างประเภทอนินทรีย์ (inorganic by-products) ได้แก่ คลอเรตไอออน (chlorate ion) และคลอไรต์ไอออน (chlorite ion) เป็นต้น
- สารตกค้างประเภท inorganic oxidation by-products ได้แก่ อัลดีไฮด์ (aldehydes) และกรดคาร์บอกซิลิก (carboxylic acids) เป็นต้น
- สารตกค้างประเภท halogenated organic by-products) ได้แก่ สารกลุ่มไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane, THMs) สารกลุ่มฮาโลอะซิติก (haloacetic acids, HAAs) กลุ่มอะซิโตนไไตรด์ (haloacetonitrile, HANs) เป็นต้น

## 1.2.5 สารกลุ่มไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane, THMs)

### 1.2.5.1 การเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane, THMs)

สารอินทรีย์ธรรมชาติ (natural organic matter, NOM) ในน้ำเป็นสารประกอบเชิงซ้อนของสารอินทรีย์ที่อยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติแบ่งเป็น 3 ส่วน คือ dissolve organic matter (DOM) colloidal organic matter (COM) และ particulate organic matter (POM) โดยปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำจะไม่ก่อให้เกิดอันตราย แต่จำเป็นต้องกำจัด เนื่องจากสามารถทำปฏิกิริยากับคลอรีนที่ใช้ในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคก่อให้เกิดสารตกค้าง เช่น สารไตรฮาโลมีเทน สารฮาโลอะซิติกแอซิด และสารอื่นๆ ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งและจะส่งผลกระทบต่อผู้ใช้น้ำหากสะสมในร่างกายเป็นเวลานาน (ทัศนากี้อสง, 2553) สารไตรฮาโลมีเทนเป็นสารประกอบฮาโลเจนที่ประกอบด้วยคาร์บอน 1 ตัว เป็นองค์ประกอบ โดยมีสูตรทั่วไปคือ CHX<sub>3</sub> ซึ่งในตำแหน่งของ X อาจแทนที่ด้วยคลอรีน (Cl) โบรมีน (Br) หรือไอโอดีน (I) ซึ่งมีลักษณะสมบัติทางเคมี-ฟิสิกส์ดังแสดงในตารางที่ 1-1 โดยปฏิกิริยาของสารอินทรีย์ธรรมชาติกับคลอรีนแสดงดังสมการที่ 1-8



ตารางที่ 1-1 ลักษณะสมบัติทางฟิสิกส์-เคมีของสารไตรฮาโลมีเทน

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

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

### 1.2.5.2 ความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทน

การรายงานความเสี่ยงต่อสุขภาพที่เกิดจากสารกลุ่มฮาโลฟอร์ม (haloform) ในน้ำดื่มเกิดขึ้นครั้งแรกเมื่อ ค.ศ. 1974 โดยมีข้อมูลในการดื่มน้ำที่มีสารฮาโลฟอร์ม (haloform) ในระยะยาวอาจจะก่อให้เกิดโรคมะเร็งได้ เนื่องจากมีการรายงานอัตราการป่วยด้วยโรคมะเร็งลำไส้และระบบปัสสาวะที่เพิ่มขึ้น ต่อมาได้มีการศึกษาพบว่าการดื่มน้ำที่มีคลอโรฟอร์ม (chloroform) สูง อาจก่อให้เกิดมะเร็งในลำไส้ใหญ่และมะเร็งในไตได้ (USEPA, 2010c) นอกจากนี้จากการทดลองกับหนูเมื่อให้หนูทดลองดื่มน้ำประปาที่มีคลอโรฟอร์ม พบว่า หนูทดลองเกิดเนื้องอกขึ้นทั้งในตับและในไตได้ ทำให้อนุมานได้ว่าคลอโรฟอร์ม ในน้ำดื่มอาจมีผลต่อการเกิดมะเร็งในมนุษย์ได้ ในส่วนของสารประกอบไตรฮาโลมีเทนชนิดโบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) และ ไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane) มีรายงานว่า เป็นสารก่อมะเร็งเช่นกัน โดยจะทำให้หนูทดลองเกิดเนื้องอกในอวัยวะหลายส่วน เช่น ลำไส้และไต (Rook, 1974)

#### คลอโรฟอร์ม (Chloroform)

สารคลอโรฟอร์มถูกดูดซึมได้ดีผ่านระบบทางเดินอาหาร ทางเดินหายใจและทางผิวหนัง เมื่อได้รับสารทางระบบทางเดินหายใจ จะดูดซึมสารได้ในปริมาณ 60 ถึง 80 เปอร์เซ็นต์ และสามารถซึมผ่านผิวหนังได้ในขณะอาบน้ำ คลอโรฟอร์มจะถูกกระจายไปทั่วร่างกายและถูกกำจัดออกในรูปแบบคาร์บอนไดออกไซด์ ในขณะที่หายใจออก คลอโรฟอร์มส่วนที่เหลือจะสะสมในไขมันได้นานกว่าเนื้อเยื่อชนิดอื่นๆ อวัยวะส่วนที่สะสม คลอโรฟอร์ม ได้มากที่สุดคือตับและไต ปริมาณ คลอโรฟอร์มที่เมื่อได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD<sub>50</sub>) มีค่าอยู่ในช่วง 36 ถึง 13 mg/kg ของน้ำหนักตัว อาการที่เกิดจากการได้รับคลอโรฟอร์มในมนุษย์คือหมดสติ อาจถึงแก่ชีวิตจากอาการล้มเหลวของระบบทางเดินหายใจและหัวใจเต้นผิดจังหวะ อาจมีอาการเนื้อเยื่อท่อไตตายตลอดจนไตไม่สามารถทำงานได้

#### โบรโมไดคลอโรมีเทน (Bromodichloromethane)

สารโบรโมไดคลอโรมีเทนมีพิษต่อตับและไตของหนูทดลองหลังจากได้รับภายใน 24 ชั่วโมง และพิษนั้นจะมีผลในการทำลายตับได้นานกว่าคลอโรฟอร์ม โดยปริมาณโบรโมไดคลอโรมีเทนที่เมื่อได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD<sub>50</sub>) มีค่าอยู่ในช่วง 450 ถึง 900 mg/kg ของน้ำหนักตัว อาการที่เกิดขึ้นในหนูทดลองหลังจากการได้รับโบรโมไดคลอโรมีเทน คือไม่สามารถควบคุมการทรงตัวได้ ง่วงซึม หายใจช้าลง หมดสติ ตับและไตถูกทำลาย

### ไดโบรโมคลอโรมีเทน (Dibromochloromethane)

สารไดโบรโมคลอโรมีเทนมีพิษต่อตับและไตของหนูทดลอง ปริมาณไดโบรโมคลอโรมีเทน ที่เมื่อได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD<sub>50</sub>) มีค่าอยู่ในช่วง 800 ถึง 1200 mg/kg ของน้ำหนักตัว เมื่อได้รับไดโบรโมคลอโรมีเทนในปริมาณ 500 mg/kg ของน้ำหนักตัว จะทำให้ไม่สามารถควบคุมการทรงตัว ง่วงซึมและหมดสติ

### โบรโมฟอร์ม (Bromoform)

สารโบรโมฟอร์มมีพิษต่อตับน้อยที่สุด เมื่อเปรียบเทียบกับสารประกอบ THMs ที่มีโบรมีนเป็นส่วนประกอบ โดยปริมาณโบรโมฟอร์มที่เมื่อได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย (LD<sub>50</sub>) มีค่าอยู่ในช่วง 1400 ถึง 1550 mg/kg ของน้ำหนักตัว

สรุปความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทนแสดงในตาราง ที่ 1-2

ตารางที่ 1-2 ความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทน

ชนิดของสารตกค้าง	ผลต่อสุขภาพ
Chloroform	มีผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง ผลต่อการเกิดเนื้องอกและมะเร็งตับ ไต ลำไส้ใหญ่
Bromodichloromethane	มีผลต่อการเกิดเนื้องอก มะเร็งในตับและไต
Dibromochloromethane	มีผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง มีผลต่อการเกิดเนื้องอกในตับ และไต
Bromoform	มีผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง การเกิดมะเร็งตับ ไต ลำไส้ใหญ่

ที่มา : USEPA (1999)

นอกจากนี้ USEPA (2010c) ได้รายงานถึงศักยภาพที่จะก่อให้เกิดมะเร็งในมนุษย์ของสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด (ดังแสดงในตารางที่ 1-3) โดยพบว่า คลอโรฟอร์ม (chloroform) โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane, BDCM) และ โบรโมฟอร์ม (bromoform) เป็นสารก่อมะเร็งระดับ B2 และในส่วนของไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane, DBCM) เป็นสารก่อมะเร็งในระดับ C คือ อาจก่อมะเร็งในมนุษย์ และจากการศึกษาวิจัยพบอีกว่า สารกลุ่มนี้ยังก่อให้เกิดอันตรายต่าง ๆ ได้ โดยในหญิงตั้งครรภ์อาจส่งผลให้เกิดการแท้งลูกหรือมีลูกที่พิการหรือเด็กอาจเกิดอาการหอบหืดถ้าได้รับไอระเหยของสารไตรฮาโลมีเทนทางการหายใจ (WHO 2000a และ 2000b)

ตารางที่ 1-3 แสดงระดับศักยภาพการก่อมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทน

ชนิดของสารตกค้าง	ระดับศักยภาพในการเกิดมะเร็ง
Chloroform	B2
Bromodichloromethane	B2
Dibromochloromethane	C
Bromoform	B2

หมายเหตุ ระดับของการก่อมะเร็งมีดังนี้

- ระดับ A เป็นสารก่อมะเร็งในคน
- ระดับ B เป็นไปได้ที่ก่อให้เกิดมะเร็งในคน แบ่งย่อยได้เป็น
- B1 มีหลักฐานเพียงพอในการเกิดมะเร็งในสัตว์ แต่มีหลักฐานจำกัดในการเกิดมะเร็งในคน
- B2 มีหลักฐานเพียงพอในการเกิดมะเร็งในสัตว์ แต่มีหลักฐานน้อยหรือไม่มีข้อมูลเพียงพอในการเกิดมะเร็งในมนุษย์
- ระดับ C อาจก่อมะเร็งในมนุษย์
- ระดับ D หลักฐานไม่เพียงพอที่จะระบุว่าเป็นสารก่อมะเร็ง
- ระดับ E ไม่ปรากฏว่าเป็นสารก่อมะเร็งในมนุษย์

ที่มา : USEPA (2010c)

ทั้งนี้จากความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทนดังกล่าว ทำให้องค์การระหว่างประเทศทั้ง WHO และ EU ได้กำหนดให้มีความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนทั้งหมดในประปา (total trihalomethane) ได้ไม่เกิน 100 µg/L นอกจากนี้ USEPA (2010a) ได้กำหนดมาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุด (maximum contaminant levels, MCLs) ของสารไตรฮาโลมีเทนในระยะที่ 1 ไว้ไม่เกิน 80 µg/L และระยะที่ 2 ได้กำหนดค่า MCLG (maximum contaminant levels goal) เท่ากับ 40 µg/L

WHO (2007) ได้เพิ่มการกำหนดค่ามาตรฐานของสารในกลุ่มไตรฮาโลมีเทน (guideline value, GV) เพิ่มเติมคือ คลอโรฟอร์ม (chloroform) ไม่เกิน 300 µg/L โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) ไม่เกิน 60 µg/L ไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane) ไม่เกิน 100 µg/L และ โบรโมฟอร์ม (bromoform) ไม่เกิน 100 µg/L และ กำหนดให้ค่าผลรวม

อัตราส่วนความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 กลุ่ม ไม่เกิน 1 (WHO, 2010) ดังแสดงในสมการ (1-9)

$$\frac{C_{bromoform}}{GV_{bromoform}} + \frac{C_{DBCM}}{GV_{DBCM}} + \frac{C_{BDCM}}{GV_{BDCM}} + \frac{C_{chloroform}}{GV_{chloroform}} \leq 1 \quad (1-9)$$

เมื่อ C = Concentration    GV = Guideline value

สำหรับสระว่ายน้ำยังไม่มีหน่วยงานใดกำหนดความเข้มข้นสูงสุดของสารไตรฮาโลมีเทน จึงใช้ค่ามาตรฐานเดียวกันกับน้ำประปา

### 1.2.5.3 การเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำ

การเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำขึ้นอยู่กับปัจจัยดังต่อไปนี้ (อนรรฆิยา พรรณวงศ์, 2546)

- 1) ปริมาณของอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (total organic carbon, TOC) โดยปริมาณไตรฮาโลมีเทนที่เกิดขึ้นจะมากขึ้นตามปริมาณสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ
- 2) ปริมาณคลอรีน เนื่องจากไตรฮาโลมีเทนเกิดจากกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน ปริมาณความเข้มข้นของคลอรีนจึงมีผลต่ออัตราการเกิดไตรฮาโลมีเทน โดยเมื่อความเข้มข้นของคลอรีนที่เดิมเพิ่มขึ้นมีผลทำให้ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำเพิ่มขึ้นด้วย
- 3) อุณหภูมิของน้ำ เมื่ออุณหภูมิของน้ำสูง ทำให้ปฏิกิริยาการเกิดไตรฮาโลมีเทนเร็วขึ้น
- 4) ความเป็นกรด - ด่างของน้ำ เนื่องจากหากน้ำมีค่าความเป็นกรด - ด่างสูง ทำให้ปฏิกิริยาการเกิดไตรฮาโลมีเทนเร็วขึ้น
- 5) ระยะเวลาเวลาในการสัมผัสคลอรีน ปริมาณไตรฮาโลมีเทนขึ้นอยู่กับระยะเวลาในการสัมผัสคลอรีนในกระบวนการฆ่าเชื้อโรค
- 6) ปริมาณสารโบรมีนที่เกิดขึ้นในสระว่ายน้ำผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน พบว่าเมื่อความเข้มข้นของโบรมีนเพิ่มขึ้นทำให้ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนเพิ่มขึ้นและอยู่ในรูป brominated THMs มากขึ้น (Ristoiu *et al.*, 2009)

### 1.2.5.4 การควบคุมสารไตรฮาโลมีเทน

USEPA (1999) ได้แนะนำมาตรการการควบคุมสารไตรฮาโลมีเทนให้อยู่ในเกณฑ์มาตรฐานไว้ 3 ประการ คือ

#### 1) การใช้สารฆ่าเชื้อโรค (disinfectant) ที่ไม่ทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทน

การใช้วิธีการฆ่าเชื้อด้วยวิธีการที่ไม่ก่อให้เกิดสารตกค้างจากกระบวนการฆ่าเชื้อ (disinfection by-product, DBPs) เช่น การใช้แสง UV (ultraviolet) หรือโอโซนจะสามารถลดปริมาณของสารไตรฮาโลมีเทนได้มาก และการควบคุมการเติมคลอรีนจะช่วยป้องกันการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน เช่น การใช้คลอรีนให้คลอรีนคงเหลือในรูปที่ไม่ทำปฏิกิริยารุนแรง เช่น คลอรามิน (คลอรีนกับแอมโมเนีย) จะสามารถลดปริมาณสารไตรฮาโลมีเทนลงได้

#### 2) การกำจัดสารไตรฮาโลมีเทน

- การเติมอากาศ (aeration) วิธีการนี้จะมีประสิทธิภาพต่ำในการกำจัดสารไตรฮาโลมีเทนกลุ่มโบรมีน ทั้งนี้เนื่องจากโบรมีนเกิดการระเหยได้ยาก และเมื่อมีสารตั้งต้นอยู่ในน้ำก็จะมีโอกาสทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนได้ถ้าหากมีคลอรีนผสมอยู่ด้วย

- การใช้วิธีดูดซับ (adsorption) ได้แก่ การใช้ถ่านกัมมันต์ (activated carbon) หรือการใช้เรซินแลกเปลี่ยนไอออน (exchange resin) จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารไตรฮาโลมีเทนประเภทโบรมีนได้มากกว่าการกำจัดประเภทคลอรีน โดยเกิดจากคุณสมบัติจำเพาะของเรซินแต่ละชนิด แต่หากใช้ถ่านกัมมันต์จะมีปัญหาเมื่อถ่านหมดสภาพจะทำให้สารที่ถูกดูดซับไว้จะถูกละลายออกมา การใช้วิธีดูดซับในการกำจัดสารไตรฮาโลมีเทนจะมีประสิทธิภาพเมื่อมีสารไตรฮาโลมีเทนเพียงชนิดใดชนิดหนึ่ง

#### 3) การลดปริมาณสารตั้งต้น

การลดปริมาณสารตั้งต้น (precursor) ในน้ำก่อนเข้าสู่กระบวนการฆ่าเชื้อด้วยคลอรีน เป็นวิธีการลดสารไตรฮาโลมีเทนที่มีประสิทธิภาพมากที่สุด โดยการกำจัดสารตั้งต้นที่เป็นตัวการทำให้เกิดไตรฮาโลมีเทน มีหลักการในการกำจัด คือ กำจัดกรดฮิวมิกและฟัลวิกในน้ำดิบซึ่งมีอยู่หลายวิธี อาทิ การตกตะกอน (sedimentation) การเติมอากาศ (aeration) การออกซิเดชัน (oxidation) และการดูดซับ (adsorption) โดยมีรายละเอียดดังนี้ คือ

- การตกตะกอนด้วยสารเคมี (coagulant) เช่น สารส้ม (alum) หรือสารประกอบเฟอร์ริกสามารถลดกรดทั้งสองลงได้และยังช่วยปรับปรุงคุณภาพน้ำดิบด้วย แต่วิธีการนี้ยังไม่อาจกำจัดฟัลวิกได้หมดสามารถกำจัดได้ดีเฉพาะสารที่มีโมเลกุลหนักเท่านั้น

- การออกซิเดชัน โดยทั่วไปจะใช้โอโซนกับคลอรีนไดออกไซด์เพื่อออกซิไดส์สารอินทรีย์ก่อนทำปฏิกิริยากับคลอรีน แต่เนื่องจากการใช้คลอรีนไดออกไซด์มีข้อจำกัด เนื่องจากประจุคลอไรด์และคลอเรตที่เกิดขึ้นจากการออกซิเดชันมีสภาพเป็นสารพิษ
- การดูดซับเป็นวิธีการกำจัดสารตั้งต้นได้ดีกว่าวิธีอื่น โดยที่ชนิดของถ่านกัมมันต์เป็นปัจจัยที่สำคัญในการเพิ่มประสิทธิภาพการดูดซับ (adsorption) การปรับความเป็นกรด-ด่าง และการใช้สารตกตะกอนก่อนก็ช่วยให้การกำจัดเป็นไปได้ดี

### 1.2.6 สารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM)

สารอินทรีย์ธรรมชาติ (natural organic matter, NOM) เป็นสารประกอบเชิงซ้อนของสารอินทรีย์ที่อยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติ มีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำ ตัวอย่างเช่น กระบวนการออกซิเดชัน (oxidation) กระบวนการโคแอกกูเลชัน (coagulation) กระบวนการดูดซับ (adsorption) และกระบวนการฆ่าเชื้อโรค (disinfection) เป็นต้น โดยสามารถแบ่งสารอินทรีย์ในน้ำตามการละลายน้ำได้เป็น 2 ประเภท คือ สารอินทรีย์ส่วนที่ไม่ละลายน้ำ (particulate organic matter, POM) และสารอินทรีย์ส่วนที่ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM) นอกจากนี้สามารถประเภทสารอินทรีย์โดยใช้แผ่นกรองที่มีขนาดรูเปิดแตกต่างกัน เช่น ขนาดรูเปิดมากกว่า  $0.1 \mu\text{m}$  มากกว่า  $0.45 \mu\text{m}$  และมากกว่า  $1.0 \mu\text{m}$  จะสามารถแบ่งประเภทของสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้นคือประเภทคอลลอยด์ (colloidal organic matter, COM) ซึ่งอยู่ระหว่าง DOM และ POM โดย COM และ POM เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถกำจัดได้ง่ายด้วยกระบวนการผลิตน้ำประปาเหมือนอนุภาคทั่วไปที่ทำให้เกิดความขุ่นในน้ำ แต่ DOM เป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำที่โมเลกุลของสารอินทรีย์สามารถผ่านเมมเบรนที่มีขนาดรูเปิด  $0.45 \mu\text{m}$  ซึ่งกำจัดยากด้วยกระบวนการผลิตน้ำประปาทั่วไป (กมลนาวัน อินทนูจิตร, 2552)

Dissolved organic matter (DOM) สามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ humic และ non-humic substance โดยที่ humic substance จะเป็นส่วนประกอบหลักของ DOM ประมาณ 50-65% มีลักษณะสีฟางข้าว เป็นสารที่มีขี้ว และเป็นกรดอินทรีย์ซึ่งได้มาจากการย่อยสลายของดินและพีชีน้ำ humic substance เป็นสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (hydrophobic) ประกอบด้วย humic และ fulvic acid ในส่วนของ non-humic substance เป็นสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (hydrophilic) ประกอบด้วย hydrophilic acid, proteins, amino acid, carbohydrate และ carboxylic acid (Amy, 1993) ซึ่งสารทั้งสองกลุ่มมีผลต่อการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำเนื่องจากเมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนอิสระคงเหลือในน้ำก่อให้เกิด DBPs เช่น สารไตรฮาโลมีเทน

### 1.2.6.1 ดัชนีตัวแทนในการวัดปริมาณของสารอินทรีย์

การหาปริมาณสารอินทรีย์สามารถใช้ดัชนีเป็นตัวแทนในการอธิบายคุณลักษณะของสาร NOM ได้ แต่โดยทั่วไปแล้วจะไม่สามารถใช้ดัชนีที่ได้จากวิธีการวิเคราะห์เพียงชนิดเดียวเป็นตัวแทน เพื่ออธิบายคุณลักษณะโดยรวมที่หลากหลายของสารอินทรีย์ธรรมชาติได้ จึงต้องใช้ดัชนีหลายตัว เช่น dissolved organic carbon (DOC) ultraviolet absorbance at wavelength-254 nm (UV-254 nm) และ trihalomethane formation potential (THMFP) ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

#### 1) สารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic carbon, DOC)

DOC เป็นสารอินทรีย์คาร์บอนส่วนที่ละลายน้ำของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (total organic carbon: TOC) ในน้ำ ซึ่งแยกออกมาได้โดยการกรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7  $\mu\text{m}$  (Julie *et al.*, 2004)

#### 2) ค่าการดูดกลืนแสง UV ที่ความยาวคลื่น 254 nm (UV absorbance at wavelength 254-nm, UV-254)

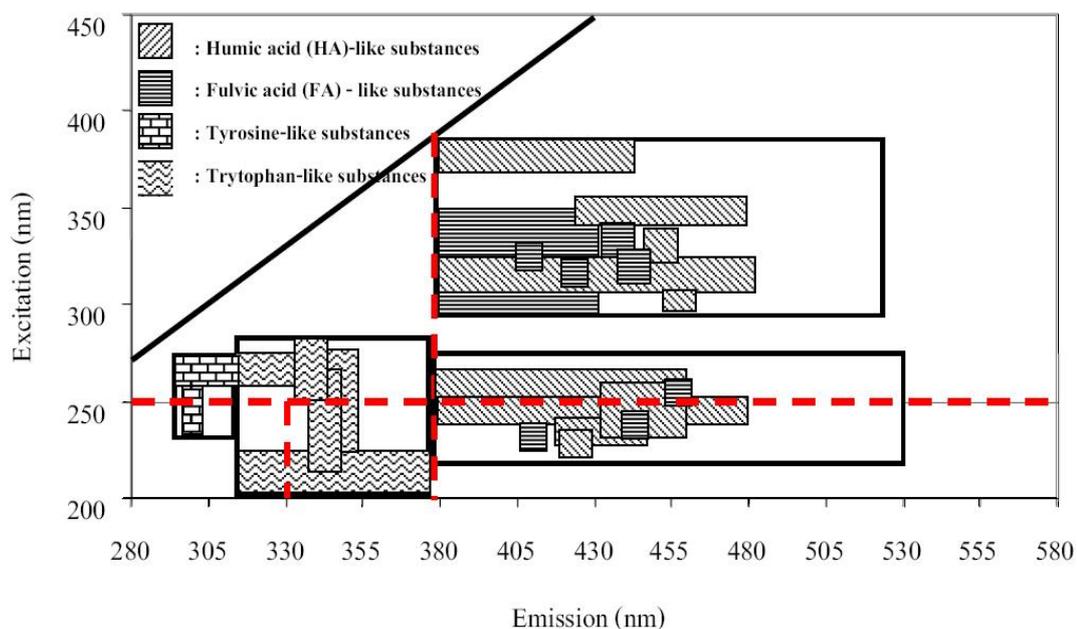
การดูดกลืนแสง ultraviolet (UV) เป็นดัชนีตัวแทนในการวัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ โดยใช้ในการตรวจวัดคุณภาพน้ำจากกระบวนการบำบัดน้ำและใช้ในการประเมินความสามารถของการลดปริมาณสารอินทรีย์ในกระบวนการ โคลแอกกูเลชัน ทั้งนี้สารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างจะดูดกลืนแสง UV เป็นปริมาณที่สัมพันธ์เป็นปฏิภาคโดยตรงกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำนั้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำมีค่าสูงขึ้น ปริมาณการดูดกลืนแสง UV ที่วัดได้จะมีค่าสูงขึ้นตามไปด้วย ดังนั้นน้ำตัวอย่างที่นำมาตรวจวัดค่า UV-254 ต้องผ่านการกรองด้วยกระดาษกรองแผ่นกรองรูเปิดขนาด 1.12  $\mu\text{m}$  หรือ 0.45  $\mu\text{m}$  ก่อน เพื่อกำจัดอนุภาคแขวนลอยในน้ำออกก่อนที่จะนำไปวัดการดูดกลืนแสง UV โดยสารอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบอะโรมาติก และมีโมเลกุลที่เป็นพันธะคู่จะสามารถดูดกลืนแสง UV ได้ดี ส่วนสารอินทรีย์กลุ่ม simple aliphatic acids แอลกอฮอล์ และน้ำตาลจะดูดกลืนแสง UV ได้น้อยหรือไม่ดูดกลืนแสง UV (Edzwald *et al.*, 1985) ทั้งนี้การวัดค่า UV จะทำการวัดที่ความยาวคลื่น 254 nm เนื่องจากสารอินทรีย์ที่ต้องการศึกษาจะดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นนี้ได้ดีที่สุดและมีการรบกวนจากสารประกอบอื่นๆ น้อยที่สุด (Eaton, 1995)

การวัดค่า UV อาศัยหลักการ คือ สารอินทรีย์ที่เป็นสารอะโรมาติกหรือเป็นสารที่เป็นพันธะคู่ จะสามารถดูดกลืนแสง UV โดยเฉพาะที่ความยาวคลื่น 254 nm จึงทำให้วิธีการวัดค่าการดูดกลืนแสง UV-254 เป็นวิธีการที่ดี และเหมาะสมกับการวัดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติ เช่น

สารอินทรีย์ที่มีปริมาณมากในแหล่งน้ำธรรมชาติและยังเป็นสารอะโรมาติกอีกด้วย (Edzwald *et al.*, 1985)

### 3) Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM)

Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) เป็นการวิเคราะห์ลักษณะของสารอินทรีย์ในน้ำโดยใช้เครื่อง spectrofluorometer ซึ่งผลการวิเคราะห์ FEEM จะแสดงลักษณะทางเคมีของสารอินทรีย์ในน้ำเป็นฟังก์ชันโครงสร้าง และ functional groups ของโมเลกุล ซึ่งเป็นวิธีที่ง่ายและรวดเร็วโดยใช้ปริมาณของตัวอย่างจำนวนน้อยและมีความเข้มข้นต่ำ ผลที่ได้จากการวัด FEEM คือ ผลรวมของ emission spectra ของน้ำตัวอย่างที่ excitation wavelength ต่างๆ ซึ่งบันทึกเป็นเมทริกซ์ของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (Swietlik *et al.*, 2004) ตำแหน่ง excitation (nm)/emission(nm) ของ tyrosine, tryptophan, humic and fulvic acid-like substances (Musikavong *et al.*, 2006) ดังแสดงในภาพที่ 1-2

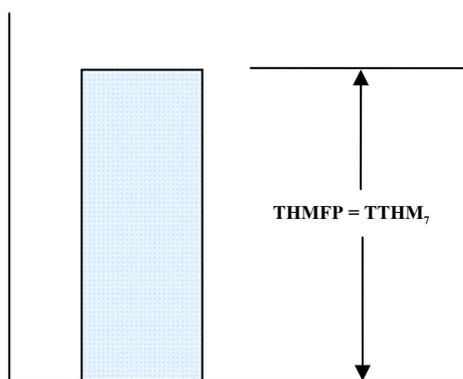


ภาพที่ 1-2 ตำแหน่ง excitation (nm)/emission (nm) ของ tyrosine, tryptophan , humic and fulvic acid – like substances (Musikavong *et al.*, 2006)

#### 4) Trihalomethane formation potential (THMFP)

THMFP เป็นผลต่างระหว่างความเข้มข้นของค่า total trihalomethanes ณ เวลาใดๆ ( $TTHM_T$ ) กับค่า  $TTHM_0$  ณ เวลาที่เก็บตัวอย่าง ดังแสดงในภาพที่ 1-3 และ 1-4 ค่า  $TTHM_T$  จึงเป็นค่าความเข้มข้นของสารทั้ง 4 ชนิดของสารไตรฮาโลมีเทน ซึ่งจะรายงานในรูปของ  $TTHM_T$  เป็นค่าของ THM หลังจากเก็บน้ำตัวอย่างไว้เป็นระยะเวลา 7 วัน ส่วนค่า  $TTHM_0$  จะเป็นค่าความเข้มข้นของ THMs ณ เวลาเก็บน้ำตัวอย่าง ถ้าหากน้ำตัวอย่างยังไม่มีคลอรีนในขณะเก็บ  $TTHM_0$  จะมีค่าเข้าใกล้ศูนย์ ค่า THMFP จะเป็นค่า  $TTHM_T$  และหากน้ำตัวอย่างมีการเติมคลอรีนในขณะเก็บน้ำตัวอย่างจะทำให้เกิด THMs ส่วนหนึ่ง และ  $\Delta$  THMFP เป็นค่าของความแตกต่างระหว่าง  $TTHM_7$  กับ  $TTHM_0$  (APHA, AWWA and WEF, 2005)

THM concentration

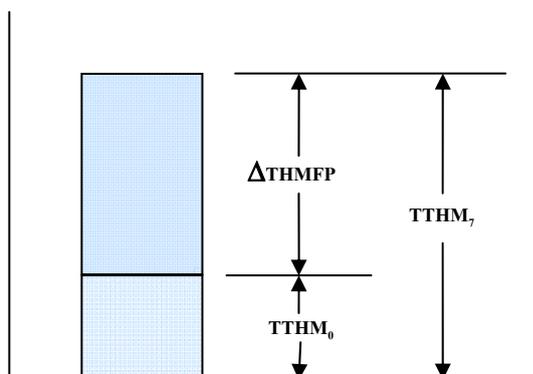


ภาพที่ 1-3 แสดงการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนของน้ำตัวอย่างในขณะเก็บน้ำตัวอย่างไม่มี

ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ

ที่มา : APHA, AWWA and WEF (2005)

THM concentration



ภาพที่ 1-4 แสดงการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนของน้ำตัวอย่างในขณะเก็บน้ำตัวอย่าง  
มีปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ

ที่มา : APHA, AWWA and WEF (2005)

### 1.2.7. การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพ (health risk assessment)

กระบวนการประเมินความเสี่ยง (risk assessment) ประกอบด้วยขั้นตอนหลัก 4 ขั้นตอน (USEPA, 1989) คือ การจำแนกความเป็นอันตราย (hazard identification) การประเมินการสัมผัส (exposure assessment) การประเมินการตอบสนองขนาดการได้รับสัมผัส (dose response assessment) การประเมินลักษณะความเสี่ยง (risk characterization) ซึ่งการประเมินความเสี่ยงด้วยวิธีการนี้สามารถใช้ได้ทั้งกรณีที่เป็นสารก่อมะเร็งและไม่เป็นสารก่อมะเร็ง โดยการประเมินการรับสารทั้งทางปากเข้าสู่ทางเดินอาหาร การสัมผัสทางผิวหนัง และทางการหายใจ

#### 1.2.7.1. การรวบรวมข้อมูลเพื่อใช้ในการประเมินความเสี่ยง (data and evaluation)

เป็นการรวบรวมข้อมูลพื้นฐานต่างๆ รวมทั้งวางขอบเขตในการประเมินความเสี่ยง เช่น

- ชนิดของสารต่าง ๆ ที่มีศักยภาพที่จะปนเปื้อนในบริเวณที่สนใจหรืออาจเลือกเฉพาะสารปนเปื้อนชนิดที่สนใจก็ได้
- ความเข้มข้นของสารปนเปื้อนชนิดที่สนใจในตัวกลางต่าง ๆ เช่น น้ำ อากาศ ดิน รวมทั้งลักษณะเฉพาะของตัวกลางต่างๆ เหล่านั้น

- ลักษณะเฉพาะในการแพร่กระจายและความคงทนในสิ่งแวดล้อมของสารปนเปื้อนนั้น

### 1.2.7.2. การประเมินความเป็นพิษ (toxicity assessment)

โดยพิจารณาความเป็นพิษของสารเคมีได้ 2 ประเภท คือ ความเป็นพิษที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (carcinogenic effect) และ ความเป็นพิษที่เป็นอันตรายอื่นนอกจากมะเร็ง (non-carcinogenic effect) USEPA ได้คัดเลือกแบบจำลองคณิตศาสตร์ที่ใช้ในการประเมินความเป็นพิษที่เรียกว่า “linearized multistage model” โดยมีสมมติฐานว่าจากการ extrapolate จากความเข้มข้นสูงมาที่ความเข้มข้นต่ำแล้วพบว่าที่ความเข้มข้นต่ำกราฟระหว่าง ขนาดการได้รับสารเคมีและการตอบสนองจะมีความชันที่เรียกว่าค่า slope factor (SF) ซึ่งเป็นหน่วยของความเสี่ยงต่อขนาดการได้รับสารเคมี ในหน่วย  $\text{kg}\cdot\text{day}\cdot\text{mg}^{-1}$  โดยที่ค่า slope factor (SF) ของสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด แสดงตารางที่ 1-4 สำหรับความเป็นพิษที่เป็นอันตรายอื่นนอกจากมะเร็งจะแสดงด้วยค่า reference dose (RfD) ค่าเหล่านี้ได้รวบรวมไว้ในฐานข้อมูลความเป็นพิษของ USEPA เรียกว่า IRIS (The Integrated Risk Information System)

สรุปข้อสมมติที่ใช้สำหรับสำหรับแบบจำลองแบบเส้นตรงหลายขั้นตอน (linearized multistage model) มีดังนี้ (พาลาก ลิงเฮนีย์, 2540)

1. การเกิดมะเร็งเป็นกระบวนการที่ไม่สามารถย้อนกลับ (irreversible) และเกิดขึ้นเมื่อมีการแบ่งตัวของเซลล์ โดยเหตุการณ์ที่เกิดขึ้นเป็นแบบสุ่ม (random)
2. การเกิดมะเร็งเกิดขึ้น โดยเริ่มเกิดจากเซลล์หนึ่งเซลล์
3. อัตราการเกิดมะเร็งมีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงกับอัตราการได้รับสัมผัส หรือขนาดวัตถุอันตราย
4. อุบัติการณ์การเกิดมะเร็งที่เป็นผลจากสารเคมี (induced) และมะเร็งที่พบในประชากรปกติเนื่องจากสาเหตุอื่นๆ (background) เป็นผลแบบบวกกัน (additive)

ตารางที่ 1-4 ค่า slope factor (SF) ของสารไตรฮาโลมีเทน

ชนิดของสาร	ช่องทางการได้รับสัมผัสสาร		
	ทางเดินอาหาร mg/kg.day	การซึมผ่านผิวหนัง mg/kg.day	การหายใจ mg/kg.day
คลอโรฟอร์ม	0.0061	0.0061	0.081
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.062	0.062	0.062
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	0.084	0.084	0.084
โบรโมฟอร์ม	0.0079	0.0079	0.0079

ที่มา USEPA. 2010b

ตารางที่ 1-5 ค่า reference dose (RfD) ของสารไตรฮาโลมีเทน

ชนิดของสาร	ช่องทางการได้รับสัมผัสสาร		
	ทางเดินอาหาร mg/kg.day	การซึมผ่านผิวหนัง mg/kg.day	การหายใจ mg/kg.day
คลอโรฟอร์ม	0.01	0.01	-
โบรโมไดคลอโรมีเทน	0.02	0.02	-
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	0.02	0.02	-
โบรโมฟอร์ม	0.02	0.02	-

ที่มา USEPA 2010

### 1.2.7.3. การประเมินการได้รับสัมผัส (exposure assessment)

เป็นขั้นตอนการวัดปริมาณสารเคมีที่มนุษย์มีโอกาสได้รับเข้าสู่ร่างกาย ตลอดจนค้นหาชนิดของสารเคมี ปริมาณสารเคมีที่ได้รับสัมผัส เส้นทางการได้รับสัมผัส อาจเป็นการประเมินการสัมผัสสารเคมีภายนอกร่างกาย จากแหล่งกำเนิด ตัวกลางต่างๆ เช่น ดิน น้ำ อากาศ เส้นทางการเข้าสู่ร่างกายได้แก่ ทางผิวหนัง ทางปาก ระบบทางเดินหายใจ เป็นต้น (อนามัย (ธีรวิโรจน์) เทศกะทีก, 2552)

**การรับสัมผัส (exposure)** หมายถึงปริมาณสารเคมีที่อยู่รอบร่างกายที่อาจจะเข้าสู่ร่างกายได้ในช่องทางต่างๆ เช่น ผิวหนัง ปาก และการสูดดม

**ขนาดสารเคมี (dose)** หมายถึงปริมาณสารเคมีที่ถูกดูดซึมเข้าสู่ร่างกายและสามารถเข้าไปในกระแสโลหิตได้

**ค่าที่ได้รับ (intake)** หมายถึง ปริมาณการรับสัมผัสสารเคมีในรูปของปริมาณมวลสารที่ร่างกายได้รับสัมผัสต่อหนึ่งหน่วยเวลา โดย พิจารณาจากเส้นทางการนำเข้าสู่สารเคมี (pathway) เช่น มิลลิกรัมต่อน้ำหนักร่างกายหนึ่งกิโลกรัมต่อวัน หรือ มิลลิกรัม/กิโลกรัม/วัน

#### ปัจจัยสำคัญในการประเมินการรับสัมผัส (Kofi,2002)

1. ความเข้มข้นการได้รับสัมผัส (exposure concentration)
2. อัตราการรับสัมผัส (contact rate)
3. ความถี่และระยะเวลาในการรับสัมผัส (exposure frequency and duration)
4. น้ำหนักร่างกาย (body weight)
5. ระยะเวลาเฉลี่ย (time average)

การคำนวณในการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายโดยช่องทางต่างๆ โดยใช้ ค่า chronic daily intake (CDI) ค่า absorbed dose (AD) (USEPA, 1989) แสดงตามสมการ (1-10) และ (1- 11) ดังนี้

- การได้รับสารผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ

$$CDI = \frac{(CW)(CR)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (1-10)$$

- การได้รับสารทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ

$$AD = \frac{(CW)(CF)(SA)(PC)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (1- 11)$$

เมื่อ	CDI	=	ปริมาณสารที่ได้รับ (mg/kg.day)
	CR	=	อัตราการได้รับสัมผัสสาร(mL/h)
	AD	=	ขนาดการได้รับสารทางผิวหนัง(mg /kg.day)
	AT	=	ระยะเวลาเฉลี่ยที่ได้รับสาร (days)
	BW	=	น้ำหนักร่างกาย(kg)
	CF	=	ค่าที่ใช้แปลงหน่วยปริมาตรน้ำ(1L:1000 cm <sup>3</sup> )
	CW	=	ความเข้มข้นของสารเคมีในน้ำ(mg/L)
	ED	=	ระยะเวลาที่ได้รับสัมผัสสาร(years)
	EF	=	ความถี่การได้รับสัมผัสสาร(days / year or events/ year)
	ET	=	เวลาที่ได้รับสัมผัสสาร(h /day or h/event)
	PC	=	ค่าคงที่จำเพาะของสารเคมีที่สามารถซึมผ่านผิวหนังได้(cm /h)
	SA	=	พื้นที่ผิวหนังร่างกาย (cm <sup>2</sup> )

#### 1.2.7.4. ลักษณะความเสี่ยง (risk characterization)

เป็นขั้นตอนการอธิบายลักษณะของความเสี่ยงโดยนำข้อมูลทั้งหมดที่ได้จากการประเมิน 3 ขั้นตอนแรก มาเข้าสู่การประเมินภาพรวมของความเสี่ยงในลักษณะของขนาดและความรุนแรง โดยการคำนวณความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งและความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง

การคำนวณความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งนั้นสามารถคำนวณเป็นความเสี่ยงตลอดชีวิต (life time cancer risk) ดังแสดงตามสมการ (1-12)

$$\text{lifetime cancer risk} = (\text{Intake})(\text{SF}) \quad (1-12)$$

เมื่อ Intake คือปริมาณของสารก่อมะเร็งที่ได้รับ (mg/kg.day)

SF คือ ค่า slope factor ของสารก่อมะเร็ง (kg.day.mg<sup>-1</sup>)

สำหรับความเสี่ยงจากการเกิดมะเร็ง USEPA (2009) ได้กำหนดแนวทางว่าถ้าความเสี่ยงอยู่ในช่วง  $10^{-6} - 10^{-4}$  เป็นความเสี่ยงในระดับที่ยอมรับได้

การคำนวณความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งดังแสดงตามสมการ(1-13)

$$HI = \frac{I}{RfD} \quad (1-13)$$

เมื่อ HI = the hazard index

I = CDI หรือ AD of non-carcinogens ปริมาณสารที่รับเข้าร่างกาย (mg/kg. day)

Rfd = reference dose (mg/kg.day)

ถ้าค่า HI < 1.0 ความเสี่ยงยอมรับได้ HI > 1.0 ความเสี่ยงยอมรับไม่ได้

ถ้ามีสารมากกว่าหนึ่งชนิด ต้องหาค่า HI รวม แล้วนำไปเปรียบเทียบกับ 1 (USEPA, 2009)

### 1.2.8. งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

การศึกษาปริมาณของสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำแสดงตามตารางที่ 1-6 โดยจากการศึกษาของ Fantuzzi และคณะ (2001) พบว่า ความเข้มข้น total THMs ในประเทศอิตาลีมีค่าระหว่าง 17.8 -70.8  $\mu\text{g/L}$  นอกจากนี้ยังมีการศึกษา total organic carbon และ total THMs โดย Chu และ Nieuwenhuijsen (2002) ได้ศึกษาปริมาณสาร THMs ในสระว่ายน้ำ โดยเก็บตัวอย่างน้ำในสระว่ายน้ำในร่มจำนวน 8 แห่ง ในเมืองลอนดอน ประเทศอังกฤษมาวิเคราะห์สารอินทรีย์ทั้งหมด (TOC) และปริมาณสาร THMs ทั้งหมด พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 5.8  $\mu\text{g/L}$  และ 132.4 mg/L ตามลำดับ ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ (correlation coefficient) ระหว่างจำนวนผู้ใช้บริการในสระว่ายน้ำและความเข้มข้นของปริมาณสาร THMs ทั้งหมด  $r = 0.7$  และความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณ TOC และปริมาณสาร THMs ทั้งหมด  $r = 0.5$  ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนบริเวณเหนือผิวน้ำที่ระดับแตกต่างกันจะขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ ได้แก่ ขนาดโครงสร้างของสระว่ายน้ำ และระบบระบายอากาศ สอดคล้องกับการศึกษาของ Strable และคณะ (อ้างใน WHO, 2006) ที่ได้ศึกษาความเข้มข้น THMs ในเลือดของนักว่ายน้ำเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของ THMs ในน้ำและบริเวณเหนือผิวน้ำของสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (outdoor pool) และสระว่ายน้ำในร่ม (indoor pool) พบว่า ความเข้มข้น THMs ในน้ำสระว่ายน้ำกลางแจ้งสูงกว่าสระว่ายน้ำภายในร่ม แต่บริเวณเหนือผิวน้ำและในเลือดนักว่ายน้ำมีค่าความเข้มข้น THMs ในสระว่ายน้ำในร่มสูงกว่าสระว่ายน้ำกลางแจ้งแสดงให้เห็นว่าการมีระบบระบายอากาศที่ดีจะช่วยลดการสัมผัส THMs และจากการศึกษาของ Aggazzoti (1990) ที่ศึกษาใน

นักว่ายน้ำที่ว่ายน้ำในสระว่ายน้ำที่มีความเข้มข้นของคลอโรฟอร์ม 17 – 47  $\mu\text{g/L}$  จำนวน 127 คน มีการตรวจระดับ THMs ในเลือด ผลการศึกษาพบว่า นักว่ายน้ำมีระดับคลอโรฟอร์มในเลือดเฉลี่ย 0.89  $\mu\text{g/L}$  และอีกการศึกษาของ Aggozzotti และคณะ (1998) ได้ทำการศึกษาในนักว่ายน้ำอาชีพ จำนวน 5 คน มีการตรวจระดับคลอโรฟอร์มในลมหายใจออกก่อนว่ายน้ำพบว่ามีความเฉลี่ย 29.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  หลังว่ายน้ำนาน 1 ชั่วโมงมีความเฉลี่ย 75.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ระดับคลอโรฟอร์มในเลือดเฉลี่ย 1.4  $\mu\text{g/L}$  และพบว่า การสัมผัสน้ำและอากาศบริเวณเหนือผิวน้ำในสระว่ายน้ำในร่มที่มีการฆ่าเชื้อโรคด้วย คลอรีน ทำให้เลือดและถุงลมปอดมีความเข้มข้น THMs สูง แต่ความเข้มข้น THMs ในถุงลมปอด ลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อออกจากบริเวณสระว่ายน้ำ และรายงานการศึกษาการประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากสาร THMs ในสระว่ายน้ำนั้น มีการศึกษาของ Mallika และคณะ (2008) ได้ประเมิน ความเสี่ยงการเกิดมะเร็งในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง โดยมีการศึกษาความเสี่ยงจากการได้รับ THMs ทั้ง ทางปากและทางผิวหนัง พบว่า ความเสี่ยงต่อการเกิดโรคมะเร็งจากการได้รับสาร THMs นั้นมาจาก ทางผิวหนังโดยการว่ายน้ำ เท่ากับ 94.18 % จากความเสี่ยงทั้งหมด และการศึกษาของ Jin Lee และ คณะ (2009) ได้ประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต ในสระว่ายน้ำในร่มพบว่า การได้รับ สาร THMs ทางปากนั้นความเสี่ยงสูงสุดในการเกิดมะเร็ง ซึ่งสอดคล้องกับรายงานการศึกษาของ Lee และคณะ (2004) ที่ได้ศึกษาการประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตจากการได้รับสัมผัส สาร THMs ในน้ำประปาของประเทศฮ่องกง พบว่า BDCM มีความเสี่ยงสูงสุด 59% และ คลอโรฟอร์มมีความเสี่ยงสูงสุด 24 % จากความเสี่ยงทั้งหมด โดยมีช่องทางการได้รับสารคือ ทาง ปาก และการซึมผ่านทางผิวหนัง นอกจากนี้ Uyak (2006) ได้ศึกษาการประเมินความเสี่ยงการเกิด มะเร็งตลอดชีวิตจากการได้รับสัมผัสสาร THMs ในน้ำประปาของประเทศตุรกีพบว่า การได้รับสาร ทางปากมีความเสี่ยงสูงสุด โดยมีระดับความเสี่ยงมากกว่าค่าที่กำหนด USEPA คือมีค่ามากกว่า  $10^{-6}$  และการศึกษาของ Hassan *et al.* (1996) ได้ศึกษาการเกิด THMs ในน้ำดื่มที่มีการเติมคลอรีน ใน เมือง Alexandria ประเทศอียิปต์ มีการเก็บตัวอย่างน้ำจืดละ 3 ตัวอย่าง จำนวน 5 จุด ผลการศึกษา พบว่าความเข้มข้นของสาร THMs คือ คลอโรฟอร์มมากที่สุด รองลงมาโบรโมไดคลอโรมีเทน ไดคลอโรโบรโมมีเทน และโบรโมฟอร์ม ตามลำดับ ในน้ำดื่มเกือบทุกตัวอย่าง โดยพบ คลอโรฟอร์ม มีสัดส่วนกว่าร้อยละ 70 และพบว่า การเกิด THMs ขึ้นอยู่กับ pH โบรไมด์ สารอินทรีย์ตั้งต้น อุณหภูมิ และปริมาณคลอรีนที่ใช้

ตารางที่ 1-6 การศึกษาความเข้มข้นสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำสระว่ายน้ำของประเทศต่างๆ

Country	Disinfection by-product concentration (µg/L)								Pool type	Reference
	Chloroform		BDCM		DBCМ		Bromoform			
	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range		
Poland		35.9-99.7		2.3-14.7		0.2-0.8		0.2-203.2	indoor	Biziuk <i>et al.</i> , 1993
Italy	33.7	25-43	2.3	1.8-2.8	0.8	0.5-10	0.1	0.1	indoor	Aggazzotti <i>et al.</i> , 1998
USA		4-402		1-72		<0.1-8		<0.1-1	outdoor	Armstrong & Golden, 1986
Germany	74.9		11.0		3.0		0.23		outdoor	Cammann & Hubner, 1995
Thailand		26.15-65.09		9.5-36.97		5.19-22.78		Nd-6.56	outdoor	Mallika <i>et al.</i> , 2008

ที่มา : WHO (2006), Mallika และคณะ (2008)

### 1.3 วัตถุประสงค์

- 2.1 เพื่อวิเคราะห์ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนที่เกิดขึ้นในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง
- 2.2 เพื่อศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดและศักยภาพในการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง
- 2.3 เพื่อศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยที่มีต่อการเกิดและศักยภาพในการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนกับความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง
- 2.4 เพื่อศึกษาลักษณะโครงสร้างสารอินทรีย์ของน้ำในสระว่ายน้ำ
- 2.5 เพื่อประเมินความเสี่ยงในการเกิดโรคมะเร็งและการเกิดอันตรายจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง

### 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 3.1 ทราบถึงความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนและลักษณะของสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง
- 3.2 ทราบถึงความเสี่ยงของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำต่อการเกิดมะเร็งจากสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง
- 3.3 ทราบถึงปัจจัยที่มีผลต่อเกิดสารไตรฮาโลมีเทนและศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำกลางแจ้ง
- 3.4 เป็นแนวทางต้นแบบในการจัดการดูแลสระว่ายน้ำสถาบันการศึกษาวิทยาเขตยะลาและสระว่ายน้ำสถานที่อื่น ๆ ในการลดความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน

## บทที่ 2

### วิธีการวิจัย

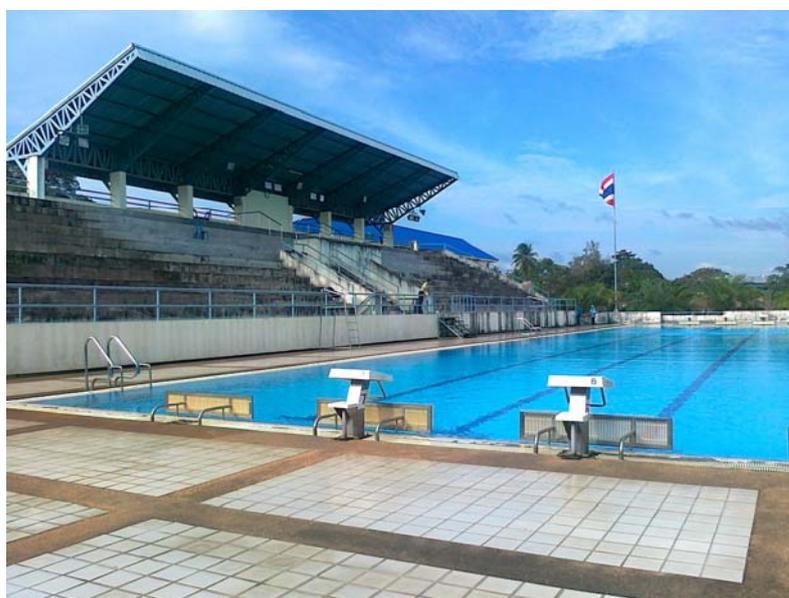
งานวิจัยนี้เป็นการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการได้รับสัมผัสสารก่อมะเร็งในกลุ่มสารไตรฮาโลมีเทนจากสระว่ายน้ำของสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา โดยส่วนแรกของการวิจัยจะเป็นศึกษาข้อมูลในการจัดการสระว่ายน้ำและข้อมูลพฤติกรรมการใช้สระว่ายน้ำของผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำของสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา จากนั้นจึงทำการวิเคราะห์คุณภาพน้ำในสระว่ายน้ำ ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ คลอรีนอิสระคงเหลือ ความขุ่น ปริมาณของสารอินทรีย์ทั้งหมด (dissolved organic carbon) UV-254 FEEM ปริมาณของสารไตรฮาโลมีเทน 4 ชนิด คือ คลอโรฟอร์ม (chloroform) ไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane) โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) และโบรโมฟอร์ม (bromoform) ศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane formation potential, THMFP)

โดยในส่วนที่สองของการศึกษาเป็นการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งเฉพาะการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนเพียง 2 ช่องทาง คือ การรับสารผ่านระบบทางเดินอาหาร และการรับสารทางผิวหนังจากการว่ายน้ำ สำหรับความเสี่ยงการเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทนจากการสูดดมจากการว่ายน้ำไม่ได้นำมาพิจารณาเนื่องจากสระว่ายน้ำกลางแจ้ง เป็นแบบเปิดโล่ง มีการระบายอากาศดี ทำให้สารไตรฮาโลมีเทนกระจายสู่บรรยากาศ และตรวจพบสารไตรฮาโลมีเทนในบริเวณสระว่ายน้ำได้น้อย (Mallika *et al.*, 2008) ทั้งนี้ในการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตนั้นจะทำการประเมินทั้งความเสี่ยงในการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดซึ่งเป็นการประเมินกรณีร้ายแรงที่สุด (worst case scenario) และประเมินการได้รับสารที่ความเข้มข้นเฉลี่ยซึ่งเป็นการประเมินที่สภาวะทั่วไป มีการประเมินการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนเพียงชนิดเดียวและสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด ซึ่งประกอบด้วย คลอโรฟอร์ม (chloroform) ไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane) โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) และโบรโมฟอร์ม (bromoform)

## 2.1. สถานที่เก็บตัวอย่าง

### 2.1.1 สระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา

สระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา เป็นสระว่ายน้ำที่เปิดให้บริการแก่นักศึกษา บุคลากรสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา และประชาชนทั่วไป เปิดบริการวันจันทร์-ศุกร์ เวลา 16.00-21.00 น. มีผู้ใช้บริการเฉลี่ยเดือนละ 800 คน โดยลักษณะเป็นสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (outdoor pool) มีขนาดความกว้าง 25 เมตร ความยาว 50 เมตร และระดับความลึก 2 เมตร ลักษณะสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา แสดงดังภาพที่ 2-1



ภาพที่ 2-1 ลักษณะสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา

ที่มา : ภาพถ่ายจากสถานที่จริงของสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา  
อำเภอเมือง จังหวัดยะลา (เมื่อวันที่ 23 ธันวาคม 2553)

## 2.2 เครื่องมือและวัสดุอุปกรณ์

### 2.2.1 เครื่องมือ

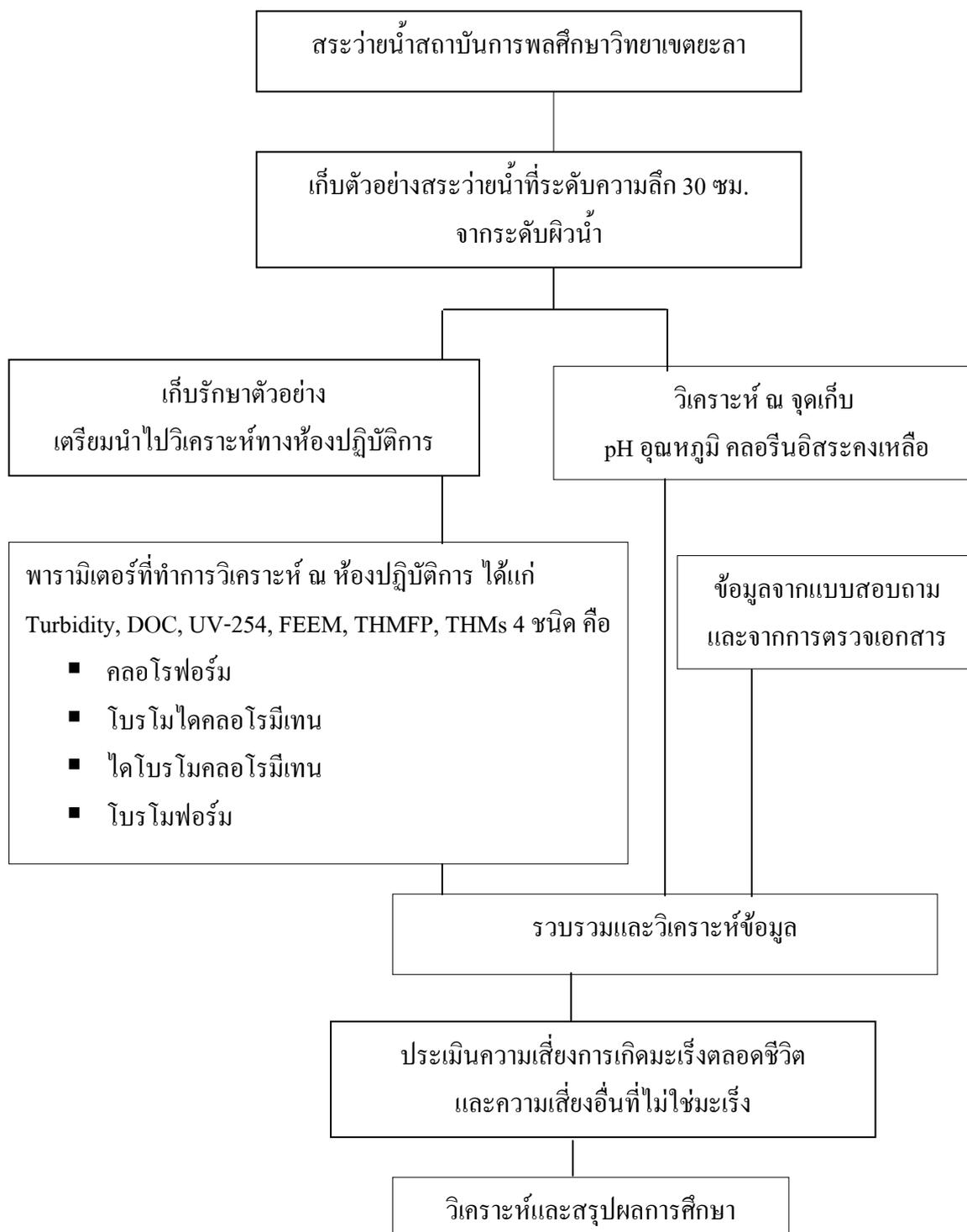
1. เครื่องวัดความเป็นกรด - ด่าง (pH meter)
2. เครื่องวัดอุณหภูมิ (thermometer)
3. เครื่องวัดความขุ่น (turbidimeter)
4. เครื่องชั่ง
5. เครื่องสเปกโทรโฟโตมิเตอร์ (spectrophotometer)
6. เครื่องสเปกโทรฟลูออโรมิเตอร์ (spectrofluorometer)
7. ชุดอุปกรณ์ไทเทรต
8. เครื่องแก๊สโครมาโตกราฟ (gas chromatograph) พร้อมด้วยเครื่องวัดสัญญาณชนิดตรวจจับอิเล็กตรอน (electron capture detector, ECD)
9. เครื่องวัดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน (TOC analyzer)
10. ขวดเก็บตัวอย่างน้ำ
11. เครื่องทำน้ำปราศจากไอออน (deionizer)
12. เตาเผา (programmable ash muffle)
13. เครื่องปั๊มสุญญากาศ (vacuum pump)
14. ตู้ดูดควัน (hood)
15. ตู้ดูดความชื้น (desiccators)
16. ตู้บ่ม (incubator)
17. แผ่นกรอง GF/F (Whatman) ขนาดรูเปิด  $0.7 \mu\text{m}$
18. เครื่องวัดค่าคลอรีนอิสระคงเหลือ

### 2.2.2 สารเคมี

1. สารละลาย N,N diethyl-p-phenylenediamine (DPD) solution
2. สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH)
3. สารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ (phosphate buffer solution)
4. สารละลายกรดซัลฟิวริก ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )
5. กรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น (Conc. HCL)
6. สารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ )
7. สารละลายมาตรฐานโซเดียมไฮโปคลอไรต์ (NaOCl)

## 2.3 วิธีการดำเนินงานวิจัย

### ขั้นตอนการศึกษา



ภาพที่ 2-2 แผนผังขั้นตอนการวิจัย

## 2.4 การเก็บข้อมูล

ทำการเก็บรวบรวมข้อมูลทั้งในภาคสนามและวิเคราะห์คุณภาพน้ำในห้องปฏิบัติการตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ.2553 ถึงเดือนธันวาคม พ.ศ.2554 เพื่อใช้ในการประเมินความเสี่ยงดังนี้

### 2.4.1 ข้อมูลการจัดการสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา

ทำการเก็บมูลในสภาวะจริงของการใช้งานสระว่ายน้ำจากการสัมภาษณ์เจ้าหน้าที่ผู้ดูแลสระว่ายน้ำและข้อมูลที่เจ้าหน้าที่ผู้ดูแลสระว่ายน้ำได้เก็บรวบรวมไว้ ดังนี้

1. สภาพทั่วไปทั้ง โครงสร้าง ขนาด และ ความจุ
2. ระบบการบำบัดน้ำ
3. กระบวนการฆ่าเชื้อโรค
4. การจัดการระบบความปลอดภัย
5. ข้อมูลผู้ใช้สระว่ายน้ำ

### 2.4.2 ข้อมูลพฤติกรรมการใช้สระว่ายน้ำของผู้ใช้บริการ

สำรวจข้อมูลเชิงพฤติกรรมการใช้สระว่ายน้ำของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำจำนวน 150 คน ด้วยแบบสอบถาม โดยทำการสุ่มผู้มาใช้บริการให้ครอบคลุมทุกเพศและทุกวัย จากนั้นจึงนำข้อมูลจากที่เก็บรวบรวมได้นำไปใช้ในขั้นตอนของการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพ โดยมีรายละเอียด ดังนี้

- ข้อมูลทั่วไป ได้แก่ เพศ และ อายุ
- ระยะเวลาการใช้สระว่ายน้ำในแต่ละครั้ง
- ความถี่ของการใช้บริการ

## 2.5 การเก็บตัวอย่างและการรักษาตัวอย่าง

ทำการเก็บตัวอย่างน้ำจากสระว่ายน้ำของสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลาตั้งแต่วันที่เดือนกุมภาพันธ์ 2554 ถึงเดือนธันวาคม 2554 โดยเก็บสัปดาห์ละ 2 ครั้ง จำนวน 94 ตัวอย่าง ภาชนะบรรจุตัวอย่างมีการทำความสะอาดและกักด้วยน้ำปราศจากไอออนทุกครั้งก่อนการเก็บตัวอย่าง วิธีการเก็บตัวอย่างน้ำ คือ เก็บน้ำในสระว่ายน้ำแบบจ้วง (grab sampling) กำหนดจุดเก็บตัวอย่างน้ำ 1 จุด บริเวณที่เก็บคือจุดกึ่งกลางสระ ระดับความลึกจากผิวน้ำ 30 เซนติเมตร ปริมาณน้ำตัวอย่างน้ำ 1 ลิตร มีการรักษาสภาพตัวอย่างน้ำโดยเติมโซเดียมไทโอซัลเฟต 10 มิลลิกรัม เพื่อยับยั้งการทำปฏิกิริยาคลอรีนกับน้ำตัวอย่าง โดยจะทำการเก็บตัวอย่างน้ำ 2 ชั่วโมงและเก็บรักษาตัวอย่างทั้งหมดที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส เพื่อรอการวิเคราะห์ ส่วนพารามิเตอร์ ความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิและคลอรีนอิสระคงเหลือนั้นต้องทำการตรวจวิเคราะห์ทันที ณ จุดเก็บตัวอย่างตามวิธีมาตรฐาน (APHA, AWWA and WEF, 2005)

## 2.6 การวิเคราะห์น้ำ

การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ และเคมี ประกอบด้วยพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ อุณหภูมิ ความเป็นกรด - ด่าง คลอรีนคงเหลืออิสระ และความขุ่น ซึ่งแต่ละพารามิเตอร์มีวิธีการวิเคราะห์ตามวิธีมาตรฐาน (APHA, AWWA and WEF, 2005) รายละเอียดการวิเคราะห์ดังนี้

### 2.6.1 อุณหภูมิ

อ่านค่าโดยตรงจากเทอร์โมมิเตอร์ (thermometer)

### 2.6.2 ความเป็นกรด - ด่าง (pH)

อ่านค่าโดยตรงจากเครื่องวัดความเป็นกรด - ด่าง (pH meter) โดยก่อนทำการวัดตัวอย่างจะเปรียบเทียบกับมาตรฐาน (standardization) ด้วยสารละลายบัฟเฟอร์มาตรฐานที่มีค่าความเป็นกรด-ด่าง เท่ากับ 4.0 และ 7.0

### 2.6.3 ความขุ่น (turbidity)

อ่านค่าโดยตรงจากเครื่องวัดความขุ่น (turbidimeter) รุ่น Hach 2100 P

#### 2.6.4 ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ (free residual chlorine)

อ่านค่าโดยตรงจากเครื่องวิเคราะห์คลอรีนอิสระคงเหลือ (chlorine pocket meter)

#### 2.6.5 ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมด (dissolved organic carbon, DOC)

กรองน้ำตัวอย่างผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาด 0.7 ไมโครเมตร ตามวิธีจาก Standard method ในส่วน 5310 B. Combustion method ด้วยเครื่องวิเคราะห์ปริมาณ TOC analyze ผลิตภัณฑ์ Shimadzu

#### 2.6.6 การวิเคราะห์ค่าการดูดกลืนแสง UV ที่ความยาวคลื่น 254 nm (UV absorbance at wavelength 254-nm, UV-254)

กรองน้ำตัวอย่างผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาด 0.7 ไมโครเมตร ตามวิธีจาก standard method ในส่วน 5910 B. ultraviolet absorption method โดยการใช้เครื่อง UV/VIS spectrophotometer

#### 2.6.7 การวิเคราะห์ fluorescent exitation-emission matrix (FEEM)

การตรวจวัด FEEM เป็นผลรวมของ emission spectra ของน้ำตัวอย่างที่ใช้ความยาวคลื่นกระตุ้น (exitation wavelength) ต่างๆที่ถูกบันทึกเป็น matrix ของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (fluorescent intensity) ที่ได้จากการตรวจวัดด้วยการใช้เครื่อง spectrofluorometer รุ่น Jasco FP 6200 โดยมีรายละเอียดดังนี้

##### 2.6.7.1 การเตรียมสารมาตรฐานโดยสาร quinine sulfate

การตรวจสอบค่ามาตรฐานของเครื่อง spectrofluorometer นั้นจะใช้สาร quinine sulfate  $[(C_{20}H_{24}N_2O_2)H_2SO_4 \cdot 2H_2O]$  โดยเตรียมในสารละลายกรดซัลฟูริกเข้มข้น 0.1 M ที่ความเข้มข้น 1 5 10 15 20  $\mu\text{g/L}$  ตามลำดับ แล้วนำไปวัดค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ โดยสแกนความยาวคลื่นที่ emission wavelength (em) เท่ากับ 450 nm และใช้ความยาวคลื่นกระตุ้นที่ excitation wavelength (ex) เท่ากับ 345 nm ซึ่ง 10 quinine sulfate unit (QSU) เท่ากับความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารมาตรฐานที่ความเข้มข้น 10  $\mu\text{g/L}$  (Kasuga *et al.*, 2003)

### 2.6.7.2 สภาพะการทำงานของเครื่อง spectrofluorometer รุ่น Jusco FP 6200

Measurement mode : emission

Excitation band width : 5 nm

Emission band width : 5 nm

Response : medium

Sensitivity : medium

Excitation scanning range : 220 nm -600 nm

Emission scanning range : 220 nm – 600 nm

Scanning speed 250 nm/min

Data pith 1 nm

Excitation: 10 nm

Emission : 1 nm

### 2.6.7.3 วิธีการตรวจวัด fluorescent exitation-emission matrix (FEEM)

1. กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/F 0.7  $\mu\text{m}$  และปรับความเป็นกรด-ด่างของน้ำให้เป็นกลาง (pH = 7)
2. เปิดเครื่องคอมพิวเตอร์และเครื่อง spectrofluorometer ปล่อยให้ทิ้งไว้ 30 นาที เพื่อให้พลังงานแสงคงที่ (photometric stability)
3. นำสารมาตรฐาน quinine sulfate ที่ความเข้มข้น 10  $\mu\text{g/L}$  ใส่ในควอทซ์เซลล์โปร่งแสงทั้ง 4 ด้าน เพื่อวัดความเข้มข้นแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ emission เท่ากับ 450 nm และที่ excitation เท่ากับ 345 nm
4. ทำการวัดค่า FEEM ของน้ำ Milli-Q ที่ excitation ตั้งแต่ 220 nm จนกระทั่งครบ 600 nm โดยที่ excitation หนึ่งค่าจะทำการวัดค่า emission ตั้งแต่ 220 nm ถึง 600 nm
5. ทำการวัดค่า FEEM ของน้ำตัวอย่าง ที่ excitation ตั้งแต่ 220 nm จนกระทั่งครบ 600 nm โดยที่ excitation หนึ่งค่าจะทำการวัดค่า emission ตั้งแต่ 220 nm ถึง 600 nm
6. จัดเก็บข้อมูลการวิเคราะห์ในรูปแบบฐานข้อมูล ASCII (\*.TXT) และนำไปประมวลผลในโปรแกรม model ที่สร้างจากโปรแกรม excel โดยจะคำนวณค่าความเข้มข้นแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำตัวอย่างมาลบค่าความเข้มข้นแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำ Milli-Q และนำค่าที่ได้มาหารด้วย 4 ซึ่งเป็นค่าเท่ากับ 10 QSU

7. นำข้อมูลที่ได้จากโปรแกรม model มาสร้างกราฟในรูปแบบเส้นชั้นความสูง (contour) และสามมิติ (3D) ด้วยโปรแกรม Sigmaplot และอ่านค่า excitation และ emission จากกราฟแล้วนำมาพิจารณาเปรียบเทียบกับ putative origins (Chen *et al.*, 2003; Musikavong *et al.*, 2006) เพื่อวิเคราะห์กลุ่มของสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำสระว่ายน้ำ

## 2.6.8 การวิเคราะห์ปริมาณสารไตรฮาโลมีเทนทั้งหมด (totaltrihalomethanes, TTHMs)

วิเคราะห์ปริมาณสารไตรฮาโลมีเทน 4 ชนิด คือ คลอโรฟอร์ม (chloroform) ไดโบรมอคลอโรมีเทน (dibromochloromethane) โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) และโบรโมฟอร์ม (bromoform) ตามวิธีการของ standard method ในส่วน 5710 และใช้สารละลายมาตรฐาน bromofluorobenzene เป็น internal standard ดังนี้

1) การสกัด (liquid-liquid extraction) ทำการสกัดน้ำตัวอย่างที่อุณหภูมิห้อง ตามวิธีการใน standard method ในส่วน 6232 B. liquid-liquid extraction gas chromatography method โดยการเติมน้ำตัวอย่างในขวดที่ทราบปริมาตรแน่นอน จากนั้นเติม internal standard คือ bromofluorobenzene ที่ละลายในตัวทำละลาย n-pentane เขย่าให้แรงด้วยมือเป็นเวลา 2 นาที รอให้เกิดการแยกชั้นอย่างน้อย 2 นาที แล้วดูดเอาเฉพาะสารละลายในชั้นของตัวทำละลายสกัด (ชั้นบน) ลงในขวดเก็บตัวอย่างสำหรับสารละลายสกัด แล้วนำไปวิเคราะห์ เก็บรักษาไว้ที่อุณหภูมิต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส ขณะรอการวิเคราะห์

2) วิเคราะห์ตัวอย่างและสารละลายด้วยเครื่อง gas chromatograph (GC) model HP 6890 with ECD และใช้ HP-5 column สภาวะการทำงานของเครื่อง GC ในการวิเคราะห์สาร THMs แสดงในตารางที่ 2-1

## 2.6.9 การวิเคราะห์ศักยภาพการเกิดไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane formation potential, THMFP)

วิเคราะห์ศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes formation, THMFP) 4 ชนิด คือ คลอโรฟอร์ม ไดโบรโมคลอโรมีเทน โบรโมไดคลอโรมีเทนและ โบรโมฟอร์ม ตามวิธีการของ standard method ในส่วน 5710 B. trihalomethane formation potential และใช้สารละลายมาตรฐาน bromofluorobenzene เป็น internal standard ซึ่งมีรายละเอียด ดังนี้

### 1) การตรวจปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ

นำน้ำตัวอย่างมาเติมสารคลอรีน (chlorine) และเติมสารละลายฟอสเฟต เพื่อรักษาสภาพน้ำให้เป็นกลาง นำไปบ่มที่อุณหภูมิ  $25 \pm 2$  องศาเซลเซียส ระยะเวลา 7 วัน จากนั้นวัดปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือในน้ำตัวอย่างซึ่งต้องอยู่ในช่วง 3-5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามวิธีการใน standard method ในส่วน 4500-Cl G.DPD colorimetric method

### 2) การสกัด (liquid-liquid extraction) ทำการสกัดน้ำตัวอย่างที่อุณหภูมิห้องตามวิธีการใน standard method ในส่วน 6232 B. liquid-liquid extraction gas chromatography method โดยการเติมน้ำตัวอย่างในขวดที่ทราบปริมาตรแน่นอน จากนั้นเติม internal standard คือ bromofluorobenzene ที่ละลายในตัวทำละลาย n-pentane เขย่าให้แรงด้วยมือเป็นเวลา 2 นาที รอให้เกิดการแยกชั้นอย่างน้อย 2 นาที แล้วดูดเอาเฉพาะสารละลายในชั้นของตัวทำละลายสกัด (ชั้นบน) ลงในขวดเก็บตัวอย่างสำหรับสารละลายสกัด จึงทำการวิเคราะห์และเก็บรักษาไว้ที่อุณหภูมิต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส ขณะรอการวิเคราะห์

### 3) วิเคราะห์ตัวอย่างและสารละลายด้วยเครื่อง GC model HP 6890 with ECD และใช้ HP-5 column สภาพะการทำงานของเครื่อง GC ในการวิเคราะห์สาร THMs แสดงดังภาพที่ 2-1

## 2.7 ความสัมพันธ์การเกิดสารไตรฮาโลมีเทนกับพารามิเตอร์ในน้ำ

เมื่อได้ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ สารอินทรีย์ละลายน้ำและปริมาณสารไตรฮาโลมีเทนแล้ว นำมาวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ต่างๆกับผลการเกิดปริมาณสารไตรฮาโลมีเทนในระย่น้ำในใช้วิธีการทางสถิติ simple linear regression และ multiple regression การวิเคราะห์ข้อมูลจากแบบสอบถามโดยใช้สถิติในการวิจัย ได้แก่ ค่าเฉลี่ย ค่าสูงสุด ค่าต่ำสุด ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน



ตารางที่ 2-2 สรุปพารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์	เครื่องมือ/อุปกรณ์
1. ความเป็นกรด-ด่าง	วัดโดยตรง	pH meter ผลิตภัณท์ WTW
2. อุณหภูมิ (°C)	วัดโดยตรง	Thermometer
3. ความขุ่น (NTU)	วัดโดยตรง	Turbidimeter ผลิตภัณท์ Hach 2100P
4. DOC (mg/L)	5310 B. Combustion method	TOC analyze ผลิตภัณท์ Shimadzu
5. THM (µg/L)	5710 Trihalomethane 6232 B. Liquid-liquid extraction gas chromatography method	Gas chromatograph (GC-µECD) ผลิตภัณท์ HP 6890
6. THMFP (µg/L)	5710 B. Trihalomethane formation potential 6232 B. Liquid-liquid extraction gas chromatography method	Gas chromatograph (GC-µECD) ผลิตภัณท์ HP 6890
7. FEEM	วัดโดยตรง	Spectrofluorometer ผลิตภัณท์ Jasco FP 6200
8. UV-254 (cm <sup>-1</sup> )	5910 B. Ultraviolet absorption method	Spectrophotometer ผลิตภัณท์ Shimadzu UV-1601
9. Free residual chlorine (mg/L)	วัดโดยตรง	Chlorine pocket photometer ผลิตภัณท์ HF

## 2.8. การประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งในการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน

งานวิจัยนี้จำกัดขอบเขตการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งเฉพาะการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน 2 ช่องทางได้แก่ การรับสารผ่านทางเดินอาหาร และ การรับสารทางผิวหนังจากการว่ายน้ำ โดยไม่รวมถึงการรับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินหายใจขณะว่ายน้ำ เนื่องจากสระว่ายน้ำของสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลาเป็นสระว่ายน้ำกลางแจ้ง มีระบบการหมุนเวียนอากาศที่ดี ทำให้เกิดการกระจายตัวของไอระเหยสารไตรฮาโลมีเทนได้ดี ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนในอากาศบริเวณสระว่ายน้ำจะมีค่าน้อย

2.8.1 ทำการประเมินความเสี่ยงจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทั้งความเข้มข้นสูงสุดของสารไตรฮาโลมีเทนแต่ละชนิดเพื่อประเมินความเสี่ยงสูงสุดและการใช้ความเข้มข้นเฉลี่ยเพื่อประเมินความเสี่ยงในสภาวะทั่วไป

2.8.2 ทำการประเมินปริมาณสารไตรฮาโลมีเทนแต่ละชนิดจากการรับสารผ่านทางเดินอาหารและการรับสารทางผิวหนังจากการว่ายน้ำในหน่วยมิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักตัวต่อวัน โดยใช้ข้อมูลของประชากรในประเทศไทยและ ข้อมูลของ USEPA (1991) ดังแสดงตามตารางที่ 2-3 และข้อมูลที่รวบรวมได้จากแบบสอบถาม โดยมีการคำนวณค่าต่างๆคือ ค่า chronic daily intake (CDI) ค่า absorbed dose (AD) ใช้สูตรการคำนวณในการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายโดยช่องทางต่างๆ (USEPA, 1989) ดังนี้

- การได้รับสารผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ

$$I = \frac{(CW)(CR)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (2-1)$$

- การได้รับสารทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ

$$AD = \frac{(CW)(CF)(SA)(PC)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (2-2)$$

ตารางที่ 2-3 ค่าคงที่ใช้ในการประเมินการได้รับสารผ่านทางเดินอาหารและการสัมผัสทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ

พารามิเตอร์	คำย่อ	ค่าที่ใช้			หน่วย	แหล่งที่มา
		ผู้ใหญ่เพศชาย	ผู้ใหญ่เพศหญิง	เด็ก		
อัตราการได้รับสัมผัสสาร	CR	0.021	0.021	0.049	L/h	USEPA (2009)
ระยะเวลาเฉลี่ยได้รับสาร	AT	25550	25550	25550	d	USEPA (1989)
น้ำหนักร่างกาย	BW	68.9*	57.4*	29**	kg	*ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และ คอมพิวเตอร์แห่งชาติ(2552), **USEPA (2009)
ค่าที่ใช้แปลงหน่วยปริมาตรน้ำ	CF	0.001	0.001	0.001	L/cm <sup>3</sup>	USEPA (1989)
ช่วงเวลาที่ได้รับสัมผัสสาร	ED	30	30	6	years	USEPA (1989)
ความถี่การได้รับสัมผัสสาร	EF	240	240	240	events/ year	แบบสอบถาม
ระยะเวลาที่ได้รับสัมผัสสาร	ET	1.30	1.30	1.30	or h/event	แบบสอบถาม
พื้นที่ผิวร่างกาย	SA	17900*	15700*	10470**	cm <sup>2</sup>	*ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และ คอมพิวเตอร์แห่งชาติ(2552), **USEPA (2009)

### 2.8.3 ประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต

ทำการประเมินทั้งความเสี่ยงสำหรับสารไตรฮาโลมีเทนเพียงชนิดเดียวและสำหรับสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด โดยมีข้อมูลที่สำคัญสำหรับบ่งชี้ศักยภาพในการก่อมะเร็ง คือ ค่า slope factor (SF) ซึ่งถ้าค่านี้สูงแสดงว่าสารเคมีนี้มีศักยภาพในการก่อมะเร็งมาก ค่า slope factor ของสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด ได้แก่ คลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม เท่ากับ 0.0061, 0.062, 0.084 และ 0.0079 กิโลกรัมของน้ำหนักตัวต่อวันต่อมิลลิกรัมของสาร ( $\text{kg}\cdot\text{day}\cdot\text{mg}^{-1}$ ) ตามลำดับ (USEPA, 2010b)

การคำนวณความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งนั้นสามารถคำนวณเป็นความเสี่ยงตลอดชีวิต (life time cancer risk) ดังแสดงตามสมการ (2-3)

$$\text{lifetime cancer risk} = (\text{Intake})(\text{SF}) \quad (2-3)$$

เมื่อ Intake คือ CDI หรือ AD ของสารก่อมะเร็งที่ได้รับ ( $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{day}$ )

SF คือ ค่า slope factor ของสารก่อมะเร็ง ( $\text{kg}\cdot\text{day}\cdot\text{mg}^{-1}$ )

สำหรับความเสี่ยงจากการเกิดมะเร็ง USEPA (2009) ได้กำหนดแนวทางว่าถ้าความเสี่ยงอยู่ในช่วง  $10^{-6}$ - $10^{-4}$  เป็นความเสี่ยงในระดับที่ยอมรับได้

การคำนวณความเสี่ยงที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งดังแสดงตามสมการ(2-4)

$$\text{HQ} = \frac{\text{I}}{\text{RfD}} \quad (2-4)$$

เมื่อ HQ (hazard quotient) คือความเสี่ยงของสารไม่ก่อมะเร็งแต่ละสาร

I = CDI or AD of non-carcinogens ของสารที่รับเข้าร่างกาย ( $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{day}$ )

Rfd= reference dose ( $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{day}$ ) ของสาร

ผลรวมของ HQ ของสารแต่ละสารจะเรียกว่า HI (hazard index) โดยที่ถ้ามีสารมากกว่าหนึ่งชนิด ต้องหาค่า HI แล้วนำไปเปรียบเทียบกับ 1 (USEPA,2009) ถ้าค่า HI น้อยกว่า 1.0 ถือว่าเป็นความเสี่ยงยอมรับได้ และเมื่อ HI มากกว่า1.0 ถือว่าเป็นความเสี่ยงยอมรับไม่ได้

### บทที่ 3

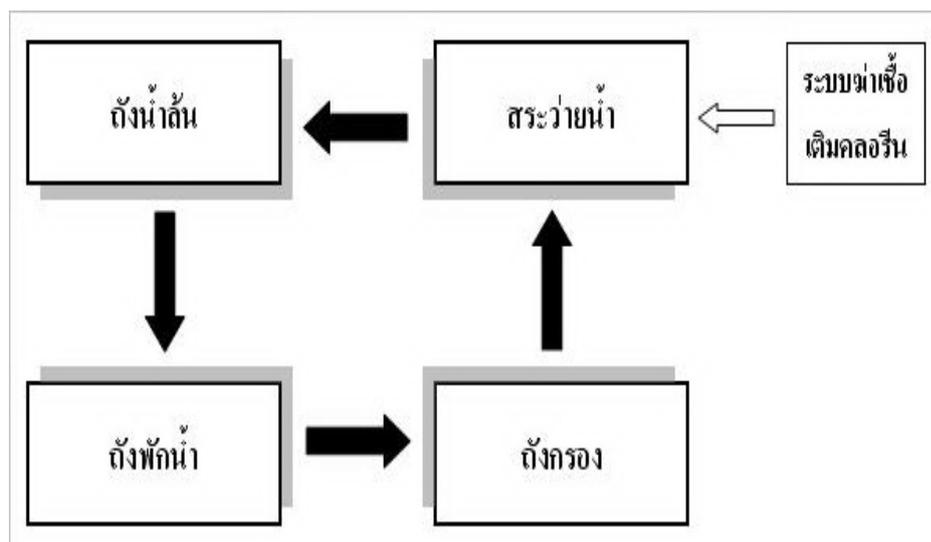
#### ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการวิจัย

ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการได้รับสัมผัสสารก่อมะเร็งในสระว่ายน้ำ แบ่งเป็น 2 ส่วน โดยส่วนแรกของผลการศึกษาเป็นข้อมูลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำในสระว่ายน้ำ ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ คลอรีนอิสระคงเหลือ ความขุ่น ปริมาณของสารอินทรีย์ทั้งหมด (dissolved organic carbon, DOC) UV-254 FEEM ศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (THMFP) และ ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทน 4 ชนิด คือ คลอโรฟอร์ม (chloroform) ไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane) โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) และโบรโมฟอร์ม (bromoform) ส่วนที่สองของผลการศึกษาเป็นข้อมูลที่ใช้ในการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต ได้แก่ ข้อมูลที่ได้จากแบบสอบถามพฤติกรรมการใช้สระว่ายน้ำของผู้ใช้สระว่ายน้ำ โดยแบ่งกลุ่มตัวอย่าง 3 กลุ่ม ได้แก่ ผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง ที่มีอายุมากกว่า 12 ปีขึ้นไป และเด็กที่มีอายุระหว่าง 6-12 ปี จากนั้นนำข้อมูลที่ได้เข้าสู่ขั้นตอนการประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต โดยประเมินความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทน 2 ช่องทาง คือ การรับสารผ่านทางเดินอาหาร และ การรับสารทางการซึมผ่านผิวหนังจากการว่ายน้ำ สำหรับความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนจากการสูดดมจากการว่ายน้ำไม่ได้นำมาพิจารณา เนื่องจากสระว่ายน้ำที่ใช้ศึกษาเป็นสระว่ายน้ำกลางแจ้ง ลักษณะโครงสร้างเป็นแบบเปิดโล่ง มีการระบายอากาศดี ทำให้สารไตรฮาโลมีเทนกระจายสู่บรรยากาศ และตรวจพบสารไตรฮาโลมีเทนในบริเวณสระว่ายน้ำได้น้อย (Mallika *et al.*, 2008) ทั้งนี้ในการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตนั้นทำการประเมินทั้งความเสี่ยงในการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดซึ่งเป็นการประเมินแบบร้ายแรงที่สุด (worst case scenario) และการประเมินการสัมผัสสารที่ความเข้มข้นเฉลี่ยซึ่งเป็นการประเมินสถานะทั่วไปของการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนเพียงชนิดเดียวและสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด ซึ่งประกอบด้วยคลอโรฟอร์ม (chloroform) ไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane) โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) และโบรโมฟอร์ม (bromoform) โดยผลการศึกษาเป็นดังนี้

### 3.1 ผลการศึกษาข้อมูลสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษายะลา

#### 3.1.1 ข้อมูลทั่วไปสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา

สระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา เป็นสระว่ายน้ำที่เปิดให้บริการแก่นักศึกษา บุคลากรสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา และประชาชนทั่วไป เปิดบริการวันจันทร์-ศุกร์ เวลา 16.00-21.00 น. มีผู้ใช้บริการเฉลี่ยเดือนละ 800 คน โดยลักษณะเป็นสระว่ายน้ำกลางแจ้ง (outdoor pool) มีขนาดความกว้าง 25 เมตร ความยาว 50 เมตร และระดับความลึก 2 เมตร โครงสร้างสระว่ายน้ำ มีความแข็งแรง มีรางระบายน้ำล้นมีฝาปิดรอบสระว่ายน้ำ ซึ่งเป็นไปตามแนะนำของคณะกรรมการสาธารณสุข (กรมอนามัย, 2550) แหล่งน้ำที่นำมาใช้ในสระว่ายน้ำเริ่มต้นคือ น้ำประปาจากระบบผลิตประปาของเทศบาลนครยะลา สระว่ายน้ำใช้ระบบการฆ่าเชื้อโรคโดยใช้คลอรีนผงความเข้มข้นร้อยละ 90 ซึ่งมีปริมาณการใช้ คลอรีนเท่ากับ 1.5 กิโลกรัมต่อครั้งต่อวัน และมีการเติมสารปรับสภาพความเป็นกรด-ด่างของน้ำโดยใช้โซเดียมไบซัลเฟต โดยการเติมคลอรีนและโซเดียมไบซัลเฟต วันละ 1 ครั้ง หลังจากสระว่ายน้ำปิดบริการ เวลา 21.00 น. สำหรับระบบการไหลเวียนของน้ำในสระว่ายน้ำนั้นเป็นระบบน้ำล้น (over flow system) โดยน้ำที่ล้นออกจากสระว่ายน้ำจะมีการหมุนเวียนมาบำบัดใหม่โดยผ่านเครื่องกรองทราย จำนวน 11 ถัง ทั้งนี้รายละเอียดของระบบฆ่าเชื้อและการบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา แสดงในภาพที่ 3-1



ภาพที่ 3-1 ระบบฆ่าเชื้อและการบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษา

### 3.1.2 สถานะด้านสุขาภิบาลสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา

สระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษา มีสถานที่ทำความสะอาดร่างกายก่อนและหลังใช้สระว่ายน้ำแก่ผู้ใช้บริการ มีบริเวณล้างเท้าที่บริเวณทางเข้าสระว่ายน้ำ มีห้องอาบน้ำ ห้องน้ำแยกชายหญิง มีการทำความสะอาดทุกวัน ซึ่งเป็นไปตามคำแนะนำคณะกรรมการสาธารณสุข (กรมอนามัย, 2550)

การเฝ้าระวังควบคุมคุณภาพน้ำสระว่ายน้ำพบว่า สระว่ายน้ำมีการฆ่าเชื้อโดยใช้คลอรีนผงความเข้มข้นร้อยละ 90 เติมเป็นประจำทุกวัน และมีการใช้เครื่องมือที่ใช้ตรวจปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ โดยใช้แบบเทียบสี ซึ่งสภาพเครื่องมือค่อนข้างเก่า วัสดุมีสีหม่น ทำให้การวัดค่าที่ได้ อาจเกิดความคลาดเคลื่อนได้ ดังนั้นเพื่อความถูกต้องและแม่นยำในการตรวจวัดคลอรีนอิสระคงเหลือ จึงควรมีการเลือกใช้เครื่องมือในการวัดคลอรีนที่เหมาะสมและสะดวกใช้งาน อ่านค่าได้แม่นยำ

การดูแลสระว่ายน้ำและความปลอดภัยของการใช้บริการสระว่ายน้ำ มีเจ้าหน้าที่ดูแลสระว่ายน้ำจำนวน 1 ท่าน และมีการจัดบันทึกจำนวนผู้ใช้บริการในแต่ละวัน นอกจากนี้สระว่ายน้ำได้จัดเตรียมอุปกรณ์ช่วยชีวิต ได้แก่ ไม้ช่วยชีวิต และโฟมช่วยชีวิต ในกรณีที่เกิดอุบัติเหตุจากการใช้บริการสระว่ายน้ำ ซึ่งเป็นไปตามคำแนะนำคณะกรรมการสาธารณสุข (กรมอนามัย, 2550)

## 3.2 การวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลาจำนวน 94 ตัวอย่าง มีการเก็บตัวอย่างน้ำสระว่ายน้ำสัปดาห์ละ 2 ครั้ง ในระหว่างเดือนกุมภาพันธ์ พ.ศ. 2554 ถึงเดือนธันวาคม 2554 และวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำที่ห้องปฏิบัติการคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ผลการศึกษามีรายละเอียดดังนี้

### 3.2.1 ผลการวิเคราะห์คุณสมบัติทั่วไปของน้ำ

#### 3.2.1.1 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำในการทดลองขั้นต้น

การศึกษาในครั้งนี้มีการศึกษาข้อมูลคุณภาพน้ำสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษา โดยทำการทดลองขั้นต้น (preliminary test) เพื่อศึกษาคุณภาพน้ำของตัวอย่างน้ำในสระว่ายน้ำ ได้แก่ พีเอช อุณหภูมิ คลอรีนอิสระคงเหลือ ความขุ่น สารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) UV-254 สารไตรฮาโลมีเทน แสดงในตารางที่ 3-1

ตารางที่ 3-1 ผลการศึกษาขั้นต้น (preliminary test) ของคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และ ปริมาณสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำ

พารามิเตอร์	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	SD
pH	7.34-7.52	7.43	0.07
อุณหภูมิ(°C)	26-29.3	28.1	1.63
ความขุ่น (NTU)	0.07-0.10	0.08	0.01
คลอรีนอิสระคงเหลือ (mg/L)	5.45-7.82	6.48	1.02
DOC (mg/L)	32.74-34.35	33.63	0.70
UV-254 (cm <sup>-1</sup> )	0.008-0.013	0.010	0.002
TTHMs (µg/L)	72.43-88.23	74.32	5.35

### 3.2.1.2. ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำในสระว่ายน้ำ

ผลการศึกษาคุณภาพน้ำของตัวอย่างน้ำในสระว่ายน้ำ ได้แก่ พีเอช อุณหภูมิ คลอรีนอิสระคงเหลือ ความขุ่น สารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) และ UV-254 แสดงในตารางที่ 3-2 จากข้อมูลพบว่า น้ำสระว่ายน้ำมีสภาพค่อนข้างเป็นกลาง โดยมีค่าพีเอช อยู่ในช่วง 6.91-7.85 มีค่า อุณหภูมิอยู่ในช่วง 27.30-31.5 องศาเซลเซียส ค่าความขุ่นของน้ำ พบว่าอยู่ในช่วง 0.06-0.20 NTU ทั้งนี้เนื่องจากสระว่ายน้ำมีการบำบัดน้ำด้วยการกรองก่อนปล่อยน้ำหมุนเวียนสู่สระว่ายน้ำใหม่ เนื่องจากวิธีการบำบัดโดยถังทรายกรองสามารถกำจัดสารแขวนลอยในน้ำได้ ทำให้น้ำในสระมี ลักษณะใส พบความเข้มข้นคลอรีนอิสระคงเหลือ อยู่ในช่วง 3.52-9.8 mg/L เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐาน สระว่ายน้ำในด้านกายภาพพบว่า ค่าพีเอชอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานคำแนะนำคณะกรรมการ สาธารณสุข (กรมอนามัย, 2550) ที่กำหนดให้ค่าพีเอชมีค่า 7.2-8.4 เนื่องจากถ้าค่าพีเอชไม่อยู่ในช่วง 7.2-8.4 อาจทำให้ผู้เล่นเกิดการระคายเคืองตา (ค่าพีเอชของตา = 7.4) แสบตาและจมูกได้ ส่วน ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือมีค่าสูงกว่ามาตรฐานคำแนะนำคณะกรรมการสาธารณสุข (กรม อนามัย, 2550) ที่กำหนดให้ค่าปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือในระหว่างการว่ายน้ำอยู่ในช่วง 0.6- 1.00 mg/L

ตารางที่ 3-2 คุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และปริมาณสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำ

พารามิเตอร์	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	SD
pH	6.91-7.85	7.39	0.17
อุณหภูมิ (°C)	27.30-31.5	29.69	1.02
ความขุ่น (NTU)	0.06-0.20	0.10	0.03
คลอรีนอิสระคงเหลือ (mg/L)	3.52-9.8	6.61	1.48
DOC (mg/L)	34.30-44.83	40.03	2.75
UV-254 (cm <sup>-1</sup> )	0.006-0.027	0.011	0.003

### 3.2.2 ผลการวิเคราะห์ปริมาณสาร ไตรฮาโลมีเทนในตัวอย่างน้ำจากสระว่ายน้ำ

ผลการวิเคราะห์น้ำสระว่ายน้ำ พบว่า ความเข้มข้นของสาร ไตรฮาโลมีเทนทั้งหมด (total THMs) อยู่ในช่วง 37.11-155.26  $\mu\text{g/L}$  โดยตรวจพบสารคลอโรฟอร์มมากที่สุดซึ่งมีค่าความเข้มข้นในช่วง 34.86-150.35  $\mu\text{g/L}$  รองลงมาได้แก่ โบรโมไดคลอโรมีเทนพบในช่วง 0.48-11.29  $\mu\text{g/L}$  ตามลำดับ ส่วนไดโบรโมคลอโรมีเทนและโบรโมฟอร์มไม่สามารถตรวจพบได้ (non detectable, ND.) และเมื่อเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของสาร THMs ที่ตรวจพบในสระว่ายน้ำ พบว่ามี 6 ตัวอย่างที่มีค่าสูงกว่ามาตรฐานของ WHO (2010) ที่กำหนดให้มีความเข้มข้นของสาร ไตรฮาโลมีเทนทั้งหมดในน้ำประปาต้องไม่เกิน 100  $\mu\text{g/L}$  และมี 29 ตัวอย่างสูงกว่าค่ามาตรฐาน USEPA (2010a) ที่ได้กำหนดมาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุด (maximum contaminant levels, MCLs) ของสาร ไตรฮาโลมีเทนในระยะที่ 1 ไว้ไม่เกิน 80  $\mu\text{g/L}$  เนื่องจากไม่มีค่ามาตรฐานของสาร ไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำจึงใช้ค่ามาตรฐานของน้ำประปาในการนำมาเปรียบเทียบ ข้อมูลการวิเคราะห์ความเข้มข้นสาร THMs ดังแสดงในตารางที่ 3-3 เมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นของสาร THMs ที่พบในงานวิจัยนี้พบว่าความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าใกล้เคียงกับสระว่ายน้ำกลางแจ้งประเทศเยอรมัน (WHO,2006) คือ 88.9  $\mu\text{g/L}$  และเมื่อเปรียบเทียบการศึกษาของธาราทิพย์ รอดวินิจ (2552) ซึ่งได้ศึกษาการแพร่กระจายสาร THMs ในสระว่ายน้ำที่ฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนพบว่า สาร THMs มีค่าความเข้มข้นเฉลี่ย 37.61  $\mu\text{g/L}$  ส่วนการศึกษาของ Laila และคณะ (2010) พบความเข้มข้นสาร THMs ในสระว่ายน้ำกลางแจ้งและสระว่ายน้ำในร่มของประเทศสเปนมีความเข้มข้น

เฉลี่ย 151.2  $\mu\text{g/L}$  และ 42.7  $\mu\text{g/L}$  ตามลำดับ ผลการวิเคราะห์สาร THMs ในระวายน้ำเมื่อพิจารณาชนิดของสาร พบว่า ความเข้มข้นคลอโรฟอร์มสูงที่สุดมีความเข้มข้นเฉลี่ย 67.20  $\mu\text{g/L}$  และการศึกษาของ Chu และ Nieuwenhuijsen (2002) ที่มีการศึกษาความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนในระวายน้ำ โดยเก็บตัวอย่างน้ำในระวายน้ำในร่มจำนวน 8 แห่ง ในเมืองลอนดอน ประเทศอังกฤษ พบว่ามีค่า THMs 132.4  $\mu\text{g/L}$  และมีค่าคลอโรฟอร์มสูงที่สุดเช่นกัน

ตารางที่ 3-3 ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนที่ตรวจพบในน้ำระวายน้ำ

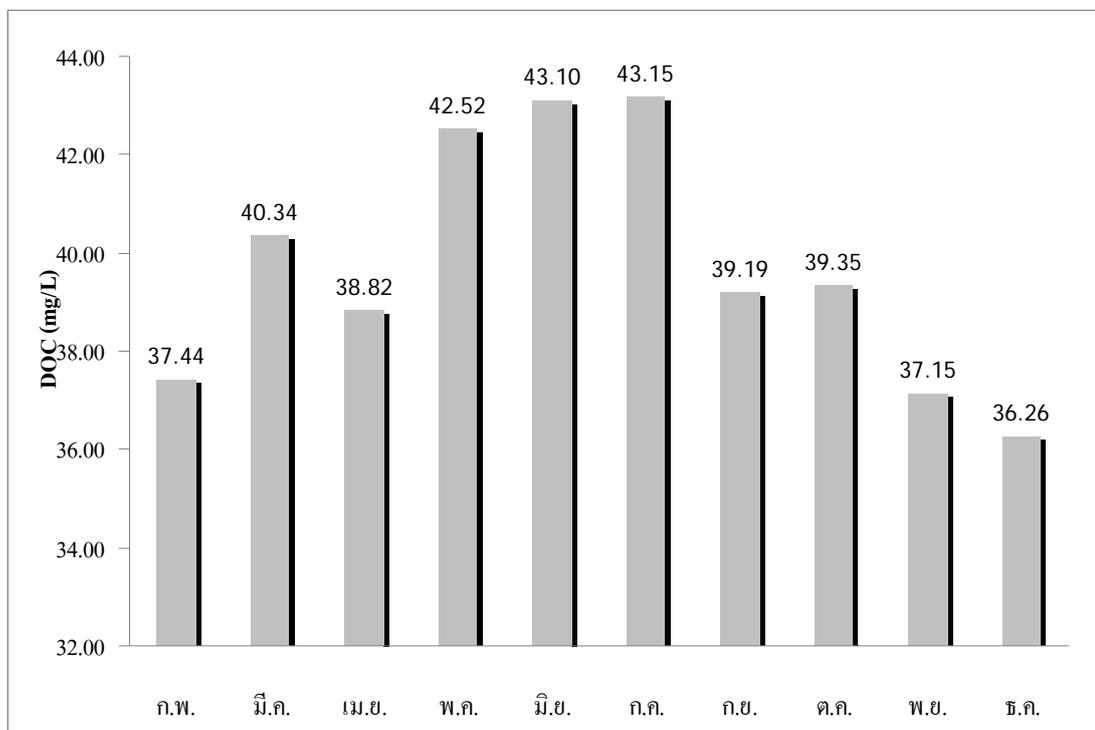
ชนิดของสาร	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	SD
Chloroform ( $\mu\text{g/L}$ )	34.86-150.35	67.20	20.19
Bromodichloromethane ( $\mu\text{g/L}$ )	0.48-11.29	5.79	2.99
Dibromochloromethane ( $\mu\text{g/L}$ )	ND.	-	-
Bromoform ( $\mu\text{g/L}$ )	ND.	-	-
Total THMs ( $\mu\text{g/L}$ )	37.11-155.26	72.67	20.95

หมายเหตุ ND. = non-detectable ( $< 0.2 \mu\text{g/L}$ )

### 3.2.3 การศึกษาความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) และ UV-254 ในตัวอย่างน้ำจากระวายน้ำ

สารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic carbon, DOC) เป็นสารอินทรีย์คาร์บอนส่วนที่ละลายน้ำของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (total organic carbon, TOC) ในน้ำ ซึ่งแยกออกมาได้โดยการกรองผ่านแผ่นกรอง GF/F ขนาดรูเปิด 0.7  $\mu\text{m}$  (Julie *et al.*, 2004) UV-254 เป็นดัชนีตัวแทนในการตรวจวัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ โดยสารอินทรีย์ที่เป็นหมู่ aromatic หรือเป็นสารที่มีพันธะคู่จะสามารถดูดกลืนแสง UV ในช่วงความยาวคลื่น 254 nm ได้ดี (Edzwald *et al.*, 1985) จากผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระวายน้ำพบว่า ค่า DOC และ UV-254 มีค่าอยู่ในช่วง 34.30-44.83  $\text{mg/L}$  และ 0.006-0.027  $\text{cm}^{-1}$  ตามลำดับ ความเข้มข้นของ DOC ในแต่ละเดือนที่เก็บตัวอย่างจะมีค่าใกล้เคียงกัน แต่จะมีค่าเฉลี่ยสูงสุดในเดือนกรกฎาคมเนื่องจากเป็นช่วงที่มีผู้ใช้บริการมากที่สุด ดังแสดงในภาพที่ 3-2 เมื่อพิจารณาลักษณะการบำบัดน้ำในระวายน้ำซึ่งเป็นแบบระบบไหลล้น มีการหมุนเวียนน้ำเข้าสู่ถังกรองทรายก่อนหมุนเวียนน้ำเข้าสู่ระวายน้ำ

ใหม่ การบำบัดน้ำด้วยถังกรองทรายจะมีประสิทธิภาพในการกรองของแข็งแขวนลอยในน้ำ แต่ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ จึงทำให้มีการสะสมของสารอินทรีย์ละลายน้ำในสระว่ายน้ำ ทั้งที่มาจากแหล่งน้ำดิบเริ่มแรก และจากผู้ใช้สระว่ายน้ำ เช่น เหงื่อ น้ำลาย ปัสสาวะ โลชั่น เป็นต้น (Kim *et al.*, 2002) เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาของจรรยา บรวิชยาสุทธิ์ (2552) ได้ทำการศึกษาความเข้มข้นของ DOC ในสระว่ายน้ำกลางแจ้งในกรุงเทพมหานคร พบว่าความเข้มข้นของ DOC และ UV-254 ในช่วง 0.72-1.59 mg/L และ 0.02-0.03 cm<sup>-1</sup> ตามลำดับ ซึ่งมีค่าน้อยกว่างานวิจัยนี้ เนื่องจากมีจำนวนผู้ใช้บริการที่แตกต่างกัน และการบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำมีประสิทธิภาพแตกต่างกันทำให้มีผลต่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์แตกต่างกันด้วย



ภาพที่ 3-2 ความเข้มข้นเฉลี่ยของ DOC (mg/L) ในแต่ละเดือนที่ตรวจพบในน้ำสระว่ายน้ำ

### 3.2.4 ผลการวิเคราะห์ศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane formation potential, THMFP) ของตัวอย่างน้ำจากสระว่ายน้ำ

THMFP คือความเข้มข้นทั้งหมดของ TTHMs ที่สามารถเกิดขึ้นได้มากที่สุด โดยเป็นค่าผลต่างระหว่างค่าความเข้มข้นของค่า TTHMs ณ เวลา ใดๆ ( $TTHM_T$ ) กับค่า  $TTHM_0$  ณ เวลาที่เก็บตัวอย่าง โดย  $TTHM_T$  จะเป็นค่า TTHMs ทั้ง 4 ชนิดหลังจากเก็บน้ำตัวอย่างไว้เป็นเวลา 7 วัน วิธีการวิเคราะห์ THMFP น้ำสระว่ายน้ำ โดยการนำน้ำในสระว่ายน้ำที่เติมสารโซเดียมไทโอซัลเฟตเพื่อยับยั้งปฏิกิริยาคลอรีน ณ จุดเก็บตัวอย่าง และนำไปทำปฏิกิริยากับคลอรีนและบ่มที่อุณหภูมิ  $25 \pm 2$  เป็นเวลา 7 วัน และให้ค่าคลอรีนอิสระคงเหลือเท่ากับ 3-5 mg/L (APHA, AWWA and WEF, 2005) เพื่อนำมาวิเคราะห์ความเข้มข้นของสาร THMs 4 ชนิด ได้แก่ คลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม ซึ่งผลการตรวจวิเคราะห์ THMFP ในน้ำสระว่ายน้ำแสดงในตารางที่ 3-4 พบว่า มีค่าผลรวมความเข้มข้นของ THMFP ทั้ง 4 ชนิด (TTHMFP) อยู่ในช่วง 118.36-274.86  $\mu\text{g/L}$  โดยพบคลอโรฟอร์มมีความเข้มข้นสูงที่สุดคือ พบในช่วง 41.34-165.31  $\mu\text{g/L}$  รองลงมาคือโบรโมไดคลอโรมีเทน 47.01-146.45  $\mu\text{g/L}$  ส่วนไดโบรโมคลอโรมีเทนและโบรโมฟอร์มไม่สามารถตรวจพบได้ (non detectable, ND.) เมื่อพิจารณาชนิดของ THMs ที่พบจากผลการวิเคราะห์ THMFP พบว่าคลอโรฟอร์มมีค่า THMFP มากที่สุด ทั้งนี้อาจเกิดจากการที่มีการเติมคลอรีนลงในน้ำตัวอย่างจึงทำให้สารที่เกิดมากที่สุดเป็นคลอโรฟอร์มซึ่งเป็นสารประกอบของคลอรีน(ต่อตระกูล วัฒนธรรมกิจกุล, 2545) และจากรายงานการศึกษาของ Kanan และคณะ (2011) ได้ศึกษาศักยภาพการเกิดสาร DBPs ของสระว่ายน้ำในร่มจากสารอินทรีย์ธรรมชาติ (natural organic matter, NOM) และสารคัดหลั่งจากร่างกายมนุษย์ (body fluid analogs, BFAs) โดยความต้องการคลอรีนในการทำปฏิกิริยากับ NOM เท่ากับ 17-25  $\text{mgCl}_2/\text{mg TOC}$  และ BFAs เท่ากับ 2-8  $\text{mgCl}_2/\text{mg TOC}$  ผลการศึกษาพบว่า ค่า THMFP ของ BFAs จะก่อเกิดสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด เนื่องจากใน BFAs จะมีส่วนประกอบของกรดซิทริกที่มาจากเหงื่อ ปัสสาวะ และจุลินทรีย์ต่างๆ เมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนแล้วจะทำให้เกิดคลอโรฟอร์มอย่างรวดเร็วภายในเวลา 2 ชั่วโมง นอกจากนี้ยังมีสารอัลบูมินเมื่อทำปฏิกิริยาก็จะเกิดคลอโรฟอร์มเช่นกัน และเมื่อเปรียบเทียบค่า THMFP ที่เกิดขึ้นจาก NOM และ BFAs พบว่าค่า THMFP จาก NOM มีค่าสูงกว่า ทั้งนี้เนื่องจากคลอรีนจะทำปฏิกิริยากับ NOM ได้ดีกว่าโปรตีนและกรดอะมิโน

ตารางที่ 3-4 ความเข้มข้นของศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (THMFP) ที่ตรวจพบในน้ำ  
สระว่ายน้ำ

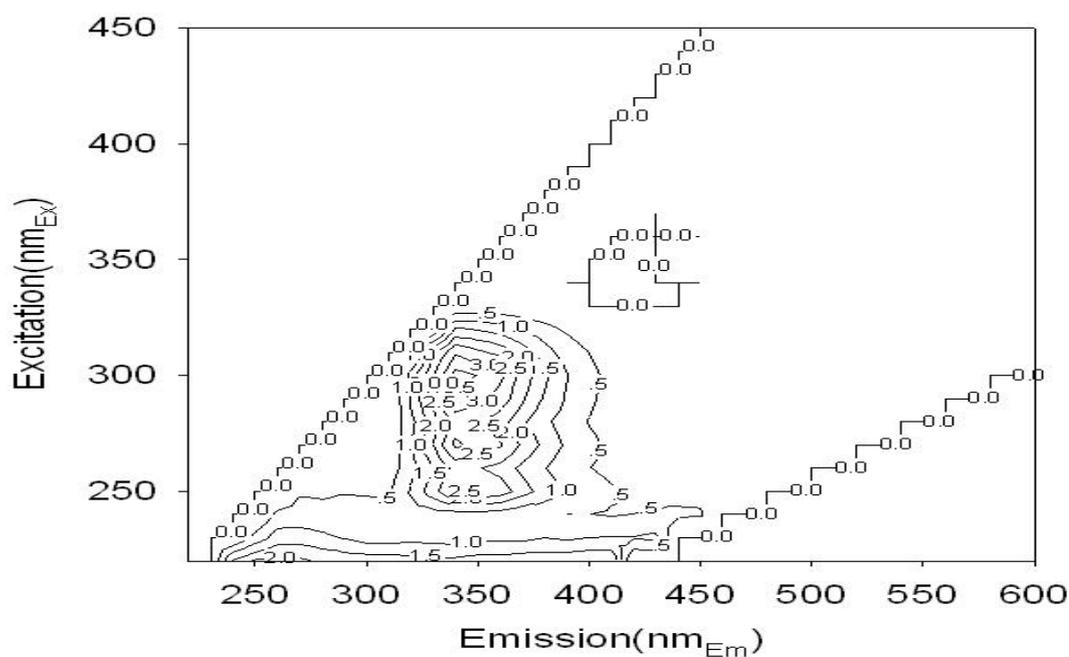
ชนิดของสาร	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	SD
Chloroform-FP ( $\mu\text{g/L}$ )	41.34-165.31	81.60	29.12
Bromodichloromethane-FP ( $\mu\text{g/L}$ )	47.01-146.45	97.25	34.91
Dibromochloromethane-FP ( $\mu\text{g/L}$ )	ND.	-	-
Bromoform -FP ( $\mu\text{g/L}$ )	ND.	-	-
Total THMFP ( $\mu\text{g/L}$ )	118.36-274.86	178.84	47.36
DOC (mg/L)	34.3-44.83	40.43	3.51
UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ )	0.006-0.027	0.012	0.006

หมายเหตุ ND. = non-detectable ( $< 0.2 \mu\text{g/L}$ )

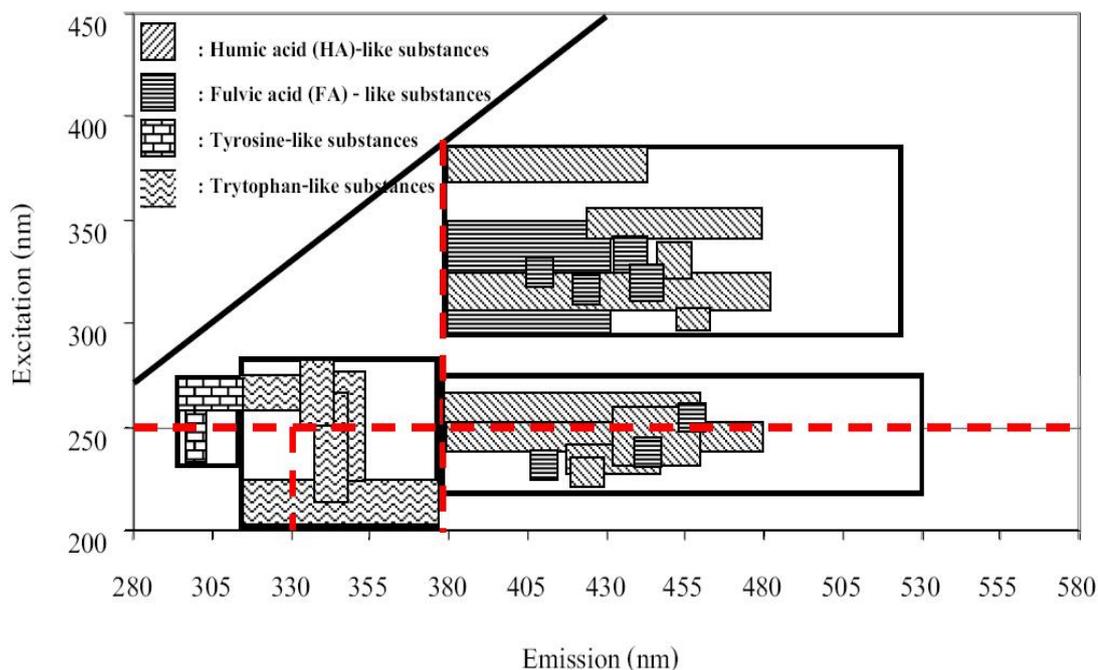
### 3.2.5 ผลการวิเคราะห์ FEEM (fluorescent excitation - emission matrix) ของตัวอย่างน้ำ จากสระว่ายน้ำ

FEEM (fluorescent excitation-emission matrix) เป็นดัชนีตัวแทนที่สามารถบ่งชี้ถึงลักษณะของสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำ และจากการศึกษาพบว่า น้ำในสระว่ายน้ำมีตำแหน่งความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์พบ 1 ตำแหน่ง คือ ที่ ตำแหน่ง  $290 \text{ nm}_{\text{Ex}}/350 \text{ nm}_{\text{Em}}$  ดังภาพที่ 3-3 และเมื่อนำค่าที่ได้มาเปรียบเทียบกับขอบเขตความยาวคลื่นในตำแหน่งฐานข้อมูลที่เสนอโดย Musikavong และคณะ (2007) ดังภาพที่ 3-4 พบว่ามีความเป็นไปได้ค่าที่ตรวจพบคือสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances สอดคล้องกับการศึกษาของ Suksaroj และคณะ (2008) พบสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ที่ fluorescent peak ตำแหน่ง  $240 \text{ nm}_{\text{Ex}}/350 \text{ nm}_{\text{Em}}$  และ  $290 \text{ nm}_{\text{Ex}}/350 \text{ nm}_{\text{Em}}$  มีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Kangmin และคณะ (2008) ที่ได้ศึกษาลักษณะสารอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบของโปรตีนพบค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่  $270\text{-}280 \text{ nm}_{\text{Ex}}/320\text{-}350 \text{ nm}_{\text{Em}}$  และสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances เป็นสารอินทรีย์กลุ่มโปรตีน (Chen *et al.*, 2003) มีโมเลกุลขนาดเล็ก และมีโครงสร้างเป็น non-aromatic (Suksaroj *et al.*, 2008) ดังนั้นเมื่อพิจารณาแหล่งที่มาของสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำพบว่ามาจากร่างกายของผู้เล่นน้ำ เช่น

เหงื่อ ปัสสาวะ น้ำลาย ซึ่งมีส่วนประกอบเป็นหมู่โปรตีน จึงสรุปได้ว่าสารอินทรีย์ในระเหยน้ำที่ตรวจพบคือ สารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ซึ่งเป็นสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic, HPI) มีคุณสมบัติเป็น non-aromatic และมีโมเลกุลขนาดเล็ก และจากการศึกษาของ Panyapinyopol และคณะ (2005) และกมลนาวิณ อินทนุจิตร (2552) รายงานสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic, HPI) สามารถทำปฏิกิริยากับคลอรีนและเกิดสาร THMs ได้ดีกว่าสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic, HPO) จากผลการศึกษากลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำระเหยน้ำข้างต้น สามารถนำข้อมูลไปประกอบการพิจารณาวิธีการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ได้มากที่สุด



ภาพที่ 3-3 FEEM (contour interval) ของสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ที่ตรวจพบ ในระเหยน้ำ



ภาพที่ 3-4 ตำแหน่ง excitation (nm)/emission (nm) ของ tyrosine, tryptophan , humic and fulvic acid – like substances (Musikavong *et al.*,2006)

### 3.3 การทำนายการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในระว่ยน้ำ

การศึกษากการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนกับพารามิเตอร์ต่างๆในระว่ยน้ำ เพื่ออธิบายปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในระว่ยน้ำ และสามารถนำข้อมูลที่ได้ไปประยุกต์ใช้ในการควบคุมและลดการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในระว่ยน้ำได้ โดยสำหรับการวิจัยนี้มีการศึกษาปัจจัยแต่ละปัจจัยที่มีต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนโดยใช้สถิติในการวิเคราะห์คือ multiple regression

จากผลการศึกษาคุณภาพน้ำในระว่ยน้ำ ได้แก่ สารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) UV-254 และปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ สามารถหาสมการทำนายการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในระว่ยน้ำโดยใช้การใช้วิธีการทางสถิติคือ multiple regression เป็นดังนี้

สมการทำนายการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนกับปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือและสารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) มีค่า  $R^2 = 0.902$  แสดงได้ตามสมการ (3-1)

$$\text{TTHMs} = 7.659 (\text{residual chlorine}) - 0.368(\text{DOC}) + 36.075 \quad (3-1)$$

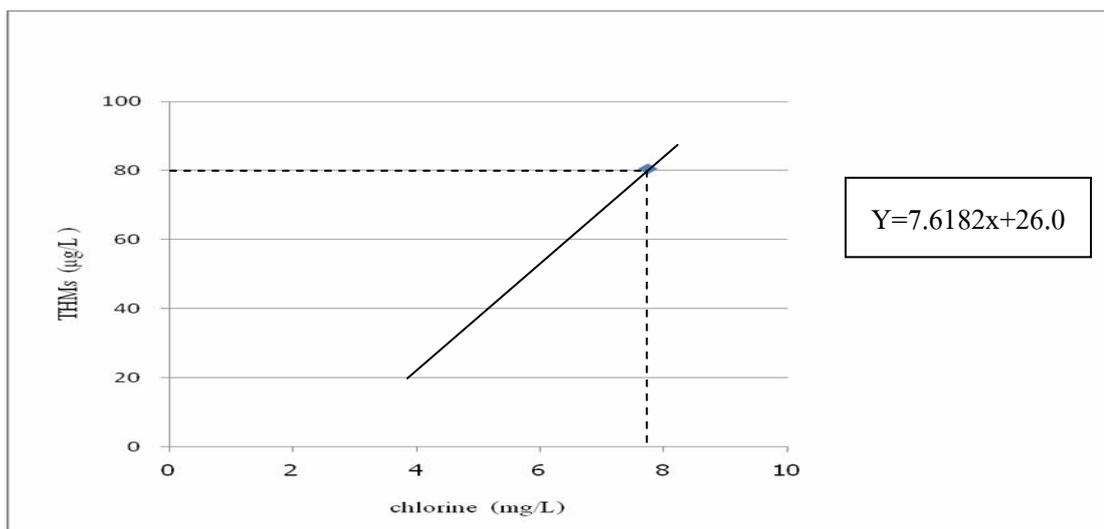
สมการทำนายการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนกับปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือและ UV-254 มีค่า  $R^2 = 0.902$  แสดงได้ตามสมการ (3-2)

$$\text{TTHMs} = 7.039 (\text{residual chlorine}) + 345.110(\text{UV-245}) + 21.421 \quad (3-2)$$

จากสมการดังกล่าว สามารถใช้ในการคาดการณ์การเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำได้ โดยพิจารณาจาก UV-254 DOC และปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ ซึ่งเป็นสารตั้งต้นหลัก (precursor) ในการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน ทั้งนี้สามารถประยุกต์ใช้เพื่อเป็นแนวทางการในการเฝ้าระวังคุณภาพน้ำเพื่อป้องกันและควบคุมการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ อันจะส่งผลต่อสุขภาพของผู้ใช้สระว่ายน้ำได้ เมื่อพิจารณาในทางปฏิบัติแล้วพบว่า การควบคุมการเติมคลอรีนในสระว่ายน้ำจะเป็นแนวทางที่เหมาะสมที่สุดในการควบคุมและลดการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน ซึ่งสามารถใช้สมการทำนายการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนจากปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือได้ตามสมการ (3-3)

$$\text{TTHMs} = 7.6182 (\text{free residual chlorine}) + 21.065 \quad (3-3)$$

จากสมการข้างต้นสามารถหาค่าวิกฤตในการเฝ้าระวังการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนจากปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือในสระว่ายน้ำได้ ดังแสดงตามภาพที่ 3-5 โดยการเปรียบเทียบกับมาตรฐานของ USEPA ที่กำหนดให้สารไตรฮาโลมีเทนในน้ำประปาได้ไม่เกิน 80  $\mu\text{g/L}$  สามารถหาค่าวิกฤตในการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนได้คือ ปริมาณความเข้มข้นของคลอรีนอิสระคงเหลือ เท่ากับ 7.75  $\text{mg/L}$  ทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนความเข้มข้นเท่ากับ 80  $\mu\text{g/L}$

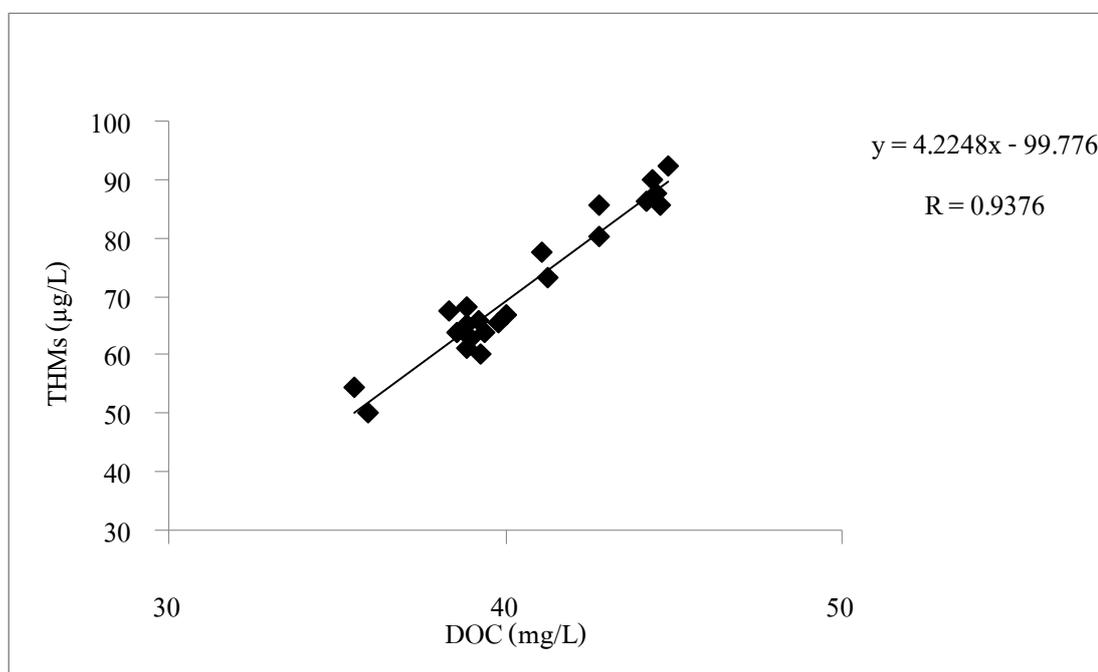


ภาพที่ 3-5 ค่าวิกฤตของการทำนายการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ

### 3.4 ความสัมพันธ์ของสารไตรฮาโลมีเทนกับพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำประเว่ยน้ำ

#### 3.4.1 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น DOC กับความเข้มข้นของสาร THMs

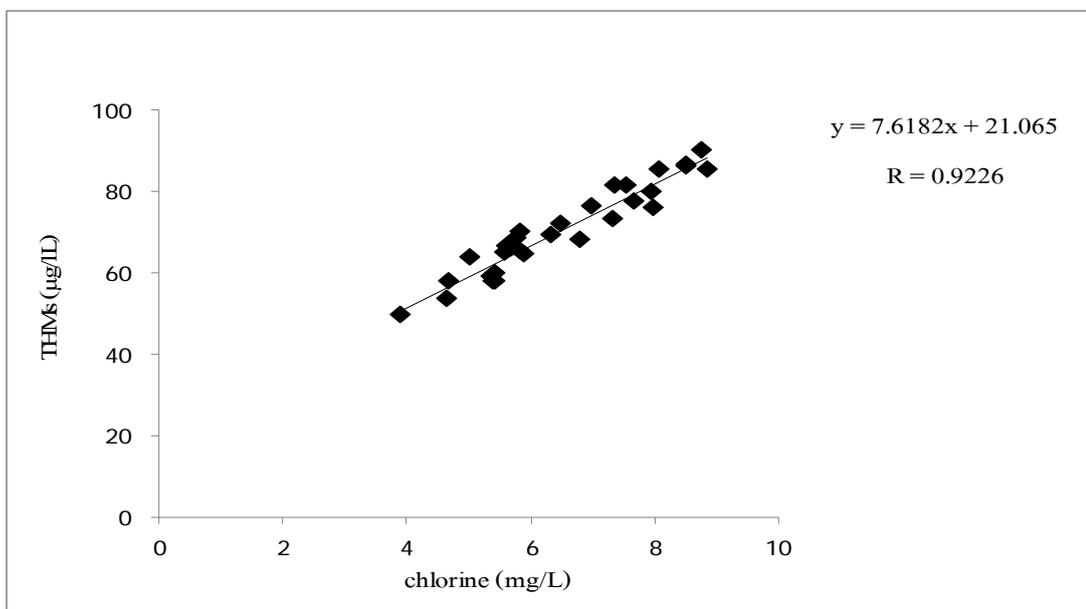
สารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) จะทำปฏิกิริยากับคลอรีนในน้ำเกิดสารไตรฮาโลมีเทน จากการศึกษาพบว่า ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น DOC กับสารไตรฮาโลมีเทนมีค่า R เท่ากับ 0.9376 ดังแสดงในภาพที่ 3-6 ซึ่งค่า R มีค่าสูงเพียงพอที่จะยอมรับได้ว่า ความเข้มข้นของ DOC และ ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนมีความสัมพันธ์กัน เมื่อพิจารณาจากการหมุนเวียนของน้ำประเว่ยน้ำที่มีการเปลี่ยนหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่ทำให้มีการสะสมของ DOC และสารไตรฮาโลมีเทนมีการสะสมเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Kim และคณะ (2003) ที่ทำการทดลองในประเว่ยน้ำจำลอง และพบว่าปริมาณสารอินทรีย์ที่สูงขึ้นจะทำให้ปริมาณสารตกค้างที่ได้จากกระบวนการฆ่าเชื้อด้วยคลอรีน (DBPs) เพิ่มขึ้นด้วย โดยรูปแบบของสารไตรฮาโลมีเทนที่พบมากที่สุดคือ คลอโรฟอร์ม และยังพบอีกว่าสารอินทรีย์ที่เกิดจากผู้ใช้บริการประเว่ยน้ำ เช่น ผม โลชัน น้ำลาย ผิวหนังและปัสสาวะ ทำให้ระดับ DBPs เพิ่มขึ้นด้วย



ภาพที่ 3-6 ความสัมพันธ์ของ DOC และความเข้มข้นสารไตรฮาโลมีเทน

### 3.4.2 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือและความเข้มข้นของ THMs

จากผลการวิเคราะห์ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือและสารไตรฮาโลมีเทนในระย่น้ำพบอยู่ในช่วง 3.52-9.8 mg/L และ 37.11-155.26  $\mu\text{g/L}$  ตามลำดับ เมื่อนำข้อมูลที่ได้มาวิเคราะห์ความสัมพันธ์ พบว่า ความสัมพันธ์ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือกับความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนมีค่า R เท่ากับ 0.9226 ดังแสดงในภาพที่ 3-7 ซึ่งค่า R มีค่าสูงเพียงพอที่จะยอมรับว่าปริมาณคลอรีนอิสระกับความเข้มข้นของ THMs มีความสัมพันธ์กัน สอดคล้องกับการศึกษาของ Chang และคณะ (1996) ได้ศึกษาผลของการเติมคลอรีนกับการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน พบว่าปริมาณคลอรีนอิสระในน้ำเพิ่มขึ้นก็จะส่งผลทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนเพิ่มมากขึ้น นอกจากนี้ระยะเวลาสัมผัสเพิ่มมากขึ้นก็ทำให้การเกิด THMs เพิ่มขึ้นอีกด้วย

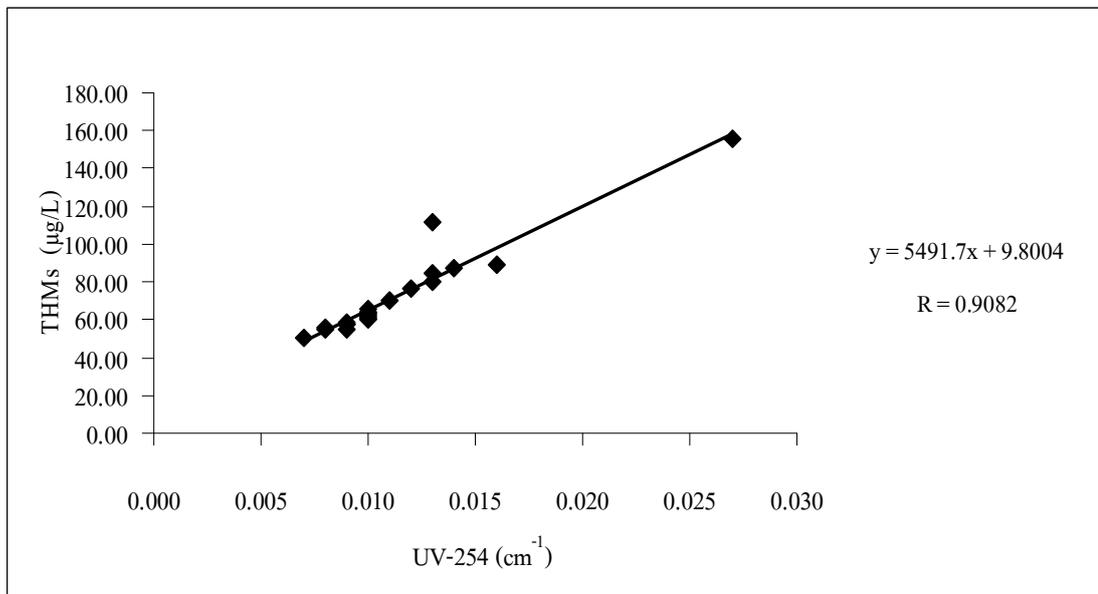


ภาพที่ 3-7 ความสัมพันธ์ของปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือและปริมาณสารไตรฮาโลมีเทน

### 3.2.3 ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับ ความเข้มข้นของ THMs

ค่า UV-254 เป็นค่าการดูดกลืนแสง Ultraviolet (UV) ที่ความถี่ 254 nm สามารถใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการวัดสารอินทรีย์ในน้ำ โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบเป็น aromatic compound มีมวลโมเลกุลขนาดใหญ่ และเป็นพันธะคู่จะสามารถดูดกลืนแสง UV ที่ความถี่นี้ได้ดีกว่าสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลเล็กหรือสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างเป็นสายตรง

ผลการศึกษาพบว่าค่าความสัมพันธ์ของ UV-254 ในน้ำกับความเข้มข้นของ THMs มีค่า R เท่ากับ 0.9082 ดังแสดงในภาพที่ 3-8 ซึ่งมีค่าเพียงพอที่จะยอมรับได้ว่า ค่า UV-254 และ THMs มีความสัมพันธ์กัน

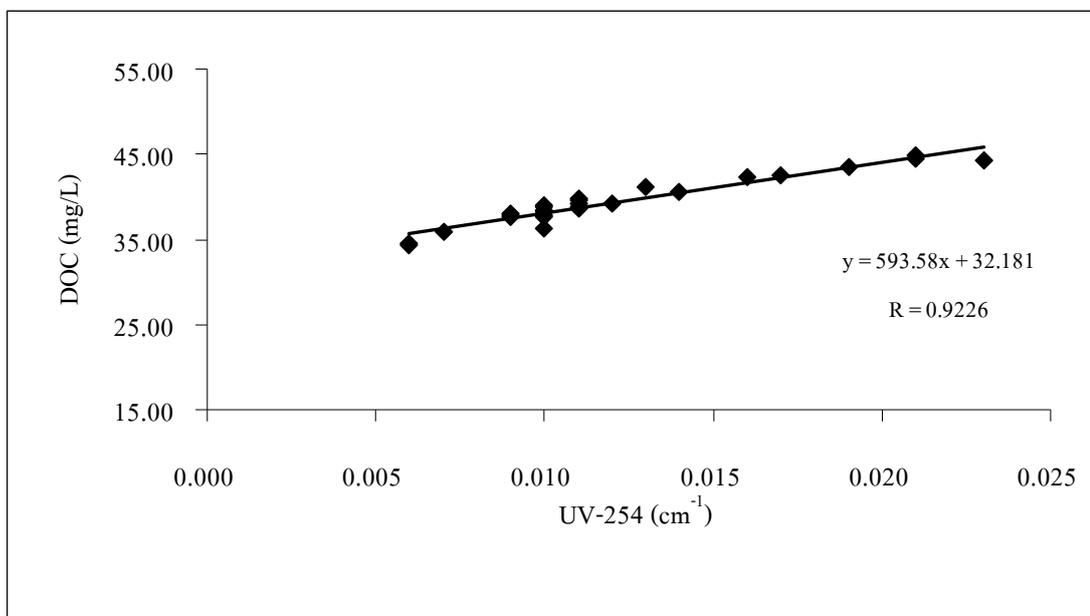


ภาพที่ 3-8 ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับ ความเข้มข้นของ THMs

#### 3.4.4 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า UV-254 กับความเข้มข้นของ DOC

ค่า UV-254 เป็นค่าการดูดกลืนแสง Ultraviolet (UV)ของสารอินทรีย์ ใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการวัดสารอินทรีย์ในน้ำ โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบเป็น aromatic compound และมีโมเลกุลที่เป็นพันธะคู่จะสามารถดูดกลืนแสง UV ที่ความยาวคลื่น 254 nm ได้ดี จากการศึกษาพบว่า ความสัมพันธ์ของค่า UV-254 กับความเข้มข้นของ DOC ในน้ำสระว่ายน้ำในสระว่ายน้ำ มีค่า R เท่ากับ 0.9226 ดังแสดงในภาพที่ 3-9 ซึ่งมีค่าสูงเพียงพอที่จะยอมรับได้ว่าค่า UV-254 และ ความเข้มข้น DOC มีความสัมพันธ์กัน สอดคล้องกับการศึกษาของ Eaton (1995) พบว่า สารอินทรีย์ในน้ำจะดูดกลืนแสง UV เป็นปริมาณที่สัมพันธ์โดยตรงกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำนั้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำมีค่าสูงขึ้น ปริมาณการดูดกลืนแสง UV ที่วัดได้จะมีค่าสูงขึ้นตามไปด้วย และจากการศึกษาของทัศนาก่อเลี้ยง (2552) รายงานว่า มีความสัมพันธ์ของ

ค่า UV-254 กับ ความเข้มข้น DOC น้ำดิบประปาอ่างเก็บน้ำศรีตรังในฤดูฝนและฤดูแล้ง พบว่ามีค่า R พบว่า เท่ากับ 0.9991 และ 0.9983 ตามลำดับ



ภาพที่ 3-9 ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับ ความเข้มข้นของ DOC

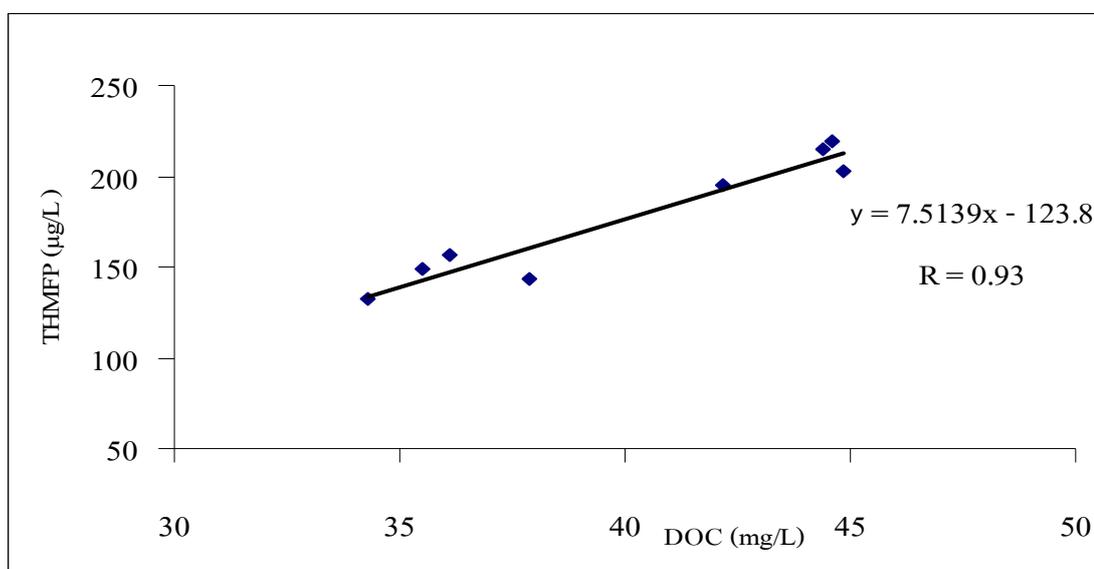
### 3.4.5 การศึกษาความสัมพันธ์ศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (THMFP) กับ พารามิเตอร์ในน้ำ

การศึกษาความสัมพันธ์ศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (THMFP) กับพารามิเตอร์ต่างๆในสระว่ายน้ำเพื่ออธิบายปัจจัยที่มีผลต่อการเกิด THMFP ในสระว่ายน้ำ โดยสำหรับการวิจัยนี้มีการศึกษาความสัมพันธ์โดยการพิจารณาค่าความสัมพันธ์ (R) ออกเป็น 4 ระดับ (AWWA,1993) คือ เมื่อค่าความสัมพันธ์  $R > 0.9$  จัดเป็นความสัมพันธ์ที่ดี ค่าความสัมพันธ์  $0.7 < R < 0.9$  จัดเป็นระดับความสัมพันธ์ปานกลาง ค่าระดับความสัมพันธ์มีค่า  $0.5 < R < 0.7$  จัดเป็นระดับความสัมพันธ์พอใช้ และระดับความสัมพันธ์มีค่า  $R < 0.5$  จัดเป็นความสัมพันธ์ไม่ดี โดยมีการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ดังนี้

### 3.4.5.1 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น DOC กับ THMF

DOC เป็นพารามิเตอร์ที่บ่งบอกถึงปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมดทั้งกลุ่ม humic และ non-humic และเป็นสารตั้งต้นของการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำที่ใช้คลอรีนในการฆ่าเชื้อโรค จากผลการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น DOC กับ THMF พบว่ามีค่า R เท่ากับ 0.93 ดังแสดงในภาพที่ 3-10 ซึ่งเป็นที่เพียงพอที่จะยอมรับได้ว่า ความเข้มข้นของ DOC มีความสัมพันธ์กับ THMF และจากการศึกษาของ USEPA (1999) Humbert และคณะ (2005) พบว่า ค่า THMF มีความสัมพันธ์กับระดับความเข้มข้นของ DOC โดยสามารถทำนายค่า THMF เบื้องต้นได้จากการพิจารณาความเข้มข้นของ DOC ในน้ำดิบที่มี DOC มากกว่า 2 mg/L (Singhal *et al.*, 2005 ; ต่อตระกูล วัฒนวรกิจกุล, 2545) จากรายงานการศึกษาของ Kanan และคณะ (2011) ได้ศึกษาศักยภาพการเกิดสาร DBPs ของสระว่ายน้ำในร่มจากสารอินทรีย์ธรรมชาติ (natural organic matter, NOM) และสารคัดหลั่งจากร่างกายมนุษย์ (body fluid analogs, BFAs) โดยความต้องการคลอรีนในการทำปฏิกิริยากับ NOM เท่ากับ 17-25 mgCl<sub>2</sub>/mgTOC และ BFAs เท่ากับ 2-8 mgCl<sub>2</sub>/mgTOC ผลการศึกษาพบว่า ค่า THMF ของ BFAs จะก่อเกิดสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด เนื่องจากใน BFAs จะมีส่วนประกอบของกรดซिटริกที่มาจากเหงื่อ ปัสสาวะ และจุลินทรีย์ต่างๆ เมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนแล้วจะทำให้เกิดคลอโรฟอร์มอย่างรวดเร็วภายในเวลา 2 ชั่วโมง นอกจากนี้ยังมีสารอัลบูมินเมื่อทำปฏิกิริยาก็คงเกิดคลอโรฟอร์มเช่นกัน และเมื่อเปรียบเทียบค่า THMF ที่เกิดขึ้นจาก NOM และ BFAs พบว่าค่า THMF จาก NOM มีค่าสูงกว่า ทั้งนี้เนื่องจากพบว่าคลอรีนจะทำปฏิกิริยากับ NOM ได้ดีกว่าโปรตีนและกรดอะมิโน นอกจากนี้มีรายงานจากการศึกษาของ Judd และคณะ (1994) ได้ศึกษาศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำที่มีการฆ่าเชื้อด้วยกรดไฮโปโบรไมต์และกรดไฮโปคลอรัส โดยใช้น้ำสระว่ายน้ำ 11 ตัวอย่าง การทดลองใช้สารฆ่าเชื้อที่มีความเข้มข้น 6 mg/L มีปัจจัยที่ศึกษาได้แก่ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ (ปัสสาวะและ humic acid) ชนิดสารฆ่าเชื้อ ระยะเวลาการบ่มและระดับการเขย่าตัวอย่าง การศึกษาพบว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำ (ปัสสาวะและ humic acid) และชนิดสารฆ่าเชื้อมีผลต่อศักยภาพการเกิดสารโบรโมฟอร์ม โดยกรดไฮโปโบรไมต์และกรดไฮโปคลอรัสทำให้เกิดโบรโมฟอร์มและคลอโรฟอร์มเป็นสารหลักตามลำดับ และจากการศึกษาของ Panyapinyopol และคณะ (2004) ที่ศึกษาการเกิด THMF ของน้ำในแม่น้ำเจ้าพระยาโดยรายงานถึงศักยภาพการเกิด THMs (THMF) ของน้ำดิบใช้วิธีการวิเคราะห์มาตรฐานสำหรับการตรวจสอบน้ำและน้ำเสียของประเทศสหรัฐอเมริกา (ทำปฏิกิริยากับคลอรีน 7 วัน ที่ค่าคลอรีนคงเหลือเท่ากับ 3-5 mg/L) โดยเก็บตัวอย่างน้ำบริเวณก่อนเข้าสู่โรงปรับปรุงคุณภาพน้ำประปาบางเขน ผลการทดลองพบว่า มีค่าสูงเกินกว่ามาตรฐานของ

USEPA โดยมีค่า THMFP เท่ากับ 313  $\mu\text{g/L}$  โดยพบว่า ปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำดิบเป็นสาเหตุหลักในการเกิดสาร THMs เช่นเดียวกับการศึกษาของ Tamara และคณะ (2010) ได้ศึกษาความสัมพันธ์ของ DOC และ สารตั้งต้น DBPs ในแม่น้ำแมคเคนซี โอเรกอน ประเทศสหรัฐอเมริกา พบว่า ค่า THMFP 27-240  $\mu\text{g/L}$  และ DOC เป็นสาเหตุหลักทำให้เกิด THMFP โดยมีค่าความสัมพันธ์  $R = 0.94$

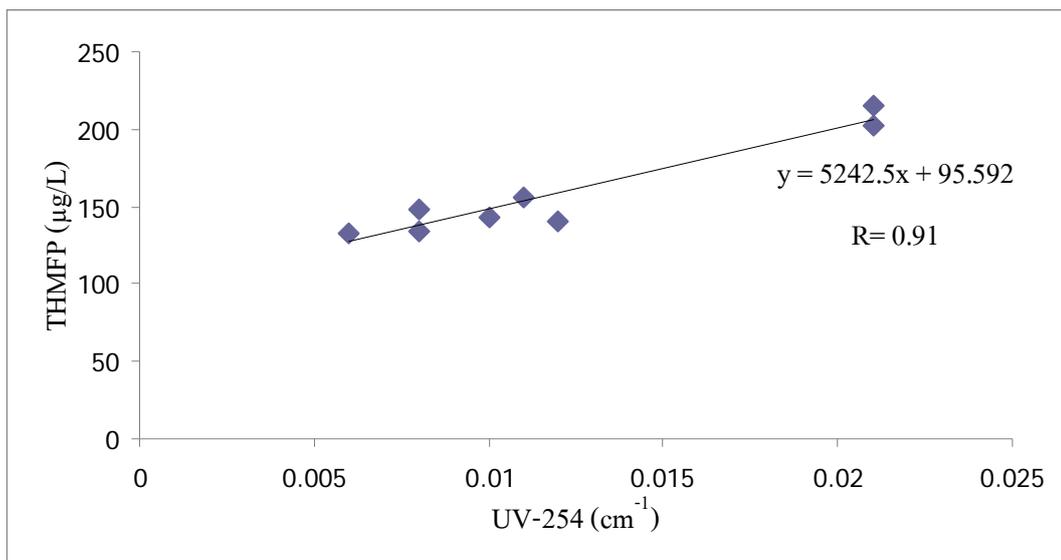


ภาพที่ 3-10 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น DOC กับ ความเข้มข้นของ THMFP

### 3.4.5.2 ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับความเข้มข้นของ THMFP

ค่า UV-254 เป็นค่าการดูดกลืนแสง ultraviolet (UV) ใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการวัดสารอินทรีย์ในน้ำ โดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่ม humic ที่มีส่วนประกอบเป็น aromatic compound และมีโมเลกุลที่เป็นพันธะคู่จะสามารถดูดกลืนแสง UV ได้ดี ทั้งนี้สารอินทรีย์ในน้ำจะดูดกลืนแสง UV เป็นปริมาณที่สัมพันธ์เป็นปฏิกิริยาโดยตรงกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำนั้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำมีค่าสูงขึ้น ปริมาณการดูดกลืนแสง UV ที่วัดได้จะมีค่าสูงขึ้นตามไปด้วย ผลการศึกษาพบว่าค่า UV-254 ในน้ำมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ THMFP โดยมีค่า  $R$  เท่ากับ 0.91 ดังแสดงในภาพที่ 3-11 ซึ่งเป็นค่าที่ยอมรับได้ว่า UV-254 กับ THMFP มีความสัมพันธ์ที่ดี สอดคล้องกับรายงานการศึกษาของ Chowdhury และคณะ (2008) ที่ได้ตรวจวิเคราะห์

พารามิเตอร์ของแบบจำลองการเกิด THMFP ทำการทดลองโดยใช้น้ำดิบประปา 4 แหล่ง เมืองนิวยอร์ก ประเทศแคนาดา ผลการศึกษา พบว่า TOC DOC และ UV-254 เป็นพารามิเตอร์ที่มีความสัมพันธ์กับการเกิด THMFP มากที่สุด โดยที่ TOC มีความสัมพันธ์กับ THMFP มีค่า  $r^2$  อยู่ในช่วง 0.76-0.94 ความสัมพันธ์ของ DOC กับ THMFP มีค่า  $r^2$  อยู่ในช่วง 0.84-0.92 และความสัมพันธ์ของ UV-254 กับ THMFP มีค่า  $r^2$  อยู่ในช่วง 0.77-0.92 ตามลำดับ



ภาพที่ 3-11 ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับ ความเข้มข้นของ THMFP

สรุปผลการศึกษาความสัมพันธ์ของสารไตรฮาโลมีเทนกับพารามิเตอร์ต่างๆในสระว่ายน้ำโดยใช้ค่าความสัมพันธ์ (R) ดังตารางที่ 3-5 พบว่า DOC มีความสัมพันธ์กับค่า THMs มากที่สุด รองลงมาคือปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ และ UV-254 ตามลำดับ จากข้อมูลดังกล่าวสามารถเป็นแนวทางในการติดตามควบคุมคุณภาพน้ำในสระว่ายน้ำได้ โดยการควบคุมการเติมคลอรีนให้เหมาะสมและเพียงพอในการฆ่าเชื้อโรค ซึ่งถือว่าเป็นวิธีการในควบคุมการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนที่มีประสิทธิภาพ อีกทั้งสะดวกและง่ายในทางปฏิบัติสำหรับผู้ดูแลสระว่ายน้ำในการดำเนินการ นอกจากนี้การเลือกวิธีการบำบัดน้ำที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) ซึ่งเป็นสารตั้งต้นในการเกิดสาร THMs และควรพิจารณาถึงวิธีการที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำตามกลุ่มของสารอินทรีย์ในน้ำด้วย ซึ่งจากผลการวิเคราะห์น้ำสระว่ายน้ำพบว่า สารอินทรีย์ในน้ำสระว่ายน้ำเป็นสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ซึ่งเป็น

สารอินทรีย์กลุ่มที่ชอบน้ำ (hydrophilic, HPI) มีคุณสมบัติเป็น non-aromatic และมีโมเลกุลขนาดเล็ก และนอกจากนี้ควรพิจารณาถึงวิธีการลดสาร THMs ในน้ำ ด้วยเนื่องจากสระว่า่ยน้ำมีการบำบัดน้ำด้วยเครื่องกรองทรายและหมุนเวียนน้ำเข้าสระว่า่ยน้ำใหม่ โดยทรายกรองไม่สามารถกำจัดสารไตรฮาโลมีเทนได้ จึงจะต้องหาวิธีการที่เหมาะสมโดย USEPA (1999) ได้แนะนำวิธีการที่ควบคุมสารไตรฮาโลมีเทนได้แก่ วิธีการดูดติดผิว (adsorption) ด้วยถ่านกัมมันต์ (activated carbon) หรือการใช้เรซินแลกเปลี่ยนไอออน(exchange resin) เป็นต้น และผลการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ THMFP ทำให้ทราบว่า DOC มีผลต่อการเกิด THMs ดังนั้น สามารถใช้ค่า DOC เป็นตัวแทนในการชี้วัดโอกาสการเกิด THMs (THMFP)ในสระว่า่ยน้ำได้ ทั้งนี้เนื่องจากการติดตามตรวจสอบความเข้มข้นของ THMs ในสระว่า่ยน้ำที่ใช้คลอรีนในการฆ่าเชื้อโรคนั้น มีวิธีการและขั้นตอนในการวิเคราะห์ค่อนข้างซับซ้อนและยุ่งยาก ต้องใช้เวลาในการเตรียมเครื่องมือ อุปกรณ์ และตัวอย่างน้ำ ตลอดจนบุคลากรที่มีความรู้ความชำนาญในการตรวจวิเคราะห์ และมีค่าใช้จ่ายในการวิเคราะห์สูง ดังนั้นความเข้มข้น DOC จึงเป็นทางเลือกหนึ่งที่เหมาะสมในการติดตามหรือคาดการณ์โอกาสการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่า่ยน้ำได้

และการควบคุมปริมาณการเติมคลอรีนให้เหมาะสมให้เพียงพอกับความต้องการในการฆ่าเชื้อโรค ก็เป็นวิธีการหนึ่งที่จะลดการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่า่ยน้ำได้ เนื่องจากคลอรีนเมื่อทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์แล้วทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนได้โดยถ้ามีความเข้มข้นของคลอรีนตกค้างอิสระมากจะทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนมากด้วยเช่นกัน ดังนั้น การควบคุมการเติมคลอรีนเป็นทางเลือกที่เหมาะสมในการควบคุมการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนสำหรับทางผู้ดูแลสระว่า่ยน้ำสามารถนำไปใช้ควบคุมคุณภาพน้ำสระว่า่ยน้ำ เพื่อความปลอดภัยต่อสุขภาพของผู้ใช้บริการสระว่า่ยน้ำต่อไป

### ตารางที่ 3-5 ความสัมพันธ์สารไตรฮาโลมีเทนกับพารามิเตอร์ต่างๆในน้ำสระว่า่ยน้ำ

ความสัมพันธ์ระหว่างพารามิเตอร์	ค่าความสัมพันธ์ (R)
ความเข้มข้น DOC กับความเข้มข้นของ THMs	0.9376
ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือและความเข้มข้นของ THMs	0.9226
UV-254 กับ ความเข้มข้นของ THMs	0.9082
UV-254 กับความเข้มข้นของ DOC	0.9926
ความเข้มข้น DOC กับ THMFP	0.9300
UV-254 กับความเข้มข้นของ THMFP	0.9100

### 3.3 ข้อมูลพฤติกรรมการใช้สระว่ายน้ำของผู้ใช้สระว่ายน้ำ

การวิจัยนี้ได้สำรวจข้อมูลเชิงพฤติกรรมการใช้สระว่ายน้ำของผู้มาใช้บริการสระว่ายน้ำ จำนวน 150 คน ด้วยแบบสอบถาม โดยมีรายละเอียดคือข้อมูลทั่วไป ได้แก่ เพศ และ อายุ ระยะเวลาการใช้สระว่ายน้ำในแต่ละครั้ง ความถี่ของการใช้บริการ โดยทำการสุ่มผู้มาใช้บริการออกเป็น 3 กลุ่มพิจารณาจากกลุ่มบุคคลที่ใช้สระว่ายน้ำ ได้แก่ ผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และ เด็ก จากนั้นจึงนำข้อมูลจากที่เก็บรวบรวมได้นำไปใช้ในขั้นตอนของการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพโดยผลการศึกษามีรายละเอียด ดังนี้

#### 3.3.1 เพศและอายุ

พบว่า กลุ่มตัวอย่างผู้ใช้สระว่ายน้ำ มี 150 คน โดยพิจารณาแบ่งกลุ่มตัวอย่าง 3 กลุ่ม คือ ผู้ใหญ่เพศชาย 87 คน คิดเป็น 58 % ผู้ใหญ่เพศหญิง 35 คน คิดเป็น 23.33 % เด็กชาย 18 คน คิดเป็น 12 % เด็กหญิง 10 คน คิดเป็น 6.67 %

#### 3.3.2 ความถี่ของการว่ายน้ำ

พบว่ากลุ่มตัวอย่างมีความถี่ของการว่ายน้ำ 5 ครั้งต่อสัปดาห์มากที่สุดคิดเป็น 69 % รองลงมา 4 ครั้งต่อสัปดาห์ คิดเป็น 17.3% 3 ครั้งต่อสัปดาห์ คิดเป็น 16.7% 2 ครั้งต่อสัปดาห์ คิดเป็น 12% 1 ครั้งต่อสัปดาห์ คิดเป็น 8 % ตามลำดับ

#### 3.3.3 ระยะเวลาที่ว่ายน้ำ

พบว่ากลุ่มตัวอย่างมีระยะเวลาที่ว่ายน้ำต่อครั้งนานที่สุด 1.30 ชั่วโมงคิดเป็น 40.7% รองลงมาคือ 1 ชั่วโมง คิดเป็น 20% 2 ชั่วโมง คิดเป็น 14.7 % 30 นาที คิดเป็น 14.7% 45 นาที คิดเป็น 8% 3 ชั่วโมง คิดเป็น 1.3 % 2.30 ชั่วโมง คิดเป็น 0.7 % ตามลำดับ

จากข้อมูลสำรวจพฤติกรรมการใช้สระว่ายน้ำ สามารถนำข้อมูลที่ได้ไปใช้ในประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตได้แก่ ความถี่ของการว่ายน้ำ 5 ครั้งต่อสัปดาห์ (คิดเป็น 240 ครั้งต่อปี) ระยะเวลาการว่ายน้ำ 1.30 ชั่วโมงต่อครั้ง

### 3.4 การศึกษาการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็ง (life time cancer risk)

การประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากการว่ายน้ำโดยพิจารณาเส้นทางการได้รับสารเข้าสู่ร่างกาย 2 เส้นทาง คือ การซึมผ่านทางผิวหนัง (dermal contact) และการได้รับสารผ่านทางเดินอาหาร (ingestion) โดยที่การได้รับสารผ่านระบบทางเดินหายใจ (inhalation) ไม่ได้นำมาพิจารณาเนื่องจากสระว่ายน้ำแบบเปิดมีการระบายอากาศดี ทำให้สารไตรฮาโลมีเทนระเหยเข้าสู่บรรยากาศ ทำให้พบสารได้น้อย (Mallika *et al.*, 2008 )

การประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนและความเป็นอันตรายอื่นนอกจากมะเร็งจะทำการประเมินเฉพาะการได้รับคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่านั้น เนื่องจากผลการวิเคราะห์น้ำตัวอย่างสระว่ายน้ำไม่สามารถตรวจพบ (non detectable, ND.) ไดโบรโมคลอโรมีเทนและโบรโมฟอร์มได้ โดยมีการประเมินจากกลุ่มตัวอย่างผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก ประเมินความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสสารโดยใช้ความเข้มข้นเฉลี่ยและความเข้มข้นสูงสุด ข้อมูลที่ใช้ในคำนวณค่าการได้รับสารผ่านทางเดินอาหาร (chronic daily intake, CDI ) การได้รับสารทางการซึมผ่านทางผิวหนัง (absorbed dose, AD) และการประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิตนั้น ใช้ข้อมูลสำหรับประชากรประเทศไทย แต่มีบางค่าที่ใช้ข้อมูลของ USEPA (2009) เช่น น้ำหนักเฉลี่ยของเด็กอายุ 6-12 ปี และข้อมูลจากแบบสอบถามกลุ่มตัวอย่างเช่น ความถี่ของการว่ายน้ำ ระยะเวลาที่ว่ายน้ำ ค่าคงที่ต่างๆที่ใช้ในการคำนวณรายละเอียดแสดงในตารางที่ 3-6 การคำนวณค่าต่างๆคือ ค่า CDI และค่า AD ใช้สูตรการคำนวณในการได้รับสารเข้าสู่ร่างกายโดยช่องทางต่างๆ (USEPA, 1989) ดังนี้

- การได้รับสารผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ

$$CDI = \frac{(CW)(CR)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (3-4)$$

- การได้รับสารทางการซึมผ่านทางผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ

$$AD = \frac{(CW)(CF)(SA)(PC)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} \quad (3-5)$$

ตารางที่ 3-6 ค่าคงที่ใช้ในการประเมินการได้รับสารผ่านทางเดินอาหารและทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ

พารามิเตอร์	คำย่อ	ค่าที่ใช้			หน่วย	แหล่งที่มา
		ผู้ใหญ่เพศชาย	ผู้ใหญ่เพศหญิง	เด็ก		
อัตราการได้รับสัมผัสสาร	CR	0.021	0.021	0.049	L/h	USEPA (2009)
ระยะเวลาเฉลี่ยได้รับสาร	AT	25550	25550	25550	d	USEPA (1989)
น้ำหนักร่างกาย	BW	68.9*	57.4*	29**	kg	*ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และคอมพิวเตอร์แห่งชาติ (2552), **USEPA (2009)
ค่าที่ใช้แปลงหน่วยปริมาตรน้ำ	CF	0.001	0.001	0.001	L/ cm <sup>3</sup>	USEPA (1989)
ระยะเวลาที่ได้รับสัมผัสสาร	ED	30	30	6	years	USEPA (1989)
ความถี่การได้รับสัมผัสสาร	EF	240	240	240	events/ year	แบบสอบถาม
เวลาที่ได้รับสัมผัสสาร	ET	1.30	1.30	1.30	or h/event	แบบสอบถาม
พื้นที่ผิวหนังร่างกาย	SA	17900*	15700*	10470**	cm <sup>2</sup>	*ศูนย์เทคโนโลยีอิเล็กทรอนิกส์และคอมพิวเตอร์แห่งชาติ (2552), **USEPA (2009)

จากผลการวิเคราะห์ปริมาณสารไตรฮาโลมีเทนในตัวอย่างน้ำจากสระว่ายน้ำพบว่า ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนทั้งหมด (total THMs) อยู่ในช่วง 37.11-155.26  $\mu\text{g/L}$  โดยตรวจพบสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด มีค่าความเข้มข้นในช่วง 34.86-150.35  $\mu\text{g/L}$  มีค่าเฉลี่ย 67.20  $\mu\text{g/L}$  รองลงมาได้แก่ โบรโมไดคลอโรมีเทนพบในช่วง 0.48-11.29  $\mu\text{g/L}$  มีค่าเฉลี่ย 5.79  $\mu\text{g/L}$  ตามลำดับ ส่วนไดโบรโมคลอโรมีเทนและโบรโมฟอร์มไม่สามารถตรวจพบได้ (non detectable, ND.) โดยคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนนั้น จัดเป็นสารก่อมะเร็งประเภท B2 คือ เป็นไปได้ที่ก่อให้เกิดมะเร็งในคน มีหลักฐานเพียงพอในการเกิดมะเร็งในสัตว์ แต่มีหลักฐานน้อยหรือไม่มีข้อมูลเพียงพอในการเกิดมะเร็งในมนุษย์ (USEPA, 2010c) ในส่วนความเป็นอันตรายต่อสุขภาพเมื่อร่างกายได้รับสารคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนผ่านทางเดินอาหาร การหายใจ และการซึมผ่านผิวหนัง คือ

คลอโรฟอร์ม (chloroform) ถูกดูดซึมได้ดีผ่านระบบทางเดินอาหาร ทางเดินหายใจและทางผิวหนัง เมื่อได้รับสารทางระบบทางเดินหายใจ จะดูดซึมสารได้ในปริมาณ 60 ถึง 80 เปอร์เซ็นต์ และสามารถซึมผ่านผิวหนังได้ในขณะอาบน้ำ คลอโรฟอร์มจะถูกกระจายไปทั่วร่างกายและถูกกำจัดออกในรูปแบบคาร์บอนไดออกไซด์ ในขณะที่หายใจออก คลอโรฟอร์มส่วนที่เหลือจะสะสมในไขมันได้นานกว่าเนื้อเยื่อชนิดอื่น ๆ อวัยวะส่วนที่สะสมคลอโรฟอร์ม ได้มากที่สุดและไต ปริมาณคลอโรฟอร์มที่หนูได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย ( $LD_{50}$ ) มีค่าอยู่ในช่วง 36 ถึง 13 mg/kg ของน้ำหนักตัว อาการที่เกิดจากการได้รับคลอโรฟอร์มในมนุษย์คือหมดสติ อาจถึงแก่ชีวิตจากอาการล้มเหลวของระบบทางเดินหายใจและหัวใจเต้นผิดปกติ อาจมีอาการเนื้อเยื่อไตตายตลอดจนไตไม่สามารถทำงานได้

โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane) ถูกดูดซึมได้ดีผ่านระบบทางเดินอาหารได้มากที่สุด และจะถูกสะสมในเซลล์ไขมันในร่างกายโดยเฉพาะที่ตับ และไต สำหรับการทดลองในสัตว์พบว่า มีพิษต่อตับและไตของหนูทดลองหลังจากได้รับภายใน 24 ชั่วโมงและพิษนั้นจะมีผลในการทำลายตับได้นานกว่าคลอโรฟอร์ม ปริมาณโบรโมไดคลอโรมีเทนที่หนูได้รับแล้วทำให้หนูทดลองตาย ( $LD_{50}$ ) มีค่าอยู่ในช่วง 450 ถึง 900 mg/kg ของน้ำหนักตัว อาการที่เกิดขึ้นในหนูทดลองหลังจากการได้รับโบรโมไดคลอโรมีเทนคือไม่สามารถควบคุมการทรงตัวได้ ง่วงซึมหายใจช้าลง หมดสติ ตับและไตถูกทำลาย

### 3.4.1 ผลการศึกษาการประเมินค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDI)

CDI (chronic daily intake) เป็นค่าที่แสดงถึงปริมาณการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหาร โดยการคำนวณค่า CDI ในการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย แสดงในตารางที่ 3-7 และ 3-8 ผลการศึกษาพบว่า ในกลุ่มผู้ใหญ่เพศชาย ค่า CDI ของคลอโรฟอร์มที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่า  $1.67 \times 10^{-5}$  และ  $7.5 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ ค่า CDI ของโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ  $1.26 \times 10^{-6}$  และ  $6.46 \times 10^{-7}$  mg/kg.day ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่า CDI ในเพศหญิง พบว่ามีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $2.02 \times 10^{-5}$  และ  $9.01 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ ส่วน CDI ของโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $1.51 \times 10^{-6}$  และ  $7.76 \times 10^{-7}$  mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาค่า CDI ของคลอโรฟอร์ม ในกลุ่มเด็กพบว่ามีค่าเท่ากับ  $1.86 \times 10^{-5}$  และ  $8.32 \times 10^{-6}$  mg/kg.day และมีค่า CDI ของโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $1.40 \times 10^{-6}$  และ  $7.17 \times 10^{-7}$  mg/kg.day ตามลำดับ

และเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนมากที่สุดเท่ากับ  $2.02 \times 10^{-5}$  และ  $1.51 \times 10^{-6}$  mg/kg.day รองลงมาคือ กลุ่มเด็กที่มีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $1.86 \times 10^{-5}$  และ  $1.40 \times 10^{-6}$  ตามลำดับ เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่า ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนมากที่สุดมีค่าเท่ากับ  $9.00 \times 10^{-6}$  และ  $7.76 \times 10^{-7}$  mg/kg.day ตามลำดับ รองลงมาคือ กลุ่มเด็ก มีค่า CDI เท่ากับ  $8.32 \times 10^{-6}$  และ  $1.40 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ ผู้ใหญ่เพศหญิงได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารสูงที่สุดทั้งที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย ตามด้วยกลุ่มเด็กและผู้ใหญ่เพศชายตามลำดับ โดยได้รับสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด รองลงมาคือโบรโมไดคลอโรมีเทน

ตารางที่ 3-7 ค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDI) เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุด

กลุ่มตัวอย่าง	CDI ของสารไตรฮาโลมีเทน (mg/kg.day)	
	คลอโรฟอร์ม	โบรโมไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$1.67 \times 10^{-5}$	$1.26 \times 10^{-6}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$2.02 \times 10^{-5}$	$1.51 \times 10^{-6}$
เด็ก	$1.86 \times 10^{-5}$	$1.40 \times 10^{-6}$

ตารางที่ 3-8 ค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDI) เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

กลุ่มตัวอย่าง	CDI ของสารไตรฮาโลมีเทน (mg/kg.day)	
	คลอโรฟอร์ม	โบรโมไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$7.5 \times 10^{-6}$	$6.46 \times 10^{-7}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$9.01 \times 10^{-6}$	$7.76 \times 10^{-7}$
เด็ก	$8.32 \times 10^{-6}$	$7.17 \times 10^{-7}$

### 3.4.2 ผลการศึกษาการประเมินค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ (AD)

AD (absorbed dose) เป็นค่าที่แสดงถึงขนาดการซึมผ่านผิวหนังของการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนเมื่อว่ายน้ำ โดยการคำนวณ AD ในการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย แสดงในตารางที่ 3-9 และ 3-10 พบว่า ในกลุ่มผู้ใหญ่เพศชายมีค่า AD ของคลอโรฟอร์มที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่า  $1.27 \times 10^{-4}$  และ  $5.69 \times 10^{-5}$  mg/kg.day ตามลำดับ ค่า AD ของโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ  $6.23 \times 10^{-6}$  และ  $3.20 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่า AD ในเพศหญิง พบว่ามีค่า AD ของคลอโรฟอร์มที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $1.34 \times 10^{-4}$  และ  $5.99 \times 10^{-5}$  mg/kg.day ตามลำดับ ค่า AD ของโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $6.56 \times 10^{-6}$  และ  $3.36 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ และในกลุ่มเด็กมีค่า AD ที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยของคลอโรฟอร์มเท่ากับ  $3.54 \times 10^{-5}$  และ  $1.58 \times 10^{-5}$  mg/kg.day และค่า AD ที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยของโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $1.73 \times 10^{-6}$  และ  $9.05 \times 10^{-7}$  mg/kg.day ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบค่า AD ที่ความเข้มข้นสูงสุดของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า AD ของคลอโรฟอร์มมากที่สุดเท่ากับ  $1.34 \times 10^{-4}$  mg/kg.day รองลงมาคือผู้ใหญ่เพศชายที่มีค่า AD ของคลอโรฟอร์มเท่ากับ  $1.27 \times 10^{-4}$  mg/kg.day และเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบค่า AD ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่า ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า AD สูงที่สุดมีค่าเท่ากับ  $9.00 \times 10^{-6}$  mg/kg.day รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศชาย และเด็กมีค่า AD เท่ากับ  $5.69 \times 10^{-5}$  mg/kg.day และ  $1.58 \times 10^{-5}$  mg/kg.day ตามลำดับ ดังนั้นจึงสรุปได้ว่า ผู้ใหญ่เพศหญิงได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังมากที่สุด รองลงมาคือผู้ใหญ่เพศชายและกลุ่มเด็กตามลำดับ โดยได้รับสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด รองลงมาคือโบรโมไดคลอโรมีเทน ตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องจากผู้ใหญ่เพศหญิงและผู้ใหญ่เพศชายมีพื้นที่ผิวร่างกายมากกว่าเด็ก ทำให้การสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนมีมาก และสารคลอโรฟอร์มสามารถซึมผ่านผิวหนังได้ดีกว่าสารอื่น (Xu *et al.*, 2005) มีรายงานการศึกษาของ Lindstrom และคณะ (1997) ที่ได้ประเมินการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในนักว่ายน้ำ พบว่า ความเข้มข้นของคลอโรฟอร์มในน้ำสระว่ายน้ำ 68–73  $\mu\text{g/L}$  นักว่ายน้ำได้รับสัมผัสสาร THMs ผ่านทางผิวหนังมากที่สุด โดยตรวจพบความเข้มข้นคลอโรฟอร์มในเลือดสูง 80%

ตารางที่ 3-9 ค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ (AD) เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งกรณีความเข้มข้นสูงสุด

กลุ่มตัวอย่าง	AD สารไตรฮาโลมีเทน (mg/kg.day)	
	คลอโรฟอร์ม	โบรมိုไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$1.27 \times 10^{-4}$	$6.23 \times 10^{-6}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$1.34 \times 10^{-4}$	$6.56 \times 10^{-6}$
เด็ก	$3.54 \times 10^{-5}$	$1.73 \times 10^{-6}$

ตารางที่ 3-10 ค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ (AD) เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

กลุ่มตัวอย่าง	AD สารไตรฮาโลมีเทน (mg/kg.day)	
	คลอโรฟอร์ม	โบรมိုไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$5.69 \times 10^{-5}$	$3.20 \times 10^{-6}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$5.99 \times 10^{-5}$	$3.43 \times 10^{-6}$
เด็ก	$1.58 \times 10^{-5}$	$9.05 \times 10^{-7}$

### 3.4.3 การประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต ( life time cancer risk )

ทำการประเมินทั้งความเสี่ยงสำหรับสารไตรฮาโลมีเทนเพียงชนิดเดียวและสำหรับสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด โดยมีข้อมูลที่สำคัญสำหรับบ่งชี้ศักยภาพในการก่อมะเร็ง คือ ค่า slope factor (SF) ซึ่งถ้าค่านี้สูงแสดงว่าสารเคมีนี้มีศักยภาพในการก่อมะเร็งมาก ค่า slope factor ของสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด ได้แก่ คลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทน และ โบรโมฟอร์ม เท่ากับ 0.0061 0.062 0.084 และ 0.0079 กิโลกรัมของน้ำหนักตัวต่อวันต่อมิลลิกรัมของสาร ( kg.day.mg<sup>-1</sup> ) ตามลำดับ (USEPA,2010b) และนำข้อมูลค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ การได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ มาคำนวณหาความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งตลอดชีวิต ตามสูตรการคำนวณ ที่แสดงตามสมการ (3-6)

$$\text{lifetime cancer risk} = (\text{Intake})(\text{SF}) \quad (3-6)$$

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

SF คือ ค่า slope factor ของสารก่อมะเร็ง (kg.day.mg<sup>-1</sup>)

สำหรับความเสี่ยงจากการเกิดมะเร็ง USEPA (2009) ได้กำหนดแนวทางว่าถ้าความเสี่ยงอยู่ในช่วง  $10^{-6} - 10^{-4}$  เป็นความเสี่ยงในระดับที่ยอมรับได้

#### 3.4.3.1 ผลการประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนเมื่อว่ายน้ำ

การประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของกลุ่มบุคคล 3 กลุ่มตามเส้นทางการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำดังแสดงในตารางที่ 3-11 และ 3-12 โดยมีการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดของการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิดผ่านช่องทางการได้รับสารผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนัง รายละเอียดเป็นดังนี้

เมื่อพิจารณาความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนชนิดคลอโรฟอร์ม และโบรโมไดคลอโรมีเทนผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังที่ความเข้มข้นสูงสุด พบว่าผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก มีความเสี่ยงเท่ากับ  $1.34 \times 10^{-6}$   $1.45 \times 10^{-6}$  และ  $5.22 \times 10^{-7}$  ตามลำดับเมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานของ USEPA (2009) พบว่าผู้ใหญ่เพศชายและผู้ใหญ่เพศ

หญิงมีความเสี่ยงอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ คือ  $10^{-6}$ - $10^{-4}$  โดยเพศหญิงมีความเสี่ยงมากที่สุดและความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนชนิดคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังที่ความเข้มข้นเฉลี่ยพบว่าผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก มีความเสี่ยงเท่ากับ  $6.31 \times 10^{-7}$   $6.78 \times 10^{-7}$  และ  $2.48 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานของ USEPA (2009) พบว่าทุกกลุ่มอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ คืออยู่ในช่วง  $10^{-6}$ - $10^{-4}$  โดยผู้ใหญ่เพศหญิงมีความเสี่ยงสูงกว่าเพศชาย ทั้งนี้เนื่องจากสัดส่วนของอัตราที่ได้รับสัมผัส (contact rate) กับน้ำหนักตัว (body weight) มีค่าสูงกว่าเพศชายซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Lee และคณะ (2009) ที่ทำการประเมินความเสี่ยงการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำประเทศไต้หวัน พบว่าเพศหญิงมีความเสี่ยงมากกว่าเพศชาย โดยมีค่าความเสี่ยงสูงสุดเท่ากับ  $1.04 \times 10^{-7}$ ,  $8.70 \times 10^{-8}$  ตามลำดับ

**ตารางที่ 3-11** ค่าความเสี่ยงทั้งหมดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ กรณีความเข้มข้นสูงสุด

กลุ่มตัวอย่าง	ช่องทางการได้รับสาร		ความเสี่ยงทั้งหมด
	ผ่านทางเดินอาหาร	การซึมผ่านผิวหนัง	
ผู้ใหญ่เพศชาย	$1.80 \times 10^{-7}$	$1.16 \times 10^{-6}$	<b><math>1.34 \times 10^{-6}</math></b>
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$2.17 \times 10^{-7}$	$1.22 \times 10^{-6}$	<b><math>1.44 \times 10^{-6}</math></b>
เด็ก	$1.99 \times 10^{-7}$	$3.23 \times 10^{-7}$	<b><math>5.22 \times 10^{-7}</math></b>

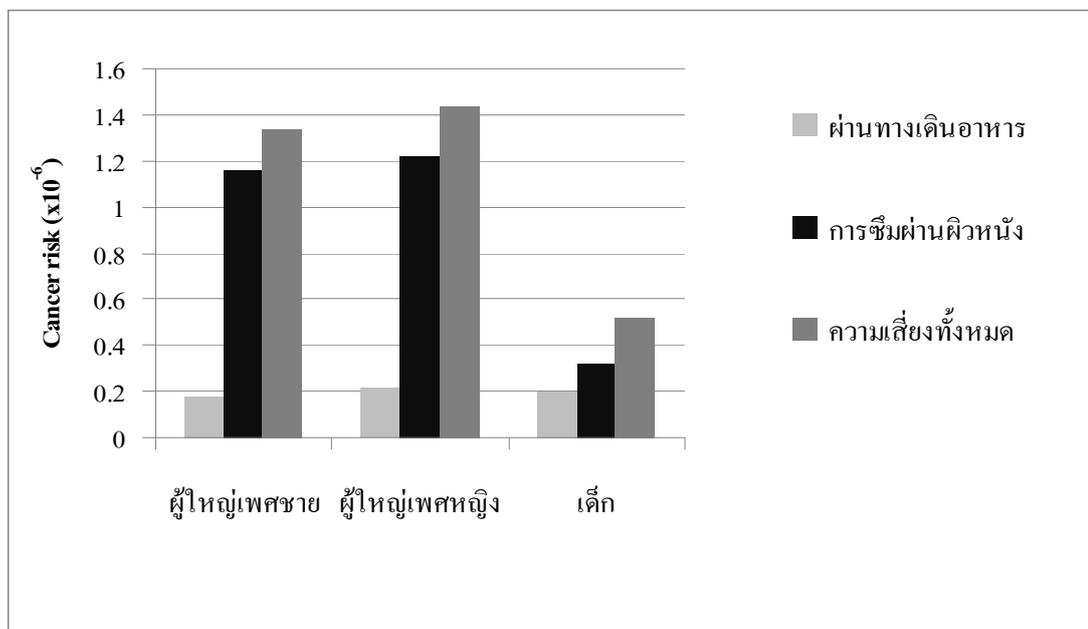
**ตารางที่ 3-12** ค่าความเสี่ยงทั้งหมดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ  
กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

กลุ่มตัวอย่าง	ช่องทางการได้รับสาร		ความเสี่ยงทั้งหมด
	ผ่านทางเดินอาหาร	การซึมผ่านผิวหนัง	
ผู้ใหญ่เพศชาย	$8.59 \times 10^{-8}$	$5.45 \times 10^{-7}$	$6.31 \times 10^{-7}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$1.03 \times 10^{-7}$	$5.79 \times 10^{-7}$	$6.82 \times 10^{-7}$
เด็ก	$9.51 \times 10^{-8}$	$1.53 \times 10^{-7}$	$2.48 \times 10^{-7}$

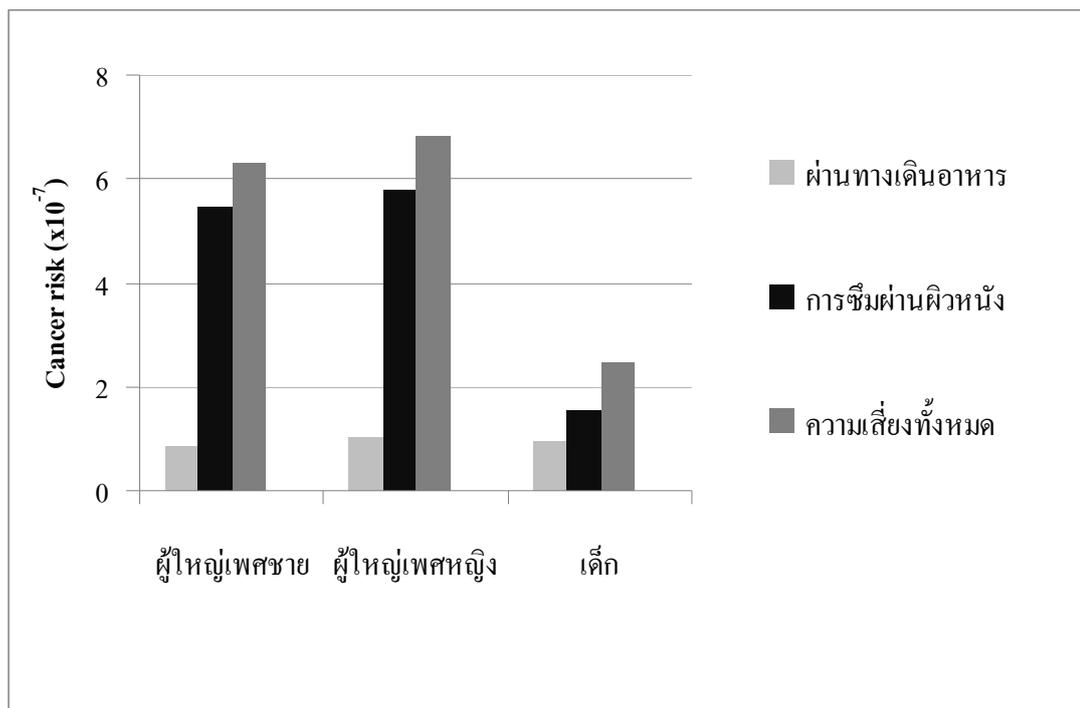
### 3.4.3.2 การประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งตามเส้นทางการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ

ผลการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดการเกิดมะเร็งของการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิดคือคลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์มโดยพิจารณาเส้นทางการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ ที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยแสดงในภาพที่ 3-12 และ 3-13 โดยเมื่อพิจารณาการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารที่ความเข้มข้นสูงสุดพบว่าผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก มีความเสี่ยงเท่ากับ  $1.80 \times 10^{-7}$   $2.17 \times 10^{-7}$  และ  $1.99 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ ความเสี่ยงที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $8.58 \times 10^{-8}$   $1.03 \times 10^{-7}$  และ  $9.51 \times 10^{-8}$  ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานของ USEPA (2009) พบว่าความเสี่ยงทั้งที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยของทุกกลุ่มอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ คืออยู่ในช่วง  $10^{-6}$ - $10^{-4}$  ความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิดคือคลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์มโดยพิจารณาเส้นทางการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำทางการซึมผ่านผิวหนังที่ความเข้มข้นสูงสุดพบว่าผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็กมีความเสี่ยงเท่ากับ  $1.16 \times 10^{-6}$   $1.23 \times 10^{-6}$  และ  $3.23 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานของ USEPA (2009) พบว่าเพศหญิงและเพศชายมีความเสี่ยงอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้คือ  $10^{-6}$ -

$10^{-4}$  ทั้งนี้เนื่องจากมีพื้นที่ผิวร่างกายของผู้ใหญ่เพศชายและผู้ใหญ่เพศหญิงมีมากกว่าเด็กทำผิวหนังมีโอกาสสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนมาก และความเสี่ยงที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าความเสี่ยงเท่ากับ  $5.45 \times 10^{-7}$   $5.79 \times 10^{-7}$  และ  $1.53 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ จากผลการศึกษาเห็นได้ว่าทุกกลุ่มจะมีความเสี่ยงจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านการซึมผ่านผิวหนังมากที่สุด โดยผู้ใหญ่เพศหญิงมีความเสี่ยงสูงที่สุด เท่ากับ  $1.23 \times 10^{-6}$  เนื่องจากผู้ใหญ่เพศหญิงมีสัดส่วนพื้นที่ผิวร่างกายต่อน้ำหนักตัวมากกว่าผู้ใหญ่เพศชายทำให้ค่าความเสี่ยงที่คำนวณได้มีค่ามากกว่าเช่นกัน จากผลการประเมินความเสี่ยงดังกล่าวจะต้องมีแนวทางการแก้ไขเพื่อลดความเสี่ยงต่อไป การศึกษาของ Mallika และคณะ (2008) และ ได้ประเมินความเสี่ยงการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำพบว่า การได้รับสารทางการซึมผ่านผิวหนังมีค่าสูงสุดเช่นกัน



ภาพที่ 3-12 ความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนเมื่อว่ายน้ำกรณีความเข้มข้นสูงสุด



ภาพที่ 3-13 ความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนเมื่อว่ายน้ำ กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

### 3.4.3.3 การประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งตามชนิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ

เมื่อพิจารณาความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน 4 ชนิดในสระว่ายน้ำ ผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังโดยพิจารณาชนิดของสารไตรฮาโลมีเทนแสดงที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยแสดงในตารางที่ 3-13 และ 3-14 ผลการศึกษาพบว่าทุกกลุ่มมีความเสี่ยงจากการได้รับสารคลอโรฟอร์มสูงมากที่สุด รองลงมาคือโบรโมไดคลอโรมีเทน โดยเมื่อพิจารณาจากความเข้มข้นสูงสุดพบว่า ผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็กว่ายน้ำ มีค่าความเสี่ยงคลอโรฟอร์มเท่ากับ  $8.79 \times 10^{-7}$   $9.35 \times 10^{-7}$  และ  $3.28 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ และที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $3.93 \times 10^{-7}$   $4.21 \times 10^{-7}$  และ  $1.47 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาความเสี่ยงจากการได้รับสารโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุด พบว่า ผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิงและเด็ก มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ  $4.64 \times 10^{-7}$   $5.01 \times 10^{-7}$  และ  $1.94 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ ความเสี่ยงที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $2.38 \times 10^{-7}$   $2.61 \times 10^{-7}$  และ  $1.01 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของ USEPA(2009) พบว่าอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้คือ  $10^{-6}$ - $10^{-4}$  ผลการศึกษา พบว่าผู้ใหญ่เพศหญิง มีความ

เสี่ยงมากที่สุดจากการได้รับสารคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทน ตามด้วยผู้ใหญ่เพศชาย และเด็กตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องจากสัดส่วนของอัตราที่ได้รับสัมผัส (contact rate) กับน้ำหนักตัว (body weight) มีค่าสูงกว่าเพศชาย

**ตารางที่ 3-13** ค่าความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ กรณีความเข้มข้นสูงสุด

กลุ่มตัวอย่าง	ค่าความเสี่ยงตามชนิดสารไตรฮาโลมีเทน	
	คลอโรฟอร์ม	โบรโมไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$8.79 \times 10^{-7}$	$4.64 \times 10^{-7}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$9.35 \times 10^{-7}$	$5.01 \times 10^{-7}$
เด็ก	$3.28 \times 10^{-7}$	$1.94 \times 10^{-7}$

**ตารางที่ 3-14** ค่าความเสี่ยงทั้งหมดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

กลุ่มตัวอย่าง	ค่าความเสี่ยงตามชนิดสารไตรฮาโลมีเทน	
	คลอโรฟอร์ม	โบรโมไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$3.93 \times 10^{-7}$	$2.38 \times 10^{-7}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$4.21 \times 10^{-7}$	$2.61 \times 10^{-7}$
เด็ก	$1.47 \times 10^{-7}$	$1.01 \times 10^{-7}$

### 3.5 การประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง (non-cancer risk)

จากข้อมูลความเป็นอันตรายของสารไตรฮาโลมีเทนทั้งคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนจัดเป็นสารก่อมะเร็งประเภท B2 (USEPA, 2010c) และยังมีความเป็นอันตรายต่อสุขภาพจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนทั้งการซึมผ่านผิวหนังและผ่านทางเดินอาหาร ดังนั้นจึงต้องมีการประเมินความเสี่ยงอื่นที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง ซึ่งเป็นการประเมินความเป็นอันตรายของการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนต่อสุขภาพโดยการเปรียบเทียบปริมาณสารที่ได้รับกับค่าอ้างอิง reference dose ( $RfD$ ) ของสาร ค่าที่ได้เรียกว่าค่า hazard quotient (HQ) ในกรณีที่มีการประเมินสารชนิดเดียว สำหรับสารเคมีหลายชนิดจะใช้ค่า HI (hazard index) กล่าวคือ ถ้า HI มีค่าน้อยกว่าหรือเท่ากับ 1 หมายความว่า สถานการณ์การปนเปื้อนของสารไตรฮาโลมีเทนไม่รุนแรงจนอาจเป็นอันตรายต่อสุขภาพของผู้ใช้สระว่ายน้ำ แต่ถ้า HI มีค่ามากกว่า 1 หมายความว่า สถานการณ์การปนเปื้อนของสารไตรฮาโลมีเทนค่อนข้างรุนแรงจนอาจเป็นอันตรายต่อสุขภาพอนามัยของผู้ใช้สระว่ายน้ำได้ ต้องมีการแก้ไขหรือดำเนินการเพื่อลดความเสี่ยงของการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำให้อยู่ในระดับที่ปลอดภัยต่อสุขภาพผู้ใช้สระว่ายน้ำ (USEPA, 2009)

การประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง (non-cancer risk) ทำการประเมินทั้งความเสี่ยงสำหรับสารไตรฮาโลมีเทนเพียง 2 ชนิดเดียวคือสารคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทน เนื่องผลการวิเคราะห์น้ำสระว่ายน้ำไม่สามารถตรวจพบ (non detectable, ND.) ไดโบรโมคลอโรมีเทนและโบรฟอร์มได้ โดยมีการใช้มีข้อมูลค่า  $RfD$  ตามการเส้นทางการได้รับสารผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังของสารประกอบสารไตรฮาโลมีเทน ได้แก่ คลอโรฟอร์มเท่ากับ 0.01 และโบรโมไดคลอโรมีเทน 0.02 mg/kg.day ตามลำดับ (USEPA, 2010b) และนำข้อมูลค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDI) การได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ (AD) โดยมีประเมินความเสี่ยงของผู้ใช้สระว่ายน้ำ 3 กลุ่ม คือ ผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก การประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็งสามารถคำนวณได้จากสมการ (3-7)

$$HQ = \frac{I}{RfD} \quad (3-7)$$

เมื่อ HQ = the hazard quotient

I = ค่า CDI หรือ AD ที่รับเข้าร่างกาย (mg/kg .day) ของแต่ละสาร

Rfd = reference dose (mg/kg .day) ของแต่ละสาร

ผลรวมของ HQ ของแต่ละสารรวมกันจะเรียกว่า HI (hazard index) ถ้าค่า HI น้อยกว่า 1.0 ความเสี่ยงยอมรับได้ HI มากกว่า 1.0 ความเสี่ยงยอมรับไม่ได้ ถ้ามีสารมากกว่าหนึ่งชนิด ต้องหาค่า HI รวม แล้วนำไปเปรียบเทียบกับ 1 (USEPA,2009)

### 3.5.1 ผลการศึกษาการประเมินค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDI) กรณีประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง (non-cancer risk)

ค่า CDI ในการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย แสดงในตารางที่ 3-15 และ 3-16 ผลการศึกษาพบว่า ในกลุ่มผู้ใหญ่เพศชาย ค่า CDI ของคลอโรฟอร์มที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่า  $3.92 \times 10^{-5}$  และ  $1.75 \times 10^{-5}$  mg/kg.day ตามลำดับ ค่า CDI ของโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ  $2.94 \times 10^{-6}$  และ  $1.51 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่า CDI ในเพศหญิง พบว่ามีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $4.70 \times 10^{-5}$  และ  $2.10 \times 10^{-5}$  mg/kg.day ตามลำดับ ส่วน CDI ของโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $3.53 \times 10^{-6}$  และ  $1.81 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาค่า CDI ของคลอโรฟอร์ม ในกลุ่มเด็กพบว่ามีค่าเท่ากับ  $2.17 \times 10^{-4}$  และ  $9.71 \times 10^{-5}$  mg/kg.day และมีค่า CDI ของโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $1.63 \times 10^{-5}$  และ  $8.52 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ

และเมื่อเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นสูงสุดของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่ากลุ่มเด็กที่มีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $2.17 \times 10^{-4}$  และ  $1.63 \times 10^{-5}$  mg/kg.day รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนมากที่สุดเท่ากับ  $4.70 \times 10^{-5}$  และ  $3.53 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบค่า CDI ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่ากลุ่มเด็กที่มีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $9.71 \times 10^{-5}$  และ  $8.52 \times 10^{-6}$  mg/kg.day รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า CDI ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนมากที่สุดเท่ากับ  $2.10 \times 10^{-5}$  และ  $1.81 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับดังนั้นจึงสรุปได้ว่าเด็กจะได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารสูงที่สุด ตามด้วยผู้ใหญ่เพศหญิงและผู้ใหญ่เพศชายตามลำดับ โดยได้รับสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด รองลงมาคือโบรโมไดคลอโรมีเทน

ตารางที่ 3-15 ค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDI) กรณีประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง (non- cancer risk) กรณีความเข้มข้นสูงสุด

กลุ่มตัวอย่าง	CDI ของสารไตรฮาโลมีเทน (mg/kg.day)	
	คลอโรฟอร์ม	โบรโมไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$3.92 \times 10^{-5}$	$2.94 \times 10^{-6}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$4.70 \times 10^{-5}$	$3.53 \times 10^{-6}$
เด็ก	$2.17 \times 10^{-4}$	$1.63 \times 10^{-5}$

ตาราง ที่ 3-16 ค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDI) กรณีประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง (non- cancer risk) กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

กลุ่มตัวอย่าง	CDI สารไตรฮาโลมีเทน (mg/kg.day)	
	คลอโรฟอร์ม	โบรโมไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$1.75 \times 10^{-5}$	$1.51 \times 10^{-6}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$2.10 \times 10^{-5}$	$1.81 \times 10^{-6}$
เด็ก	$9.71 \times 10^{-5}$	$8.52 \times 10^{-6}$

### 3.5.2 ผลการศึกษาการประเมินค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อว่ายน้ำ (AD) กรณีความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง

ค่า AD ในการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย แสดงในตารางที่ 3-17 และ 3-18 ผลการศึกษาพบว่าในกลุ่มผู้ใหญ่เพศชาย ค่า AD ของคลอโรฟอร์มที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่า

$2.97 \times 10^{-4}$  และ  $1.33 \times 10^{-4}$  mg/kg.day ตามลำดับ ค่า AD ของโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ  $1.45 \times 10^{-5}$  และ  $7.60 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่า AD ในเพศหญิง พบว่ามีค่า AD ของคลอโรฟอร์มที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $3.13 \times 10^{-4}$  และ  $1.40 \times 10^{-4}$  mg/kg.day ตามลำดับ ส่วน AD ของโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $1.53 \times 10^{-5}$  และ  $8.00 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาค่า AD ของคลอโรฟอร์มในกลุ่มเด็กพบว่ามีค่าเท่ากับ  $4.13 \times 10^{-4}$  และ  $1.85 \times 10^{-4}$  mg/kg.day และมีค่า AD ของโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $2.02 \times 10^{-5}$  และ  $1.06 \times 10^{-5}$  mg/kg.day ตามลำดับ

และเมื่อเปรียบเทียบค่า AD ที่ความเข้มข้นสูงสุดของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่ากลุ่มเด็กที่มีค่า AD ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $4.13 \times 10^{-4}$  และ  $2.02 \times 10^{-5}$  mg/kg.day รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า AD ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $3.13 \times 10^{-4}$  และ  $1.53 \times 10^{-5}$  mg/kg.day ตามลำดับ ค่า AD ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มบุคคลต่างๆ พบว่ากลุ่มเด็กที่มีค่า AD ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $1.85 \times 10^{-4}$  และ  $1.06 \times 10^{-5}$  mg/kg.day รองลงมาคือ ผู้ใหญ่เพศหญิงมีค่า AD ของคลอโรฟอร์มและโบรโมไดคลอโรมีเทนเท่ากับ  $1.40 \times 10^{-4}$  และ  $8.00 \times 10^{-6}$  mg/kg.day ตามลำดับ

**ตารางที่ 3-17** ค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน(AD)ในสระว่ายน้ำเพื่อประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง กรณีความเข้มข้นสูงสุด

กลุ่มตัวอย่าง	AD สารไตรฮาโลมีเทน (mg/kg.day)	
	คลอโรฟอร์ม	โบรโมไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$2.97 \times 10^{-4}$	$1.45 \times 10^{-5}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$3.13 \times 10^{-4}$	$1.53 \times 10^{-5}$
เด็ก	$4.13 \times 10^{-4}$	$2.02 \times 10^{-5}$

**ตารางที่ 3-18** ค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน(AD)ในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

กลุ่มตัวอย่าง	AD สารไตรฮาโลมีเทน (mg/kg.day)	
	คลอโรฟอร์ม	โบรโมไดคลอโรมีเทน
ผู้ใหญ่เพศชาย	$1.33 \times 10^{-4}$	$7.60 \times 10^{-6}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$1.40 \times 10^{-4}$	$8.00 \times 10^{-6}$
เด็ก	$1.85 \times 10^{-4}$	$1.06 \times 10^{-5}$

### 3.5.3 ผลการประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง (non-cancer risk)

การประเมินความเสี่ยงจากที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำโดยพิจารณาเส้นทางที่ได้รับสารและชนิดของสารไตรฮาโลมีเทนของกลุ่มตัวอย่าง 3 กลุ่มตัวอย่าง คือผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก โดยมีผลการประเมินความเสี่ยงเป็นดังนี้ เมื่อพิจารณาความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน 4 ชนิดในสระว่ายน้ำ ผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ย แสดงในตารางที่ 3-19 และ 3-20 จากการประเมินพบว่า ความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังที่ความเข้มข้นสูงสุด ของผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิงและเด็ก มีความเสี่ยงทั้งหมด (HI) เท่ากับ  $3.45 \times 10^{-2}$   $3.69 \times 10^{-2}$  และ  $6.48 \times 10^{-2}$  ตามลำดับ ความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังที่ความเข้มข้นเฉลี่ย ของผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิงและเด็ก มีความเสี่ยงทั้งหมดเท่ากับ  $1.56 \times 10^{-2}$   $1.66 \times 10^{-2}$  และ  $2.91 \times 10^{-2}$  ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าทุกกลุ่มมีค่าความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำไม่เกิน 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้ตามแนวทางของ USEPA (2009)

ผลการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยโดยพิจารณาชนิดของสารแสดงในตารางที่ 3-21 และ 3 – 22 จากการประเมินพบว่าเด็กมีความเสี่ยงการได้รับสารคลอโรฟอร์มมาก

ที่สุดทั้งที่ความเข้มข้นเฉลี่ยและความเข้มข้นสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ  $6.3 \times 10^{-2}$  และ  $2.82 \times 10^{-2}$  ตามลำดับ และมีค่าความเสี่ยงจากโบรโมไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $1.83 \times 10^{-3}$  และ  $9.54 \times 10^{-4}$  ตามลำดับ มีค่าความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำไม่เกิน 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้ตามแนวทางของ USEPA (2009)

**ตารางที่ 3-19** ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำพิจารณาเส้นทางการได้รับสาร กรณีความเข้มข้นสูงสุด

กลุ่มตัวอย่าง	HQ ตามเส้นทางการได้รับสาร		HI
	HQ ผ่านทางเดินอาหาร	HQ การซึมผ่านผิวหนัง	
ผู้ใหญ่เพศชาย	$4.07 \times 10^{-3}$	$3.04 \times 10^{-2}$	$3.45 \times 10^{-2}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$4.88 \times 10^{-3}$	$3.20 \times 10^{-2}$	$3.69 \times 10^{-2}$
เด็ก	$2.25 \times 10^{-2}$	$4.23 \times 10^{-2}$	$6.48 \times 10^{-2}$

**ตารางที่ 3-20** ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำพิจารณาเส้นทางการได้รับสาร กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

กลุ่มตัวอย่าง	HQ เส้นทางการได้รับสาร		HI
	HQ ผ่านทางเดินอาหาร	HQ การซึมผ่านผิวหนัง	
ผู้ใหญ่เพศชาย	$1.84 \times 10^{-3}$	$1.37 \times 10^{-2}$	$1.56 \times 10^{-2}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$2.19 \times 10^{-3}$	$1.44 \times 10^{-2}$	$1.66 \times 10^{-2}$
เด็ก	$1.01 \times 10^{-2}$	$1.90 \times 10^{-2}$	$2.91 \times 10^{-2}$

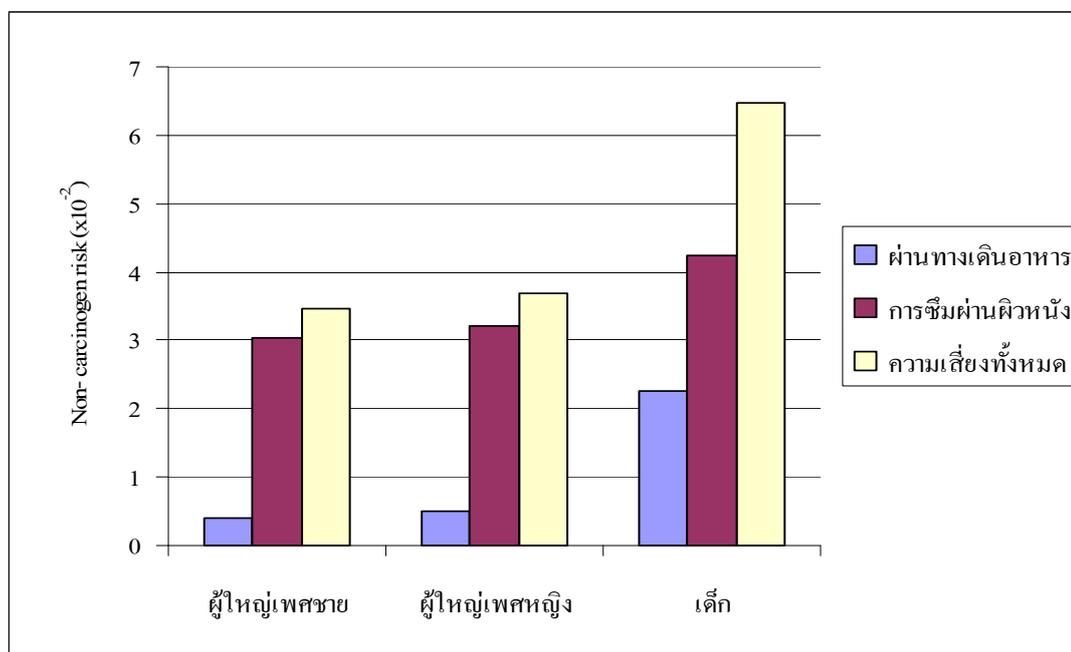
เมื่อพิจารณาความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยโดยพิจารณาเส้นทางการได้รับสารแสดงในตารางที่ 3-21 และ 3-22 พบว่าทุกกลุ่มความเสี่ยงทั้งหมดที่จากการได้รับสารทางการซึมผ่านผิวหนังสูงกว่าความเสี่ยงที่ได้รับสารผ่านทางเดินอาหาร ทั้งนี้เนื่องปริมาณการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อเทียบกับน้ำหนักตัวสูงกว่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารต่อน้ำหนักตัว ผลการประเมินความเสี่ยงที่มีไม่ใช่การเกิดมะเร็งการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยโดยเปรียบเทียบตามกลุ่มตัวอย่าง แสดงในภาพที่ 3-14 และ 3-15 พบว่าเด็กมีความเสี่ยงการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทั้งที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนัง ทั้งนี้เนื่องจากมีความเสี่ยงที่เกิดอันตรายจากการได้รับสารของเด็กมีค่าสูงกว่ากลุ่มตัวอย่างอื่นเนื่องจากเป็นกลุ่มที่มีความไวต่อการรับสารเคมี เมื่อนำความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งที่ได้เปรียบเทียบกับการศึกษาของ Lee และคณะ (2009) ที่ได้ศึกษาความเสี่ยงของการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำที่ใช้วิธีการฆ่าเชื้อด้วยคลอรีน ผลการศึกษามีค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดในเพศชายและเพศหญิงมีค่าเท่ากับ  $4.78 \times 10^{-3}$  และ  $9.21 \times 10^{-3}$  ตามลำดับ และความเสี่ยงที่ความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $1.94 \times 10^{-3}$  และ  $2.01 \times 10^{-3}$  ตามลำดับ และพบว่ามีความเสี่ยงการได้รับสารทางการซึมผ่านผิวหนังมากกว่าผ่านทางเดินอาหาร ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบแล้วค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่เกิดมะเร็งมีค่าน้อยกว่าค่าความเสี่ยงของงานวิจัยนี้เนื่องจากมีความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนน้อยกว่าคือพบในช่วง  $1.8 - 104.3 \mu\text{g/L}$

**ตารางที่ 3-21** ค่าความเสี่ยงที่ไม่เกิดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ โดยพิจารณาชนิดสาร กรณีความเข้มข้นสูงสุด

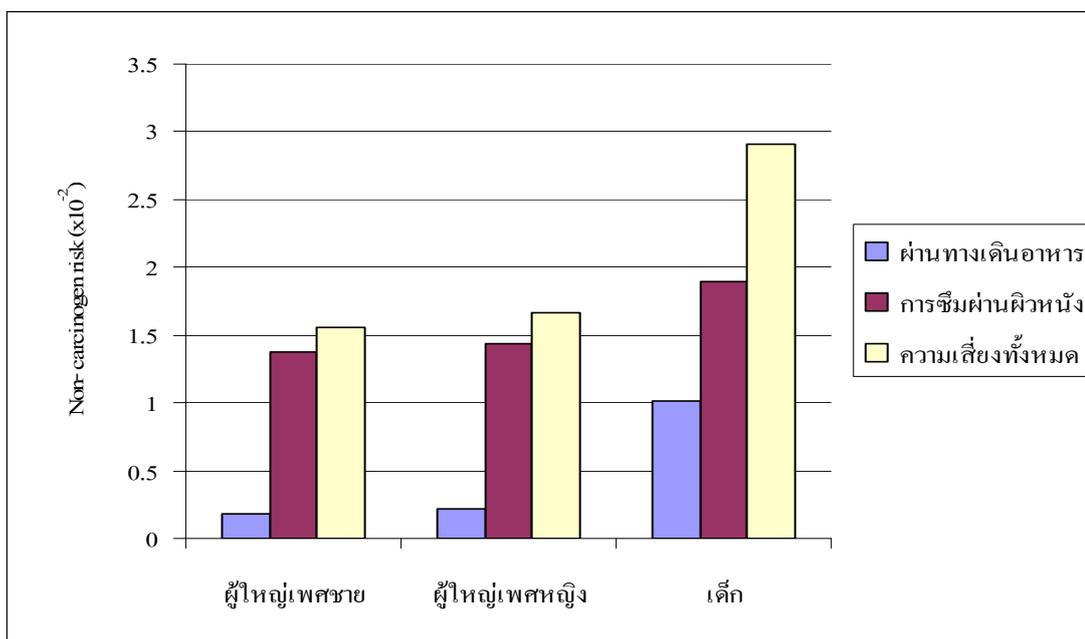
กลุ่มตัวอย่าง	HQ ตามชนิดสารไตรฮาโลมีเทน		HI
	HQ คลอโรฟอร์ม	HQ โบรโมไดคลอโรมีเทน	
ผู้ใหญ่เพศชาย	$3.36 \times 10^{-2}$	$8.74 \times 10^{-4}$	<b><math>3.45 \times 10^{-2}</math></b>
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$3.6 \times 10^{-2}$	$9.42 \times 10^{-4}$	<b><math>3.69 \times 10^{-2}</math></b>
เด็ก	$6.3 \times 10^{-2}$	$1.83 \times 10^{-3}$	<b><math>6.48 \times 10^{-2}</math></b>

ตารางที่ 3-22 ค่าความเสี่ยงที่ไม่เกิดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ โดยพิจารณาชนิดสาร กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย

กลุ่มตัวอย่าง	HQ ตามชนิดสารไตรฮาโลมีเทน		HI
	HQ คลอโรฟอร์ม	HQ โบรโมไดคลอโรมีเทน	
ผู้ใหญ่เพศชาย	$1.51 \times 10^{-2}$	$4.55 \times 10^{-4}$	$1.56 \times 10^{-2}$
ผู้ใหญ่เพศหญิง	$1.61 \times 10^{-2}$	$4.91 \times 10^{-4}$	$1.66 \times 10^{-2}$
เด็ก	$2.82 \times 10^{-2}$	$9.54 \times 10^{-4}$	$2.91 \times 10^{-2}$



ภาพที่ 3-14 ความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำที่ความเข้มข้นสูงสุดโดยพิจารณาเส้นทางการได้รับสาร



ภาพที่ 3-15 ความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำที่ความเข้มข้นเฉลี่ยพิจารณาเส้นทางที่ได้รับสาร

### 3.6 การจัดการความเสี่ยง

ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนพบอยู่ในช่วง 38.89-150.35  $\mu\text{g/L}$  จึงมีบางตัวอย่างน้ำที่มีค่าเกินมาตรฐานที่ WHO และ USEPA กำหนด คลอโรฟอร์มมีความเข้มข้นสูงที่สุด รองลงมาได้แก่โบรมโดคลอโรมีเทน ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Fantuzzi (2001) ที่พบคลอโรฟอร์มสูงสุดในสระว่ายน้ำที่ใช้ระบบฆ่าเชื้อโดยคลอรีนและนักว่ายน้ำจะได้รับสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางระบบทางเดินอาหาร การรับสัมผัสทางผิวหนัง และจากการสูดดม ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำพบอยู่ในช่วง 32.74-44.83  $\text{mg/L}$  ซึ่งมีค่าสูงทั้งนี้เนื่องจากสระว่ายน้ำที่ทำการทดลองเป็นระบบไหลล้นมีการหมุนเวียนน้ำภายใน ทำให้มีการสะสมของสารอินทรีย์ที่มาจากนักว่ายน้ำได้แก่ เหงื่อ น้ำลาย ปัสสาวะ โลชั่น เป็นต้น ซึ่งส่งผลทำให้ระดับสารอินทรีย์ละลายน้ำสูงขึ้น และเมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนแล้วทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนเพิ่มขึ้นด้วย ดังนั้นควรมีแนวทางในการลดความเสี่ยงสุขภาพจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำดังนี้

### 3.6.1 แนวทางการปรับปรุงคุณภาพสระว่ายน้ำเพื่อลดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ

1. ควรมีการเติมคลอรีนในปริมาณที่เหมาะสมเพียงพอกับการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ ทั้งนี้เนื่องจากการเติมคลอรีนน้อยไปก็มีประสิทธิภาพไม่เพียงพอในการฆ่าเชื้อ และหากมีการเติมคลอรีนมากเกินไป อาจเป็นอันตรายต่อสุขภาพผู้ใช้สระว่ายน้ำเช่นระคายเคืองตา และแสบจมูก และที่สำคัญการเติมคลอรีนที่มากเกินไปเมื่อทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในน้ำอาจส่งผลทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนเพิ่มมากขึ้นด้วย (Lee *et al.*, 2009)

2. การลดสารตั้งต้นในสระว่ายน้ำที่ทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทน ได้แก่ ปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำทั้งจากแหล่งน้ำดิบประปาและสารอินทรีย์จากร่างกายผู้ว่ายน้ำ เนื่องจากในปัจจุบันการบำบัดและหมุนเวียนน้ำในสระว่ายน้ำสถานประกอบการพลศึกษาเป็นแบบไหลสั้น โดยน้ำที่ไหลสั้นออกจากสระเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำโดยเครื่องกรองทราย เพื่อกำจัดของแข็งแขวนลอยและหมุนเวียนเข้าสู่สระอีกครั้ง เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำโดยเครื่องกรองทรายจะไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งเป็นสารตั้งต้นของการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน ดังนั้นจึงควรเพิ่มการบำบัดน้ำที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำและสารไตรฮาโลมีเทนได้ เช่น วิธีการดูดติดผิวด้วยถ่านกัมมันต์ (activated carbon) (USEPA, 1999)

3. ควรมีการติดตามตรวจสอบคุณภาพน้ำ โดยการสุ่มเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวิเคราะห์คุณภาพน้ำประจำวัน ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง ความขุ่น ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ และควรมีการสุ่มตรวจพารามิเตอร์เฉพาะได้แก่ ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) ซึ่งสามารถนำไปสู่การคาดการณ์การเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำได้ ทั้งนี้เนื่องจาก DOC เป็นสารตั้งต้น (precursor) หลักในการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน

4. ควรมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อลดการสะสมของสารอินทรีย์ในน้ำอันเป็นสารตั้งต้นของการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ

### 3.6.2 แนวทางการลดความเสี่ยงของบุคคลที่เกิดจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนจากสระว่ายน้ำ

ผลการศึกษาระประเมินความเสี่ยงที่ทำให้เกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำของกลุ่มบุคคลต่างๆ ทั้งผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก พบว่าทุกกลุ่มมีความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนความเข้มข้นเฉลี่ยและความเข้มข้นสูงสุด

ผ่านช่องทางการซึมผ่านผิวหนังสูงสุด รองลงมาคือผ่านทางระบบทางเดินอาหาร ดังนั้นจึงควรมีแนวทางเพื่อลดความเสี่ยงดังกล่าวสำหรับผู้ให้บริการสระว่ายน้ำ โดยการลดพื้นที่ผิวสัมผัสสาร เช่น การสวมชุดว่ายน้ำแบบเต็มตัว หลีกเลี่ยงการกลืนกินน้ำในสระว่ายน้ำ ลดความถี่และช่วงเวลาการสัมผัสน้ำในสระว่ายน้ำ ในส่วนการจัดการสระว่ายน้ำควรกำหนดกฎระเบียบการใช้สระว่ายน้ำ สำหรับผู้ใช้สระว่ายน้ำก่อนลงว่ายน้ำ เช่น มีการชำระร่างกายทุกครั้ง หลีกเลี่ยงการใช้เครื่องสำอางค์ และครีมกันแดด ทั้งนี้เพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์จากร่างกาย ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนได้ (Zwiener *et al.*, 2007) นอกจากนี้การให้ความรู้เกี่ยวกับความเป็นอันตรายต่อสุขภาพของสาร DPBs ในสระว่ายน้ำ เพื่อให้ประชาชนเกิดความตระหนักในเรื่องการปฏิบัติตัวเพื่อป้องกัน และลดความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทน

## บทที่ 4

### บทสรุปและข้อเสนอแนะ

#### 4.1 สรุปผลการศึกษาคุณภาพน้ำและความเข้มข้นของ THMs

ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนทั้งหมด (total THMs) อยู่ในช่วง 37.11-155.26  $\mu\text{g/L}$  พบสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด มีค่าความเข้มข้นในช่วง 34.86-150.35  $\mu\text{g/L}$  รองลงมาได้แก่โบรโมไดคลอโรมีเทนพบในช่วง 0.48-11.29  $\mu\text{g/L}$  ตามลำดับ ส่วนไดโบรโมคลอโรมีเทนและโบรโมฟอร์มไม่สามารถตรวจพบได้ (non detectable, ND.) และเมื่อเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของสาร THMs ที่ตรวจพบในสระว่ายน้ำ พบว่ามี 6 ตัวอย่างมีค่าสูงกว่ามาตรฐานของ WHO (2010) ที่กำหนดให้มีความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนทั้งหมดต้องไม่เกิน 100  $\mu\text{g/L}$  และมี 29 ตัวอย่างสูงกว่าค่ามาตรฐาน USEPA (2010a) ได้กำหนดมาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุด (maximum contaminant levels, MCLs) ของสารไตรฮาโลมีเทนในระยะที่ 1 ไว้ไม่เกิน 80  $\mu\text{g/L}$  ทั้งนี้เนื่องจากมาตรฐานของสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำไม่มีหน่วยงานใดกำหนดมาตรฐาน จึงใช้มาตรฐานของสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำประปาแทน ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำพบอยู่ในสระว่ายน้ำพบค่า DOC 34.30-44.83  $\text{mg/L}$  และ UV-254 มีค่าอยู่ในช่วง 0.006-0.027  $\text{cm}^{-1}$  มีค่าสูงทั้งนี้เนื่องจากสระว่ายน้ำที่ศึกษาเป็นระบบไหลล้นมีการหมุนเวียนน้ำภายใน ทำให้มีการสะสมสารอินทรีย์ที่มาจากผู้ใช้บริการได้แก่เหงื่อ น้ำลาย ปัสสาวะ โลชั่น เป็นต้น ซึ่งส่งผลทำให้ระดับสารอินทรีย์ละลายน้ำสูงขึ้นและเมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนแล้วทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนเพิ่มขึ้นด้วย ผลการวิเคราะห์ FEEM ของน้ำในสระว่ายน้ำ พบว่าสารอินทรีย์ในสระว่ายน้ำที่ตรวจพบคือ สารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances

#### 4.2 สรุปผลการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็ง (life time cancer risk)

การประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ เป็นการประเมินกรณีร้ายแรงที่สุด (worst case scenario) ผลการประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง

จากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำสำหรับผู้ใหญ่เพศชาย พบว่ามีความเสี่ยงทั้งหมดในการเกิดมะเร็งจากการได้รับสาร THMs ที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ  $1.34 \times 10^{-6}$  และ  $6.31 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานพบว่าความเสี่ยงที่ความเข้มข้นสูงสุดมีค่าอยู่ในช่วงที่กำหนดตามมาตรฐานของ USEPA (2009) ที่กำหนดไว้คือ  $10^{-6}$ – $10^{-4}$  และมีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด รองลงมาคือโบรโมไดคลอโรมีเทน เมื่อพิจารณาความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากเส้นทางการได้รับสาร พบว่า การได้รับสารผ่านทางผิวหนังมีความเสี่ยงมากที่สุด รองลงมาคือความเสี่ยงการได้รับสารผ่านทางเดินอาหาร สำหรับความเสี่ยงในผู้ใหญ่เพศหญิง พบว่ามีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากการได้รับสาร THMs ที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ  $1.44 \times 10^{-6}$  และ  $6.82 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ ซึ่งเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานพบว่าที่ความเข้มข้นสูงสุดมีค่าอยู่ในช่วงที่กำหนดตามมาตรฐานของ USEPA (2009) ที่กำหนดไว้คือ  $10^{-6}$ – $10^{-4}$  และมีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด รองลงมาคือโบรโมไดคลอโรมีเทน เมื่อพิจารณาความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากเส้นทางการได้รับสาร พบว่า การได้รับสารผ่านทางผิวหนังมีความเสี่ยงมากที่สุด รองลงมาคือความเสี่ยงการได้รับสารผ่านทางเดินอาหาร สำหรับความเสี่ยงในเด็ก พบว่ามีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากการได้รับสาร THMs ที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ  $5.22 \times 10^{-7}$  และ  $2.48 \times 10^{-7}$  ตามลำดับและมีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากสารคลอโรฟอร์มมากที่สุด รองลงมาคือโบรโมไดคลอโรมีเทน เมื่อพิจารณาความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากเส้นทางการได้รับสาร พบว่า การได้รับสารผ่านทางผิวหนังมีความเสี่ยงมากที่สุด รองลงมาคือความเสี่ยงการได้รับสารผ่านทางเดินอาหาร และเมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนเมื่อพิจารณาทั้งการได้รับความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยพบว่าผู้ใหญ่เพศหญิงมีความเสี่ยงมากกว่าผู้ใหญ่เพศชาย และเด็ก ตามลำดับ

#### 4.3 สรุปผลการประเมินความเสี่ยงจากที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง (non-cancer risk)

ผลการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังที่ความเข้มข้นสูงสุด ของผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิงและเด็ก มีความเสี่ยงทั้งหมดเท่ากับ  $3.45 \times 10^{-2}$   $3.69 \times 10^{-2}$  และ  $6.48 \times 10^{-2}$  ตามลำดับ ความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำผ่านทางเดินอาหารและการซึมผ่านผิวหนังที่ความเข้มข้นเฉลี่ยของผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิงและเด็ก มีความเสี่ยงทั้งหมดเท่ากับ  $1.56 \times 10^{-2}$   $1.66 \times 10^{-2}$  และ  $2.91 \times 10^{-2}$  ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าทุกกลุ่มมีค่าความเสี่ยงทั้งหมดจากการ

ได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำไม่เกิน 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้ตามแนวทางของ USEPA (2009)

ผลการประเมินความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยโดยพิจารณาชนิดของสารไตรฮาโลมีเทน จากการประเมินพบว่าเด็กมีความเสี่ยงการได้รับสารคลอโรฟอร์มมากที่สุดทั้งที่ความเข้มข้นเฉลี่ยและความเข้มข้นสูงสุด มีค่าความเสี่ยงเท่ากับ  $6.3 \times 10^{-2}$  และ  $2.82 \times 10^{-2}$  ตามลำดับ และมีค่าความเสี่ยงจากโบรมोไดคลอโรมีเทนที่ความเข้มข้นสูงสุดและความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ  $1.83 \times 10^{-3}$  และ  $9.54 \times 10^{-4}$  ตามลำดับ มีค่าความเสี่ยงทั้งหมดจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำไม่เกิน 1 ซึ่งถือว่าเป็นความเสี่ยงที่สามารถยอมรับได้ตามแนวทางของ USEPA (2009)

#### 4.4 ข้อเสนอแนะแนวทางการจัดการความเสี่ยง

##### 4.4.1. แนวทางในการปรับปรุงคุณภาพสระว่ายน้ำเพื่อลดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ

1. ควรมีการเติมคลอรีนในปริมาณที่เหมาะสมเพียงพอกับการฆ่าเชื้อโรคในสระว่ายน้ำ ทั้งนี้เนื่องจากถ้ามีการเติมคลอรีนน้อยไปก็มีประสิทธิภาพไม่เพียงพอในการฆ่าเชื้อ และหากมีการเติมคลอรีนมากเกินไป อาจเป็นอันตรายต่อสุขภาพผู้ใช้สระว่ายน้ำเช่นระคายเคืองตา และแสบจมูก และที่สำคัญการเติมคลอรีนที่มากเกินไปอาจส่งผลทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทนเพิ่มมากขึ้น

2. การลดสารตั้งต้นในสระว่ายน้ำที่ทำให้เกิดสารไตรฮาโลมีเทน ได้แก่ ปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำทั้งจากแหล่งน้ำดิบประปาและสารอินทรีย์จากร่างกายผู้ว่ายน้ำ เนื่องจากในปัจจุบันการบำบัดและหมุนเวียนน้ำในสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาเป็นแบบไหลสั้น โดยน้ำที่ไหลสั้นออกจากสระเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำโดยเครื่องกรองทราย เพื่อกำจัดของแข็งแขวนลอยและหมุนเวียนเข้าสู่สระอีกครั้งเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำโดยเครื่องกรองทรายจะไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งเป็นสารตั้งต้นของการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน ดังนั้นจึงควรเพิ่มการบำบัดน้ำที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำและสารไตรฮาโลมีเทนได้ เช่น วิธีการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ (activated carbon) (USEPA, 1999)

3. ควรมีการติดตามตรวจสอบคุณภาพน้ำ โดยการสุ่มเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวิเคราะห์คุณภาพน้ำประจำวัน ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง ความขุ่น ปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ และควรมีการสุ่มตรวจพารามิเตอร์เฉพาะได้แก่ ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOC) ซึ่งสามารถนำไปสู่การ

ภาคการเกิดการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำได้ ทั้งนี้เนื่องจาก DOC เป็นสารตั้งต้น (precursor) หลัก ในการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน

4. ควรมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำในสระว่ายน้ำเพื่อลดการสะสมของสารอินทรีย์ในน้ำอันเป็นสารตั้งต้นของการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ

#### 4.4.2 แนวทางในการลดความเสี่ยงของบุคคลที่เกิดจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนจากสระว่ายน้ำ

ผลการศึกษาการประเมินความเสี่ยงที่ทำให้เกิดมะเร็งจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำของกลุ่มบุคคลต่างๆ ทั้งผู้ใหญ่เพศชาย ผู้ใหญ่เพศหญิง และเด็ก พบว่าทุกกลุ่มมีความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนความเข้มข้นเฉลี่ยและความเข้มข้นสูงสุดผ่านช่องทางการซึมผ่านผิวหนังสูงสุด รองลงมาคือผ่านทางระบบทางเดินอาหาร ดังนั้นจึงควรมีแนวทางเพื่อลดความเสี่ยงดังกล่าวสำหรับผู้ใช้บริการสระว่ายน้ำ โดยการลดพื้นที่ผิวสัมผัสสาร เช่น การสวมชุดว่ายน้ำแบบเต็มตัว หลีกเลี่ยงการกลืนกินน้ำในสระว่ายน้ำ ลดความถี่และช่วงเวลาการสัมผัสน้ำในสระว่ายน้ำ ในส่วนการจัดการสระว่ายน้ำควรกำหนดกฎระเบียบการใช้สระว่ายน้ำสำหรับผู้ใช้น้ำก่อนลงว่ายน้ำ เช่น มีการชำระร่างกายทุกครั้ง หลีกเลี่ยงการใช้เครื่องสำอางค์และครีมกันแดด ทั้งนี้เพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์จากร่างกาย ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนได้ (Zwiener *et al.*, 2007)

## สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ	(5)
Abstract	(7)
กิตติกรรมประกาศ	(9)
สารบัญ	(10)
รายการตาราง	(12)
รายการภาพ	(17)
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 การตรวจเอกสาร	2
1.3 วัตถุประสงค์	27
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	27
บทที่ 2 วิธีวิจัย	28
2.1 สถานที่เก็บตัวอย่าง	29
2.2 เครื่องมือและวัสดุอุปกรณ์	30
2.3 วิธีการดำเนินงานวิจัย	31
2.4 การเก็บข้อมูล	32
2.5 การเก็บตัวอย่างและการรักษาตัวอย่าง	33
2.6 การวิเคราะห์น้ำ	33
2.7 ความสัมพันธ์การเกิดสารไตรฮาโลมีเทนกับพารามิเตอร์ในน้ำ	37
2.8 การประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งในการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน	40
บทที่ 3 ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการวิจัย	43
3.1 ผลการศึกษาข้อมูลสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษายะลา	44
3.2 การวิเคราะห์คุณภาพน้ำ	45
3.3 การทำนายการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ	53
3.4 ความสัมพันธ์ของสารไตรฮาโลมีเทนกับพารามิเตอร์ต่างๆในน้ำสระว่ายน้ำ	55
3.5 ข้อมูลพฤติกรรมการใช้สระว่ายน้ำของผู้ใช้สระว่ายน้ำ	63

## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
3.6 การศึกษาการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็ง	64
3.7 การประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง	77
บทที่ 4 บทสรุปและข้อเสนอแนะ	88
4.1 สรุปผลการศึกษาคูณภาพน้ำและความเข้มข้นของ THMs	88
4.2 สรุปผลการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็ง	89
4.3 สรุปผลการประเมินความเสี่ยงจากที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง	90
4.4 ข้อเสนอแนะแนวทางการจัดการความเสี่ยง	90
เอกสารอ้างอิง	92
ภาคผนวก	100
ภาคผนวก ก แบบสอบถามการใช้สระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา	101
ภาคผนวก ข ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำ	103
ประวัติผู้วิจัย	128

## รายการตาราง

ตารางที่		หน้า
1-1	ลักษณะสมบัติทางฟิสิกส์-เคมีของสารไตรฮาโลมีเทน	9
1-2	ความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทน	11
1-3	แสดงระดับศักยภาพการก่อมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทน	12
1-4	ค่า slope factor (SF) ของสารไตรฮาโลมีเทน	21
1-5	ค่า reference dose (RfD) ของสารไตรฮาโลมีเทน	21
1-6	การศึกษาความเข้มข้นสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำสะอาดต่างๆของประเทศต่างๆ	26
2-1	สภาวะการทำงานของเครื่อง gas chromatograph ในการวิเคราะห์สาร THMs	38
2-2	สรุปพารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวิเคราะห์	39
2-3	ค่าคงที่ใช้ในการประเมินการได้รับสารผ่านทางเดินอาหารและการสัมผัสทางผิวหนังเมื่อดื่มน้ำ	41
3-1	ผลการศึกษาขั้นต้น (preliminary test) ของคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำสะอาด	44
3-2	คุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำสะอาด	47
3-3	ความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนที่ตรวจพบในน้ำสะอาด	48
3-4	ความเข้มข้นของศักยภาพการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน (THMFP) ในน้ำสะอาดที่ตรวจพบใน	51
3-5	ความสัมพันธ์ของสารไตรฮาโลมีเทนกับพารามิเตอร์ต่างๆในน้ำสะอาด	62
3-6	ค่าคงที่ใช้ในการประเมินการได้รับสารผ่านทางเดินอาหารและทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อดื่มน้ำ	65
3-7	ค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารเมื่อดื่มน้ำ (CDI) เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นสูงสุด	68
3-8	ค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารเมื่อดื่มน้ำ (CDI) เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ในกรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	68
3-9	ค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อดื่มน้ำ (AD) เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็งกรณีความเข้มข้นสูงสุด	70
3-10	ค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนทางการซึมผ่านผิวหนังเมื่อดื่มน้ำ (AD) เพื่อประเมินความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	70

### รายการตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
3-11	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนใน สระว่ายน้ำกรณีความเข้มข้นสูงสุด	72
3-12	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนใน สระว่ายน้ำ กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	73
3-13	ค่าความเสี่ยงการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ กรณีความเข้มข้นสูงสุด	76
3-14	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนใน สระว่ายน้ำ กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	76
3-15	ค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDD) กรณีประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง (non-cancer risk ) กรณีความเข้มข้นสูงสุด	79
3-16	ค่าการได้รับสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนผ่านทางเดินอาหารเมื่อว่ายน้ำ (CDD) กรณีประเมินความเสี่ยงที่ไม่ใช่มะเร็ง (non- cancer risk ) กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	79
3-17	ค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน (AD)ในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยง ที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง กรณีความเข้มข้นสูงสุด	80
3-18	ค่าการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน (AD)ในสระว่ายน้ำ เพื่อประเมินความเสี่ยง ที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	81
3-19	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน ในสระว่ายน้ำพิจารณาเส้นทางการได้รับสาร กรณีความเข้มข้นสูงสุด	82
3-20	ค่าความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน ในสระว่ายน้ำพิจารณาเส้นทางการได้รับสาร กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	82
3-21	ค่าความเสี่ยงที่ไม่เกิดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนใน สระว่ายน้ำโดยพิจารณาชนิดสาร กรณีความเข้มข้นสูงสุด	83
3-22	ค่าความเสี่ยงที่ไม่เกิดการเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทน ในสระว่ายน้ำโดยพิจารณาชนิดสาร กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	84





### รายการตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
ข -19	ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทน 122 ที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด
ข- 20	ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทน 123 ที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศชาย การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย
ข-21	ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทน 124 ที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด
ข -22	ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทน 125 ที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของผู้ใหญ่เพศหญิง การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย
ข-23	ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทน 126 ที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของเด็ก การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นสูงสุด
ข -24	ข้อมูลการประเมินค่าความเสี่ยงที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งของสารไตรฮาโลมีเทน 127 ที่ได้รับสัมผัสผ่านผิวหนังกรณีการว่ายน้ำของเด็ก การประเมินความเสี่ยงกรณีได้รับความเข้มข้นเฉลี่ย

## รายการภาพ

ภาพที่		หน้า
1-1	กรอบแนวคิดการศึกษา	2
1-2	ตำแหน่ง excitation (nm)/emission (nm) ของ tyrosine, tryptophan , humic and fulvic acid –like substances	17
1-3	แสดงการเกิดสาร ไตรฮาโลมีเทนของน้ำตัวอย่างในขณะที่เก็บน้ำตัวอย่าง ไม่มีปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ	18
1-4	แสดงการเกิดสาร ไตรฮาโลมีเทนของน้ำตัวอย่างในขณะที่เก็บน้ำตัวอย่าง มีปริมาณคลอรีนอิสระคงเหลือ	19
2-1	ลักษณะสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษาวิทยาเขตยะลา	29
2-3	แผนผังขั้นตอนการวิจัย	31
3-1	ระบบฆ่าเชื้อและการบำบัดน้ำในสระว่ายน้ำสถาบันการพลศึกษา	44
3-2	ความเข้มข้นเฉลี่ยของ DOC (mg/L) ในแต่ละเดือนที่ตรวจพบในน้ำ สระว่ายน้ำ	49
3-3	FEEM (contour interval )ของสารอินทรีย์กลุ่ม tryptophan-like substances ที่ตรวจพบในสระว่ายน้ำ	52
3-4	ตำแหน่ง excitation (nm)/emission (nm) ของ tyrosine, tryptophan, humic and fulvic acid – like substances	53
3-5	ค่าวิกฤติของการทำนายการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ	54
3-6	ความสัมพันธ์ของ DOC และความเข้มข้นสาร ไตรฮาโลมีเทน	55
3-7	ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นคลอรีนและปริมาณสาร ไตรฮาโลมีเทน	56
3-8	ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับความเข้มข้นของ THMs	57
3-9	ความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 กับความเข้มข้นของ DOC	58
3-10	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น DOC กับความเข้มข้นของ THMFP	60
3-11	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น UV-254 กับความเข้มข้นของ THMFP	61
3-12	ความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งการได้รับสาร ไตรฮาโลมีเทนเมื่อน้ำ กรณีความเข้มข้นสูงสุด	75
3-13	ความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งการได้รับสาร ไตรฮาโลมีเทนเมื่อน้ำ กรณีความเข้มข้นเฉลี่ย	76

## รายการภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
3-14	ความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำที่ความเข้มข้นสูงสุดโดยพิจารณาเส้นทางกรได้รับสาร	84
3-15	ความเสี่ยงทั้งหมดที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็งจากการได้รับสารไตรฮาโลมีเทนจากการว่ายน้ำที่ความเข้มข้นเฉลี่ยโดยพิจารณาเส้นทางกรได้รับสาร	85

**คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ**

μg/L	Microgram per liter
mg/L	Milligram per liter
AD	Absorbed dose
AT	Average time
BDCM	Bromodichloromethane
BW	Body weight
CDI	Chronic daily intake
COM	Colloidal organic matter
CR	Contact rate
DBCM	Dibromochloromethane
DBPs	Disinfection by-products
DOC	Dissolved organic carbon
DOM	Dissolved organic matter
ECD	Electron capture detector
EF	Exposure frequency
Em	Emission
Ex	Excitation
FEEM	Fluorescent excitation-emission matrix
HI	Hazard index
HAAs	Haloacetic acids
HANs	Haloacetonitriles
HQ	Hazard quotient
ND	Non detectable
NOM	Natural organic matter
NTU	Nephelo turbidity unit
LD <sub>50</sub>	Median lethal dose 50%
MCLGs	Maximum contaminant level goals
SF	Slope factor

**คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)**

SA	Surface area
THMs	Trihalomethanes
TTHMs	Total trihalomethanes
THMFP	Trihalomethane formation potential
TOC	Total organic carbon
USEPA	United State Environmental Protection Agency
UV-254	Ultraviolet absorbance at wavelength-254 nm
WHO	World Health Organization



การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ  
**Health Risk Assessment of Trihalomethane Exposure in a Swimming Pool**

มารีนี โด

**Mareenee Do**

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**

**2555**

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการสัมผัสสารไตรฮาโลมีเทนในสระว่ายน้ำ  
 ผู้เขียน มารีนี โค  
 สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม

---

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

คณะกรรมการสอบ

.....ประธานกรรมการ  
 (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธันวดี สุขสาโรจน์) (รองศาสตราจารย์ ดร.บรรจง วิทย์วิรศักดิ์)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

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

.....กรรมการ  
 (ดร.ธีระวิทย์ รัตนพันธ์)

.....กรรมการ  
 (ดร.ธีระวิทย์ รัตนพันธ์)

.....กรรมการ  
 (ดร.จิตติวร ชูสง)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วน  
 หนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม

.....  
 (ศาสตราจารย์ ดร.อมรรัตน์ พงศ์ดารา)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้เป็นผลมาจากการศึกษาวิจัยของนักศึกษาเอง และขอขอบคุณผู้ที่มีส่วน  
เกี่ยวข้องทุกท่านไว้ ณ ที่นี้

ลงชื่อ.....

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธวัชดี สุขสาโรจน์)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์

ลงชื่อ.....

(นางสาวมารีณี โค)

นักศึกษา

(4)

ข้าพเจ้าขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้ไม่เคยเป็นส่วนหนึ่งในการอนุมัติปริญญาในระดับใดมาก่อน และ  
ไม่ได้ถูกใช้ในการยื่นขออนุมัติปริญญาในขณะนี้

ลงชื่อ.....

(นางสาวมารีณี โด)

นักศึกษา

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดีด้วยความกรุณาอย่างยิ่งจาก ผศ.ดร. ธันวดี สุขสาโรจน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก และ ดร.จีระวิทย์ รัตนพันธ์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่ได้ให้คำแนะนำและตรวจสอบแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ ด้วยความเอาใจใส่ สนับสนุน และให้กำลังใจตลอดมา ขอขอบพระคุณรองศาสตราจารย์ ดร.บรรจง วิทยวีรศักดิ์ ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ดร.พัฒนศักดิ์ คำมณีจันทร์ และ ดร.ฐิติวร ชูสง ที่กรุณาให้คำแนะนำและเสนอข้อคิดเห็นที่เป็นประโยชน์ ตลอดจนช่วยแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น ขอขอบพระคุณอาจารย์ในคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ได้ให้ความรู้ทางด้านวิชาการตลอดจนข้อคิดเห็นที่เป็นประโยชน์ต่อการทำวิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณกรมอนามัย กระทรวงสาธารณสุขที่สนับสนุนทุนการศึกษา

ขอขอบคุณการไฟฟ้าฝ่ายผลิตแห่งประเทศไทย โรงไฟฟ้ากระบี่และคุณพรเทพ กฤตยเกษม และคุณประไพพรรณ บัวบุศย์ นักวิทยาศาสตร์ โรงไฟฟ้ากระบี่ สำหรับความอนุเคราะห์ในการตรวจวัด DOC เป็นอย่างดี

ขอขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์และสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ที่ให้ทุนสนับสนุนการทำวิจัยตามสัญญาเลขที่ ภค./2554-นท11 ส่งเสริมการทำวิทยานิพนธ์ในครั้งนี้จนสำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี

ขอขอบคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการ คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้คำแนะนำและอำนวยความสะดวกในการใช้ห้องปฏิบัติการ ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ สถาบันความเป็นเลิศระบบนำส่งยา คณะเภสัชศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้ความอนุเคราะห์ในการใช้เครื่องมืออุปกรณ์ในห้องปฏิบัติการ ตลอดจนนักวิทยาศาสตร์ที่คอยให้คำแนะนำเป็นอย่างดี

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณครอบครัวทุกคน เพื่อนและพี่ๆ ศูนย์อนามัยที่ 12 รวมทั้งเพื่อนคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม ที่ให้การสนับสนุนและเป็นกำลังใจด้วยดีตลอดมา ความดีและคุณประโยชน์ที่ได้รับจากการทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ผู้วิจัยขอบแต่ผู้มีพระคุณทุกๆ ท่าน

มารีนี โด

