

รายงานผลงานวิจัย

ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม 2547-2548

กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม

กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม

• ที่ปรึกษา

นายอภิวัฒน์ เศรษฐรักษ์
อธิบดีกรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม

นางพรทิพย์ ปั่นเจริญ
รองอธิบดีกรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม

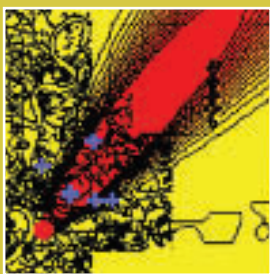
นายประดิษฐ์ บุญตันตราวัฒน์
รองอธิบดีกรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม

นางสาวสุกัญญา บุญเฉลิมกิจ
รักษาการผู้อำนวยการศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม

• บรรณาธิการ

นายมีศักดิ์	มิลินทวิสมัย	M.Sc. (Agriculture)
นางสาวหทัยรัตน์	การีเวย์	D.T.Sc. (Environmental Engineering)
นางนิตยา	นักระนาด มิลน์	Ph.D. (Environmental Engineering)
นางสาวจุฑา	บุญยทุมานนท์	M.Sc. (Analytical chemistry and applied inorganic chemistry)
นายรัฐ	เรืองโชติวิทย์	M.Sc. (Appropriate Technology)
นายอัศมน	ลิ้มสกุล	D.Sci. (Earth and Planetary Science)
นางสาวสุดา	อิทธิสุภรณ์รัตน์	M.Sc. (Biotechnology)
นางสาวอำพร	ทิพันธ์	B.Sc. (Environmental Health)

บทนำ »



ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม ก่อตั้งขึ้นในปี พ.ศ. 2534 ตามโครงการความร่วมมือระหว่างรัฐบาลไทยกับรัฐบาลญี่ปุ่น มีบทบาทหน้าที่หลักในการศึกษาวิจัยและฝึกอบรมความรู้ ทางด้านสิ่งแวดล้อม ที่สอดคล้องกับนโยบายและแผนระดับชาติเพื่อเป็นประโยชน์แก่หน่วยงานที่เกี่ยวข้องและประชาชนทั่วไป

การพัฒนาประเทศไปสู่ความเจริญในด้านอุตสาหกรรม เกษตรกรรม และการท่องเที่ยว ก่อให้เกิดการแข่งขันในการเพิ่มและพัฒนาผลผลิต รวมทั้งรูปแบบการบริการ การเพิ่มจำนวนประชากรอย่างต่อเนื่อง และการเปลี่ยนแปลงรูปแบบการบริโภคของประชาชน สารเคมีที่ใช้ในแต่ละวัน ขยะและกากของเสียอุตสาหกรรม น้ำเสีย มลพิษทางอากาศ ที่เกิดขึ้นจากกิจกรรมต่างๆ ก่อให้เกิดปัญหาสิ่งแวดล้อมและผลกระทบต่อสุขภาพประชาชน ไม่เพียงแต่ในประเทศไทย แต่ปัญหาเหล่านี้เป็นปัญหาที่เกิดขึ้นทั่วโลก

จากสภาพปัญหาสิ่งแวดล้อมที่มีความซับซ้อนมากขึ้นในการแก้ไข บำบัดและฟื้นฟู การศึกษาวิจัยจึงเป็นทางเลือกหนึ่งที่ทำให้การแก้ไขปัญหาสิ่งแวดล้อม สามารถทำได้ อย่างถูกต้อง และรวดเร็วมากขึ้น

การจัดทำรายงานการวิจัย ประจำปี 2548 มีวัตถุประสงค์ เพื่อเผยแพร่ความรู้ ซึ่งมีผลงานการวิจัยในด้าน น้ำ อากาศ และสารพิษ จำนวน 9 เรื่อง จากผลงานวิจัยที่กำลังดำเนินงานอยู่อย่างต่อเนื่องในปัจจุบัน

ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม หวังอย่างยิ่งว่ารายงานการวิจัยฉบับนี้จะเป็นประโยชน์ต่อผู้สนใจ นักวิจัยและประชาชนทั่วไป

นางสาวสุกัญญา บุญเฉลิมกิจ
รักษาการผู้อำนวยการศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม

สารบัญ »

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านน้ำ •

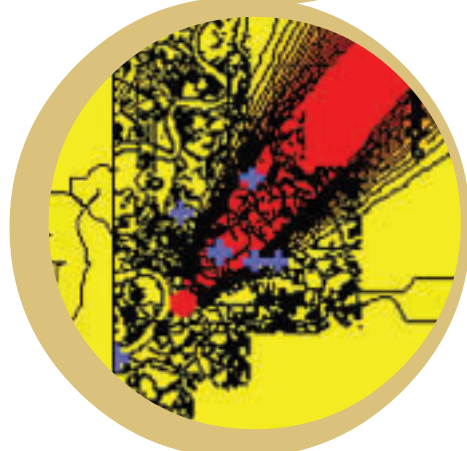
- 1 * จลนศาสตร์ของการลดของอินทรีย์สารในรูปซีโอไซด์และธาตุโบโตรเจนในน้ำเสีย
โดยการใช้ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน
- 13 * การบำบัดสารไตรคลอโรเอทรีนของแบคทีเรียสายพันธุ์ *Burkholderia cepacia*
AW201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง
- 24 * การพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียทิ้งกรองไร้อากาศสำหรับบำบัดน้ำเสียจากเรือนจำและสะพานปลา

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านอากาศ •

- 41 * การศึกษาสภาพการคงตัว (Stability Classes) ของบรรยากาศเพื่อประยุกต์ใช้
ในแบบจำลองมลพิษทางอากาศสำหรับพื้นที่บริเวณโรงไฟฟ้าบางปะกง
- 52 * การประเมินความเข้มข้นของโอโซนบริเวณสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศ มหาวิทยาลัยรามคำแหงโดยใช้วิธี
Multiple Linear Regression

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านสารพิษ •

- 67 * การศึกษาการปนเปื้อนสาร โพลีคลอริเนตเตด โบเฟนนิลและลิเนีย อัลคิลเบนซีน
ในตะกอนดินแนวต่งบริเวณอ่าวไทยตอนบน
- 79 * Vertical Profile of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, and Triterpanes in Sediment Cores
from the Upper Gulf of Thailand
- 94 * Occurrence of Linear Alkylbenzenes in Aquatic Environment
of Thailand
- 102 * การศึกษาการสะสมของสารพิษประเภทโลหะหนักในปลาชนิดที่อาศัยอยู่ในบ่อบำบัดน้ำเสียของ
เทศบาลนครนครราชสีมา



สารบัญ รูป

หน้า

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านน้ำ

1. จุลนศาสตร์ของการลดของอินทรีย์สารในรูปซีโอดีและธาตุไนโตรเจนในน้ำเสียโดยใช้ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน

รูปที่ 1	แสดงแผนการวางระบบบึงประดิษฐ์ของศูนย์วิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อม	4
รูปที่ 2	ค่าความเข้มข้นของสาร Rhodamine WT ที่เวลาต่างๆที่จุดห่างจากจุดเติมสาร 2 เมตร ในบ่อบึงประดิษฐ์หน่วยที่ 1	5
รูปที่ 3	อัตราการลดของอินทรีย์สารในรูปของ COD เมื่อระบบบึงประดิษฐ์รับน้ำเสียที่มีอินทรีย์สารที่มีความเข้มข้นต่ำ	8
รูปที่ 4	อัตราการลดของอินทรีย์สารในรูปของ COD เมื่อระบบบึงประดิษฐ์รับน้ำเสียที่มีอินทรีย์สารที่มีความเข้มข้นสูง	8
รูปที่ 5	แสดงผลการลดลงของแอมโมเนียในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนของบ่อที่ 1 2 3 และบ่อควบคุม	10
รูปที่ 6	แสดงผลการลดลงของไนเตรตในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน	11

2. การนำแบคทีเรียไตรคโลโรเฮกซิสของแบคทีเรียสายพันธุ์ *Burkholderia cepacia* AW 201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง

รูปที่ 1	ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพในการทดสอบการย่อยสลายสารฟีนอลและสารไตรคโลโรเฮกซิส	16
รูปที่ 2	แสดงอัตราการย่อยสลายสารฟีนอลและลักษณะการเจริญของเซลล์แบคทีเรีย <i>B. cepacia</i> AW 201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง	19
รูปที่ 3	แสดงประสิทธิภาพและอัตราการย่อยสลายสารฟีนอลของแบคทีเรีย <i>B. cepacia</i> AW 201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง	19
รูปที่ 4	ร้อยละการย่อยสลายสารไตรคโลโรเฮกซิสของ <i>B. cepacia</i> AW 201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง	20

3. การพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียกังกรองไร้อากาศสำหรับบำบัดน้ำเสียจากเรือนจำและสะพานปลา

รูปที่ 1	ลักษณะระบบกังกรองไร้อากาศ	27
รูปที่ 2	ตัวกลางพลาสติกที่ใช้เป็นวัสดุยึดเกาะในระบบกังกรองไร้อากาศ	27
รูปที่ 3	ซีโอดีและการบรรเทาอินทรีย์ของกังกรองไร้อากาศที่รองรับน้ำเสียจากเรือนจำ	30
รูปที่ 4	ซีโอดีและการบรรเทาอินทรีย์ของกังกรองไร้อากาศที่รองรับน้ำเสียจากสะพานปลา	32

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านอากาศ

1. การศึกษาสภาพการคงตัว(Stability Classes) ของบรรยากาศเพื่อประยุกต์ใช้ในแบบจำลองมลพิษทางอากาศสำหรับพื้นที่บริเวณโรงไฟฟ้าบางปะกง

รูปที่ 1 แสดงผลจากแบบจำลอง ISCST 3 ที่ใช้สภาพการคงตัวในบรรยากาศจากตารางของ Pasquill และจากการศึกษา

49

2. การประเมินความเข้มข้นของโอโซนบริเวณสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศ มหาวิทยาลัยรามคำแหง โดยใช้วิธี Multiple Linear Regression

รูปที่ 1 เปรียบเทียบความถี่ที่เกิดความเข้มข้นเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงสุดสำหรับก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์ ในช่วงเวลาต่างๆในหนึ่งรอบวันระยะเวลา 5 ปี

56

รูปที่ 2 เปรียบเทียบความถี่ที่เกิดความเข้มข้นเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงสุดสำหรับก๊าซโอโซนในช่วงเวลาต่างๆ ในหนึ่งรอบวันระยะเวลา 5 ปี

56

รูปที่ 3 ค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงที่ได้จากการตรวจวัดกับค่าที่ได้จากแบบจำลอง

59

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านสารพิษ

1. การศึกษาการปนเปื้อนสาร โพลีคลอรีเนเตด ไบเฟนนิล และลินีนิล อัลคิลเบนซีน ในตะกอนดินแนวต่งบริเวณอ่าวไทยตอนบน

รูปที่ 1 แสดงสูตรโครงสร้างสาร PCBs TABs และ LABs

69

รูปที่ 2 แสดงพื้นที่เก็บตัวอย่างตะกอนดินแนวต่งบริเวณอ่าวไทยตอนบน

71

รูปที่ 3 แสดงอุปกรณ์การเก็บตัวอย่างตะกอนดินแนวต่ง (core sampling)

71

รูปที่ 4 แสดงความเข้มข้นของสาร LABs(6-C₁₂ isomer) TABs (L+M isomer) และ PCBs ในตะกอน ดิน GT15

74

รูปที่ 5 แสดงความเข้มข้นของสาร LABs(6-C₁₂ isomer) โดยคำนวณแบบ log scale ในตะกอนดิน GT14-GT18

74

2. Vertical Profile of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, and Triterpanes in Sediment Cores from the Upper Gulf of Thailand

Figure 1 Sampling location from the upper Gulf of Thailand

83

Figure 2 Sediment core sampling

84

Figure 3 Estimation of sediment dating on GT15

85

สารบัญ รูป

	หน้า
Figure 4 Vertical concentrations of triterpanes, and PAHs of GT15	86
Figure 5 PAHs, triterpanes compositions Pyr/Fluo (▲) and H/L (■) of GT15	87
Figure 6 Tire, Asphalt, street dust and crankcase oil composition	89
3. Occurrence of Linear Alkylbenzenes in Aquatic Environment of Thailand	
Figure 1 Sampling locations of surface sediments from the upper Gulf of Thailand	97
Figure 2 Surface sediment sampling by Ekman dredge	98
Figure 3 Trend of concentration of LABs in sediments from canals, river, estuaries and coastal locations	98
Figure 4 Concentration of T-LABs from inshore and offshore sediment	99
Figure 5 Comparison of LABs concentration in water samples among countries	99
Figure 6 Comparison of LABs concentration in sediment samples among countries	100
4. การศึกษาการสะสมของสารพิษประเภทโพลีอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนในปลาที่อาศัยอยู่ในบ่อน้ำบาดน้ำเสียของเทศบาลนครนครราชสีมา	
รูปที่ 1 บ่อน้ำบาดน้ำเสียของเทศบาลนครนครราชสีมา เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อพื้ง (Oxidation Pond)	104
รูปที่ 2 การจับปลาโดยใช้ตาข่าย ซึ่งเป็นวิธีการหนึ่งที่มีใช้โดยทั่วไปในการจับปลา	104
รูปที่ 3 ตัวอย่างเนื้อปลาที่ทำการย่อยด้วยกรด	106
รูปที่ 4 จำนวนของตัวอย่างปลาในแต่ละขนาด (กรัม)	107
รูปที่ 5 ช่วงการสะสมของโพลีอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนในเนื้อและเครื่องในของตัวอย่าง	107
รูปที่ 6.1-6.4 เปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมของโพลีอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนในเนื้อและเครื่องในของตัวอย่างปลา	109

สารบัญ ตาราง

หน้า

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านน้ำ

1. จลนศาสตร์ของการลดของอินทรีย์สารในรูปซีโอไซด์และธาตุไนโตรเจนในน้ำเสียโดยใช้ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน

ตารางที่ 1	คุณภาพน้ำเสียที่นำมาใช้ในการทดลอง	7
ตารางที่ 2	ผลคุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ต่อเสียในการทดลองหาประสิทธิภาพของกระบวนการลดไนเตรตของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน	8
ตารางที่ 3	แสดงผลการย่อยสลายของพารามิเตอร์ต่างๆ ของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินแนวนอน	9

2. การพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียกังกรองไร้อากาศสำหรับบำบัดน้ำเสียจากเรือนจำและสะพานปลา

ตารางที่ 1	เวลาพักพักทางชีวศาสตร์ (HRT) และอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์ (OLR) สำหรับน้ำเสียจากเรือนจำ	28
ตารางที่ 2	เวลาพักพักทางชีวศาสตร์ (HRT) และอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์ (OLR) สำหรับน้ำเสียจากสะพานปลา	29
ตารางที่ 3	การเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียกังกรองไร้อากาศที่ออกแบบ	33

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านอากาศ

1. การศึกษาสภาพการคงตัว (Stability Classes) ของบรรยากาศเพื่อประยุกต์ใช้ในแบบจำลองมลพิษทางอากาศสำหรับพื้นที่บริเวณโรงไฟฟ้าบางปะกง

ตารางที่ 1	ตารางแสดงการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศโดยใช้หลักความแตกต่างของอุณหภูมิ	44
ตารางที่ 2	การแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศที่ได้จากการศึกษา	46
ตารางที่ 3	เปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์ความถี่ของการเกิดสภาพการคงตัวในบรรยากาศของทั้ง 4 ประเภท ในปี พ.ศ. 2543	47
ตารางที่ 4	เปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์ความถี่ของการเกิดสภาพการคงตัวในบรรยากาศของทั้ง 3 ประเภท ในเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2547	48
ตารางที่ 5	แสดงการเปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์ความผิดพลาดของการใช้ตารางจากการศึกษานี้ กับ Pasquill	49

สารบัญ ตาราง

หน้า

2. การประเมินความเข้มข้นของไอโซนบริเวณสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศ มหาวิทยาลัยรามคำแหง โดยใช้วิธี **Multiple Linear Regression**

ตารางที่ 1 แสดงตัวแปรเริ่มต้นในการหาสมการถดถอย 57

ตารางที่ 2 สรุปผลการวิเคราะห์ถดถอยในแต่ละขั้นตอน 58

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านสารพิษ

1. การศึกษาการปนเปื้อนสาร โพลีคลอรีเนเตด ไบเฟนนิล และลินีนิล อัลคิลเบนซีน ในตะกอนดินแนวตึงบริเวณอ่าวไทยตอนบน

ตารางที่ 1 รายละเอียดพื้นที่ศึกษา 70

2. การศึกษาการสะสมของสารพิษประเภทโลหะหนักในปลาชนิดที่อาศัยอยู่ในบ่อน้ำบาดาลเสียของเทศบาลนครนครราชสีมา

ตารางที่ 1 มาตรฐานของ The Australian, New Zealand Food Authority (ANZFA) ในอาหาร 106

ตารางที่ 2 การสะสมของโลหะหนักที่ทำการศึกษาโดย สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์ทางทะเล มหาวิทยาลัยบูรพา 110



โครงการวิจัยและพัฒนา เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านน้ำ



จลนศาสตร์ของการลดของอินทรีย์สารในรูปซีโอต์และธาตุไนโตรเจน ในน้ำเสียโดยใช้ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน

Kinetic of COD and Nitrogen Removals by Horizontal Flow Subsurface Constructed Wetlands

มีศักดิ์ มิลินทวิสมัย⁽¹⁾ สุดา อธิสุภรณ์รัตน์⁽¹⁾ อ่อนจันทร์ โคตรพงษ์⁽¹⁾ และชวลา เสี่ยงล้ำ⁽¹⁾
Mesak Milintawisamai Suda Ittisupornrat Onchan Kottrapong and Chawala Sienglum

บทคัดย่อ

เพื่อสนับสนุนชุมชนและวิสาหกิจชุมชนขนาดกลางและเล็กให้สามารถสร้างระบบบำบัดน้ำเสียที่มีค่าก่อสร้างต่ำ และเดินระบบง่าย ศูนย์วิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยได้ทำการวิจัยเพื่อพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน โดยทดลองสร้างระบบที่มีขนาดความยาว 10 เมตร กว้าง 1 เมตร และลึก 1 เมตร จำนวน 4 หน่วย ทำการทดลองปลูกกกกล่มในกรวด และทำการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของอินทรีย์สารในรูปของซีโอต์ 2 ระดับ และน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของไนเตรต 10 มิลลิกรัม/ลิตร เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ และหาค่าคงที่ของการลดซีโอต์ และไนเตรตแบบปฏิกิริยาอันดับ 1 ผลการทดลองพบว่าระบบดังกล่าว สามารถบำบัดซีโอต์ในน้ำเสียได้ร้อยละ 87 และยังสามารถทำการบำบัดไนโตรเจน ในรูปของทีเคเอ็นและแอมโมเนียได้มากกว่าร้อยละ 80 เมื่อในระบบมีไนโตรเจนในรูปของไนเตรตสูงถึง 10 มิลลิกรัม/ลิตร พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัด ไนเตรตมีค่ามากกว่าร้อยละ 99 และจากการศึกษาพบว่าค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับ 1 (K_1) ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียสของการลดซีโอต์ แอมโมเนียและไนเตรตมีค่า 1.92 1.2 และ 14.4 ต่อวัน ตามลำดับ

คำสำคัญ : บึงประดิษฐ์ และการบำบัดน้ำเสีย

(1) ส่วนวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีด้านน้ำ

E-mail: mesak@deqp.go.th

Abstract

To promote small communities to be able to treat their wastewater by appropriate technology, Environmental Research and Training Center conducted a research to develop a pilot scale horizontal flow subsurface constructed wetland. The wetland are composed of 4 units. Each has a dimension of 10 m X 1 m X 1 m and planted with Bulrush in three units. The units were loaded with 2 concentration levels of COD and synthesized wastewater of concentration 10 mg/L nitrate. The units have efficiency of 87%, 80% and 99% in removing COD, ammonia and nitrate, respectively.

First order rate of reaction constant (K_1) at temperature 30°C was 1.92 1.2 and 14.4 per day for COD, ammonia and nitrate respectively.

Keywords : Constructed wetland and Wastewater treatment

คำนำ ►

ปัญหามลพิษทางน้ำเป็นปัญหาใหญ่ปัญหาหนึ่งของประเทศ น้ำเสียจากชุมชนเมืองทั้งขนาดใหญ่และขนาดเล็ก จำเป็นต้องได้รับการจัดการอย่างถูกวิธี ก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียของชุมชนขนาดใหญ่ เช่น เทศบาลนคร และเทศบาลเมืองส่วนใหญ่จะใช้ระบบประมาณที่ค่อนข้างสูงทั้งด้านการออกแบบการก่อสร้างและการดูแลระบบ นอกจากนั้นในหลายกรณี ยังพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียที่ได้รับการออกแบบแล้ว ไม่มีความเหมาะสมกับลักษณะของน้ำเสีย ส่งผลให้ต้องเสียค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียสูงเกินความจำเป็น สำหรับชุมชนขนาดเล็ก เช่น เทศบาลตำบล โรงเรียน เรือนจำและองค์การบริหารส่วนท้องถิ่น ฯ ส่วนใหญ่ยังขาดระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัดน้ำเสียของตนเองเนื่องจาก การขาดแคลนงบประมาณขาดแคลนบุคลากรที่ชำนาญในการดูแลและรักษา ระบบ ดังนั้น ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อมจึงทำการศึกษาและพัฒนาวิธีการบำบัดน้ำเสียน้ำเสียชุมชนโดยใช้ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนซึ่งเป็นเทคโนโลยีที่มีต้นทุนในการก่อสร้างต่ำ และใช้เทคโนโลยีที่ไม่ยุ่งยากซับซ้อน บึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนมีหลักการทำงานคล้ายถึงปฏิกรณ์ที่มีจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่กับตัวกรอง มีการเจริญเติบโตและทำหน้าที่ในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียและมีรูปแบบการทำงานเป็นแบบไหลตามกัน (plug flow reactor) ซึ่งสมการที่ใช้ในการออกแบบเพื่อบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของ บีโอดี หรือธาตุอาหารอื่นๆ แสดงได้ดังสมการที่ 1 ⁽¹⁾

$$Ce/Co = e^{-Kt} \quad (1)$$

โดยที่ Ce = ค่าบีโอดีในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)

Co = ค่าบีโอดีในน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)

K = ค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับ 1 ที่ขึ้นอยู่กับ อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)

T = เวลาในการเก็บกัก (วัน)

จากสมการจะเห็นว่าประสิทธิภาพของระบบในการลดค่าบีโอดี จะขึ้นอยู่กับ ค่า K และ T ซึ่งค่า K ของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนนี้ยังไม่ได้มีการศึกษามากนัก ดังนั้นการศึกษาเพื่อหาค่า K ที่เหมาะสมสำหรับระบบดังกล่าวจะมีประโยชน์ต่อการนำไปใช้ในการออกแบบระบบบึงประดิษฐ์ให้มีความถูกต้อง และเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียให้ดียิ่งขึ้น อีกทั้งเป็นการลดพื้นที่เพื่อใช้ในการก่อสร้างระบบให้เหมาะสม และมีผลทางอ้อมในการประหยัดงบประมาณในการก่อสร้างอีกด้วยดังนั้นงานวิจัยนี้จึงได้ทำการทดลองเพื่อ

1. ศึกษาประสิทธิภาพของการลดความสกปรกในน้ำเสีย ในรูปของอินทรีย์สาร สารไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อมที่สร้างขึ้น

2. หาค่าคงที่ (K) ของการลดความสกปรกของสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี และสารไนเตรต โดยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อมที่สร้างขึ้นเพื่อนำไปใช้เป็นแนวทางในการออกแบบระบบที่เหมาะสม

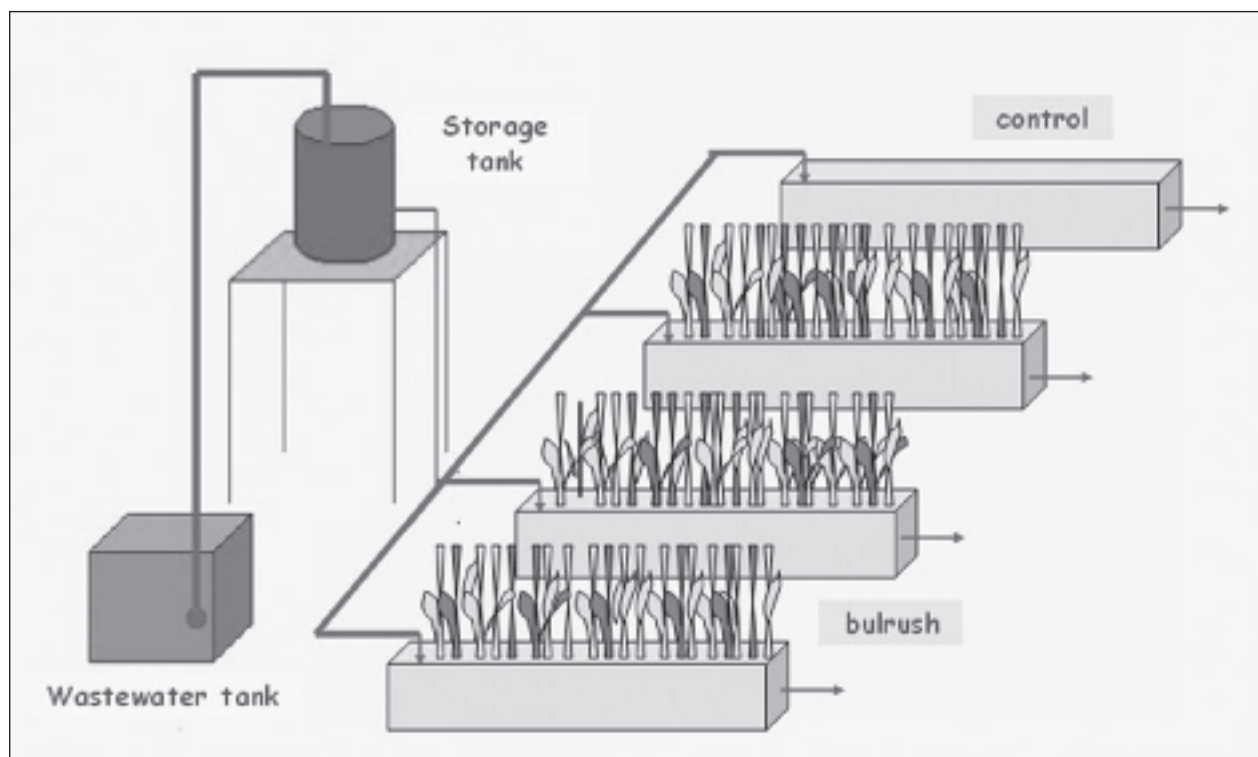
วิธีการทดลอง ►

ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม

ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อมเป็นระบบบึงประดิษฐ์ที่สร้างขึ้นภายในศูนย์ฯ ซึ่งระบบดังกล่าวประกอบด้วยระบบบึงประดิษฐ์ 4 หน่วยทดลอง แต่ละหน่วยมีลักษณะเป็นบ่อคอนกรีต ขนาดยาว 10 เมตร กว้าง 1 เมตร และลึก 1 เมตรในแต่ละหน่วยจะใส่กรวดซึ่งมีขนาดต่างๆ กัน เช่น 3-6 มิลลิเมตร 5-10 มิลลิเมตร 6-12 มิลลิเมตร และ 8-16 มิลลิเมตร โดยชั้นกรวดมีความหนา 0.5 เมตร มีการปลูกกกกลมในหน่วยทดลอง 3 หน่วย และอีก 1 หน่วยจะไม่ปลูกพืชเพื่อใช้เป็นหน่วยควบคุมของ

การทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 1

ในการทดลองบำบัดน้ำเสีย ได้ทำการทดสอบกับน้ำเสียหลายประเภท ได้แก่ น้ำเสียจากบ่อเก็บน้ำเสียของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อมซึ่งมีความสกปรกของอินทรีย์สารในระดับค่อนข้างต่ำ น้ำเสียจากที่อื่นๆ เช่น จากเรือนจำที่อยู่ใกล้กับศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม ซึ่งมีความสกปรกในรูปของอินทรีย์สารค่อนข้างสูง และน้ำเสียที่สังเคราะห์ขึ้นเพื่อให้มีปริมาณสารไนโตรเจนในรูปของไนเตรตในระดับที่มีความเข้มข้นสูง ซึ่งน้ำเสียเหล่านี้จะถูกสูบขึ้นไปเก็บไว้บนถังพักน้ำเพื่อยกระดับน้ำให้สูงและปล่อยเข้าสู่ระบบทดลองด้วยแรงโน้มถ่วง



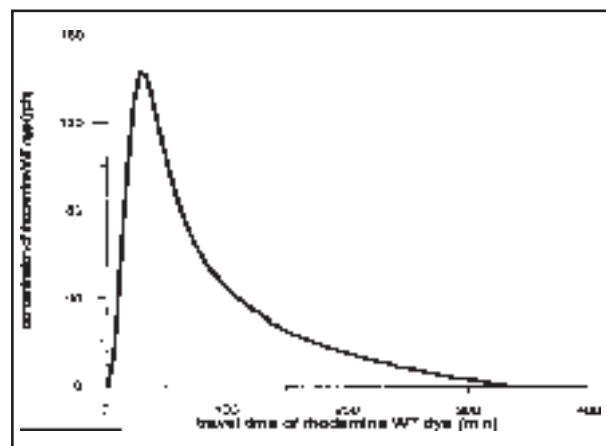
รูปที่ 1 แสดงแผนการวางระบบบึงประดิษฐ์ของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม

การวัดหาเวลาการเคลื่อนที่ของสารมลพิษ ภายในชั้นกรวดโดยใช้สารเรืองแสง

ในการศึกษาวิจัยนั้นนอกจากต้องการหาประสิทธิภาพของการลดปริมาณความสกปรกต่างๆ ที่อยู่ในน้ำเสียโดยระบบบึงประดิษฐ์ที่สร้างขึ้นแล้ว ยังต้องการทราบอัตราการลดของความสกปรกต่างๆ นั้นด้วย จึงจำเป็นต้องหาค่าความเข้มข้นของความสกปรกที่ลดลงตามเวลาต่างๆ ที่สารความสกปรกในน้ำเสียไหลเข้าไปอยู่ในบ่อบาดหน่วยที่ 1 และ 2 มาเฉลี่ยกัน ซึ่งจะได้ค่า 2.76 ลูกบาศก์เมตร มาใช้ในการคำนวณหาเวลาที่ควรเก็บตัวอย่างที่ระยะต่างๆ ซึ่งคาดว่าความผิดพลาดของการคำนวณเวลาในการเก็บตัวอย่างไม่น่าจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของคุณภาพน้ำมากนัก เพราะคุณภาพของน้ำเสียที่ปล่อยเข้าระบบจะถูกผสมให้เข้ากันอย่างดีในถังพักตัวอย่างนำก่อนปล่อยให้ไหลเข้าระบบบึงประดิษฐ์ที่ใช้ในการทดลอง ดังนั้นสามารถอนุมานได้ว่าน้ำเสียที่ปล่อยเข้าระบบจะมีค่าความเข้มข้นของความสกปรกชนิดต่างๆ จะไม่เปลี่ยนแปลงมากนักในช่วงที่ทำการทดลอง ระบบบึงประดิษฐ์ซึ่งค่าอัตราการลดของความสกปรกนี้จะมีประโยชน์ในการใช้ออกแบบระบบบึงประดิษฐ์ชนิดเดียวกันนี้กับน้ำเสียในที่อื่นๆ ต่อไป

ในขณะที่น้ำเสียไหลผ่านระบบจะสามารถทำการเก็บตัวอย่างน้ำที่ผ่านการบำบัด และที่ระยะต่างกันได้ คือที่ระยะห่างจากจุดน้ำไหลเข้าระบบ 2 4 6 8 และ 10 เมตร ตามลำดับ ซึ่งระยะที่ห่างจากจุดน้ำเข้ามากเท่าใด หมายความว่าน้ำเสียมีเวลาสัมผัสกับตัวกลางในระบบมากเท่านั้นหรือเวลากักพักทางชลศาสตร์ของน้ำเสียในระบบดังกล่าวจะมากขึ้น การแปลงระยะทางที่เก็บน้ำเสีย ไปเป็นเวลาการกักพักทางชลศาสตร์นี้ สามารถทำได้โดย

การทดลองหาเวลาของการไหลของน้ำที่อยู่ในชั้นกรวดโดยใช้วิธีการติดตามด้วยสารเรืองแสงสีแดง Rhodamine WT ซึ่งเป็นสารที่มีความเสถียร ไม่มีการเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติเมื่อใส่เข้าไปในระบบเพื่อเลียนแบบการเคลื่อนที่ของสารความสกปรกที่เคลื่อนที่อยู่ในระบบ โดยเติมสาร Rhodamine WT ปริมาตร 5 มิลลิลิตร ปนเข้ากับน้ำเสียที่ไหลผ่านระยะ 2 เมตร หลังจุดน้ำไหลเข้า จากนั้นจึงทำการวัดความเข้มข้นของสารดังกล่าวที่ระยะทาง 4 เมตรอย่างต่อเนื่อง โดยใช้เครื่องฟลูออโรมิเตอร์ ซึ่งจะทำให้ทราบถึงค่าความเข้มข้นของสาร Rhodamine WT ทุกๆ นาที่ ในหน่วยไมโครกรัม/มิลลิลิตร แสดงตัวอย่างของผลการทดลองของบ่อที่ 1 ได้ ดังรูปที่ 2



รูปที่ 2 ค่าความเข้มข้นของสาร Rhodamine WT ที่เวลาต่างๆ ที่จุดห่างจากจุดเติมสาร 2 เมตร ในบ่อบึงประดิษฐ์หน่วยที่ 1

จากผลการทดลองในหน่วยที่ 1 และ 2 จะเห็นได้ว่า เมื่อปล่อยน้ำเสียเข้าระบบบึงประดิษฐ์ในอัตรา 8 และ 5.4 ลิตรต่อวินาที สำหรับระบบบึงประดิษฐ์หน่วยที่ 1 และ 2 ตามลำดับ พบว่าเวลากักพักทางชลศาสตร์ของระบบ จะเป็น 7.0 และ 6.7 ชั่วโมง ตามลำดับ ดังนั้นหากนำค่าอัตราการปล่อย

น้ำเสียเข้าระบบมาคูณกับเวลากักพักทางชลศาสตร์ดังกล่าว จะทำให้ได้ค่าปริมาตรช่องว่างในชั้นกรวดที่น้ำเสียสามารถไหลผ่านเป็น 3.36 และ 2.17 ลูกบาศก์เมตร ตามลำดับ หากคิดปริมาตรของชั้นกรวดทั้งหมดเป็นประมาณ 5 ลูกบาศก์เมตร แล้วค่าสัดส่วนของช่องว่างในชั้นหินกรวดของระบบบำบัดหน่วยที่ 1 และ 2 จะมีค่าประมาณร้อยละ 67 และ 43 ตามลำดับ ค่าช่องว่างที่น้ำไหลผ่านได้นี้สามารถนำไปคำนวณหาเวลาที่น้ำไหลผ่านจุดเก็บตัวอย่างที่ระยะ 2 4 6 8 และ 10 เมตร ได้ หากปล่อยน้ำเสียเข้าระบบในอัตราที่แตกต่างจากเดิมสำหรับระบบบำบัดหน่วยที่ 3 และหน่วยควบคุมนั้น เนื่องจากการไม่มีการทดลองหาเวลากักพักทางชลศาสตร์โดยตรง จึงนำค่าปริมาตรช่องว่างที่น้ำไหลผ่านของระบบบำบัดหน่วยที่ 1 และ 2 มาเฉลี่ยกัน ซึ่งจะได้ค่า 2.76 ลูกบาศก์เมตร มาใช้ในการคำนวณหาเวลาที่เก็บตัวอย่างที่ระยะต่างๆ ซึ่งคาดว่าความผิดพลาดของการคำนวณเวลาในการเก็บตัวอย่างไม่น่าจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของคุณภาพน้ำมากนัก เพราะคุณภาพของน้ำเสียที่ปล่อยเข้าระบบจะถูกผสมให้เข้ากันอย่างดี ในถึงพักตัวอย่างน้ำก่อนปล่อยให้น้ำไหลเข้าระบบบึงประดิษฐ์ที่ใช้ในการทดลอง ดังนั้นสามารถอนุมานได้ว่าน้ำเสียที่ปล่อยเข้าระบบจะมีค่าความเข้มข้นของความสกปรกต่างๆ ค่อนข้างคงที่

การทดลองเพื่อศึกษาการลดความสกปรกของอินทรีย์สารที่ความเข้มข้นต่ำและสูง

เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของการลดความสกปรก โดยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนที่ใช้กกกลมเป็นพืชทดลอง จึงทำการสูบน้ำเสีย 2 ประเภทผ่านระบบ คือน้ำเสียจากอาคาร

ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม ซึ่งมีความสกปรกในรูปของอินทรีย์สารในระดับต่ำคือ BOD ไม่เกิน 20 มิลลิกรัม/ลิตร และน้ำเสียของทัศนสถานบำบัดพิเศษคลองท่า อ. ธัญบุรี จ. ปทุมธานี ซึ่งมี BOD ในระดับปานกลาง คือประมาณ 100 มิลลิกรัม/ลิตร นำมาใช้ทดลอง คุณภาพของน้ำเสียดังกล่าวแสดงได้ดังตารางที่ 1

หลังจากสูบน้ำเสียอย่างต่อเนื่องผ่านระบบบึงประดิษฐ์เป็นระยะเวลา 1-2 วัน แล้วทำการเก็บตัวอย่างน้ำและวิเคราะห์คุณภาพน้ำที่ระยะเวลาต่างๆ กัน ที่จุดเก็บตัวอย่าง 2 4 6 8 และ 10 เมตร ตามลำดับ โดยเวลาที่เก็บตัวอย่างแต่ละจุดนั้น จะเป็นเวลาที่คำนวณแล้วว่า จะเป็นมวลของน้ำเสียก่อนเดียวกันที่ไหลผ่านระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลตามกัน ซึ่งเวลาที่ทำการเก็บตัวอย่างจะเป็นเวลาที่ได้จากการเปรียบเทียบกับเคลื่อนที่ของสี Rhodamine WT

การทดลองเพื่อศึกษาการลดปริมาณไนเตรด

เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ชนิดน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน เป็นระบบที่ก๊าซออกซิเจนจากบรรยากาศซึมผ่านลงไปสู่ชั้นใต้ดินได้ยาก ดังนั้นวิธีที่ระบบจะสามารถนำก๊าซออกซิเจนลงไปได้ คือ การดูดเอาก๊าซออกซิเจนลงไปด้านล่างผ่านทางรากพืช ซึ่งเป็นคุณสมบัติพิเศษที่มีอยู่ในพืชน้ำ คาดว่าการส่งผ่านนี้จะได้ออกซิเจนไม่มากนัก ซึ่งจะทำให้บริเวณที่อยู่ใกล้ๆ กับรากพืชจะเป็นบริเวณที่มีออกซิเจนเพียงพอ ส่วนบริเวณไกลออกไปจากบริเวณดังกล่าว จะเป็นบริเวณที่ไร้ออกซิเจนซึ่งสภาวะเช่นนี้จะเป็นสภาพที่เหมาะสมต่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) สำหรับจุลินทรีย์ชนิดที่สามารถเปลี่ยนรูปธาตุ

ตารางที่ 1 คุณภาพน้ำเสียที่นำมาใช้ในการทดลอง

พารามิเตอร์	แหล่งของน้ำเสีย		วิธีวิเคราะห์/เครื่องมือ
	ศูนย์วิจัย ฯ	เรือนจำ ปทุมธานี	
อุณหภูมิ (°C)	30	30	Thermometer
pH	7.6	7.5	pH meter
BOD (mg/l)	14	111	Azide modification
COD (mg/l)	42	266	Close reflux by Potassium dichromate digestion
TKN (mg/l)	0.35	1.26	Kjedahl
NH ₃ (mg/l)	0.26	0.98	Kjedahl
NO ₂ (mg/l)	0.03	ND	Colorimetric method
NO ₃ (mg/l)	<0.05	<0.05	Cadmium reduction และ Colorimetric method

ND หมายถึงค่าที่วิเคราะห์ได้มีค่าต่ำกว่าความสามารถต่ำสุดของวิธีที่ใช้ในการวิเคราะห์

*วิธีวิเคราะห์ตามมาตรฐาน⁽²⁾

ไนโตรเจนในรูปของไนเตรต และไนไตรต์ ให้เป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี (denitrifying bacteria) นอกจากนั้นสารไนเตรตในน้ำอาจถูกนำไปใช้โดยกกกลมที่ปลูกอยู่ในแปลงทดลอง ดังนั้นจึงได้ทำการทดสอบประสิทธิภาพของระบบต่อการลดลงของธาตุไนโตรเจนในรูปของสารไนเตรต แต่เนื่องจากน้ำเสียของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อมมีปริมาณการปนเปื้อนของสารไนเตรตอยู่ต่ำ คือ 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร ดังนั้นจึงจำเป็นต้องสังเคราะห์น้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารไนเตรตที่ละลายอยู่ในน้ำให้สูงขึ้น โดยการนำน้ำเสียของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม มาเติมสารโพแทสเซียมไน

เตรต (KNO₃) ในถังเก็บน้ำเสียที่มีปริมาตรความจุ 1 ลูกบาศก์เมตร จนกระทั่งน้ำเสียมีความเข้มข้นของสารไนเตรตสูงขึ้นในระดับ 10 มิลลิกรัม/ลิตร หลังจากผ่านน้ำเสียดังกล่าวเข้าระบบแล้ว จึงทำการเก็บตัวอย่างที่เวลาต่างๆที่คำนวณแล้วว่า มวลของน้ำเสียดังกล่าว ไหลผ่านจุดเก็บตัวอย่างที่ระยะ 2 4 6 8 และ 10 เมตร ห่างจากจุดที่น้ำไหลเข้าระบบตามลำดับ ในขณะที่เก็บตัวอย่างก็ทำการวัดค่าอุณหภูมิ pH ค่าสภาพออกซิเดชัน-รีดักชัน และนำตัวอย่างไปวิเคราะห์หาค่าปริมาณ COD และสารไนเตรต ในตัวอย่าง ซึ่งผลการตรวจวัดสามารถแสดงได้ ดังตารางที่ 2

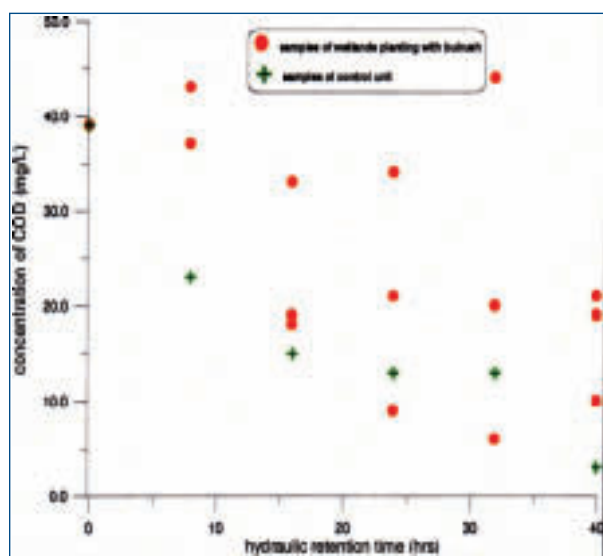
โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านน้ำ

ตารางที่ 2 ผลคุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์เฉลี่ยในการทดลองหาประสิทธิภาพของกระบวนการลดไนเตรต ของระบบ บึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน

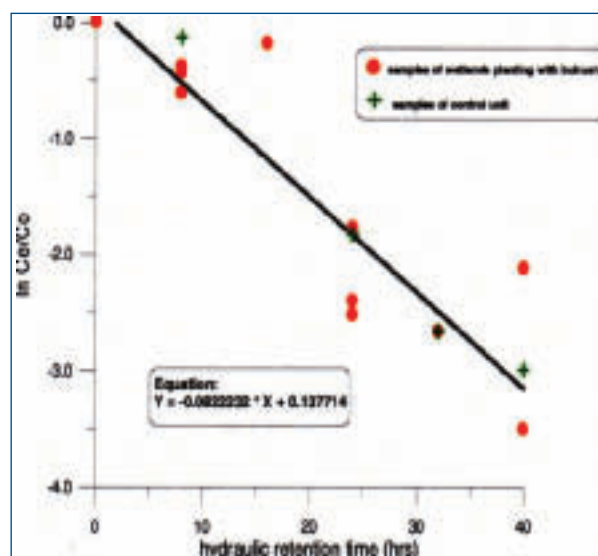
เวลาหลังจากน้ำเสียเข้าระบบ (ชั่วโมง)	อุณหภูมิ (°C)	pH	ORP (mv)	COD (mg/l)	Nitrate (mg/l)
0	30.1	7.6	-278	42.0	13.3
3.5	31.0	8.1	-163	33.2	2.4
7.0	31.2	7.7	-200	26.5	0.4
10.5	31.2	7.5	-129	43.5	<0.05
14.0	30.8	7.3	-184	32.2	<0.05
17.5	31.3	7.5	-183	30.0	<0.05

ผลการทดลองและวิจารณ์

ประสิทธิภาพของการลดอินทรีย์สารและแอมโมเนีย



รูปที่ 3 อัตราการลดของอินทรีย์สารในรูปของ COD เมื่อระบบบึง ประดิษฐ์รับน้ำเสียที่มีอินทรีย์สารที่มีความเข้มข้นต่ำ



รูปที่ 4 อัตราการลดของอินทรีย์สารในรูปของ COD เมื่อระบบบึง ประดิษฐ์รับน้ำเสียที่มีอินทรีย์สารที่มีความเข้มข้นสูง

ตารางที่ 3 แสดงผลการย่อยสลายของพารามิเตอร์ต่างๆ ของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินแนวนอน

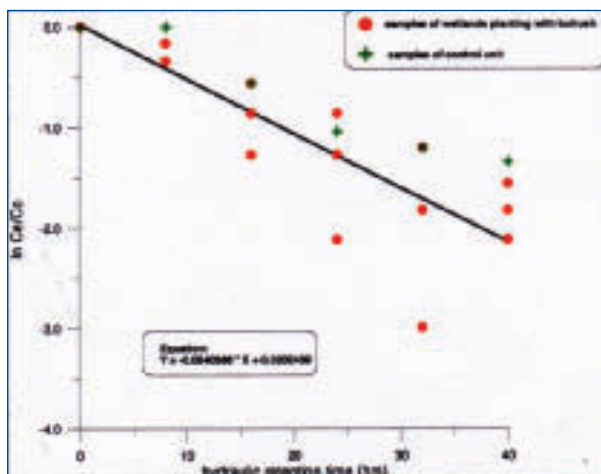
เวลา (ชั่วโมง)	COD (มิลลิกรัม/ลิตร)				ทีเคเอ็น (มิลลิกรัม/ลิตร)				แอมโมเนีย (มิลลิกรัม/ลิตร)			
	1	2	3	ควบคุม	1	2	3	ควบคุม	1	2	3	ควบคุม
0	266	266	266	266	1.26	1.26	1.26	1.26	0.98	0.98	0.98	0.98
8	122	154	149	201	1.12	0.98	1.12	0.98	0.70	0.84	0.84	0.84
16	36	160	160	15	0.70	0.56	0.42	0.56	0.56	0.28	0.42	0.56
24	21	39	19	37	0.56	0.28	0.23	0.42	0.42	0.28	0.12	0.35
32	17	18	18	18	0.33	0.33	0.14	0.42	0.30	0.16	0.14	0.30
40	28	48	8	13	0.14	0.14	0.23	0.33	0.21	0.12	0.16	0.26
ร้อยละ การบำบัด	89	82	97	95	89	89	82	74	79	88	84	74

จากผลการศึกษา ประสิทธิภาพการลดของอินทรีย์สารในรูปของซีโอไดท์ที่มีความเข้มข้นของซีโอไดท์ต่ำ ดังรูปที่ 3 ซึ่งทั้ง 3 บ่อที่ปลูกกกโดยใช้ขนาดของกรวดแตกต่างกัน รวมถึงบ่อควบคุมที่ไม่ได้ทำการปลูกพืช แสดงผลการลดลงของค่าซีโอไดท์ไม่มากนัก แต่ค่าความเข้มข้นของซีโอไดท์ในบ่อควบคุมจะแสดงผลการลดลงมาอย่างชัดเจนเมื่อเปรียบเทียบกับ การลดลงจากทั้ง 3 ที่มีการปลูกกก ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากค่าความเข้มข้นของอินทรีย์สารที่อยู่ในบ่อทดสอบที่ทำการปลูกกกนี้ มีเศษการย่อยสลายของชิ้นส่วนต่างๆ และรากของพืช นอกจากนั้นพืชยังมีกระบวนการสังเคราะห์สารอินทรีย์บางชนิดในขณะเจริญเติบโต จึงทำให้ค่าซีโอไดท์ที่ได้มีค่าสูงกว่าบ่อควบคุม สอดคล้องกับการค้นพบของ Reed และคณะ⁽³⁾ ที่รายงานว่าบึงน้ำออกจากระบบประดิษฐ์จะมีค่าอินทรีย์สารในรูปของบีโอดีประมาณ 10 มิลลิกรัม/ลิตรเสมอ สำหรับที่น้ำออกของบ่อควบคุมสามารถลดความเข้มข้นของซีโอไดท์ได้จนเหลือ 3-4 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งต่ำกว่าน้ำที่ออกจากบ่อที่ปลูกกกกลม ส่วน

ประสิทธิภาพการลดของอินทรีย์สารในรูปของซีโอไดท์ที่มีความเข้มข้นของซีโอไดท์ในระดับสูง สามารถแสดงผลการลดลงของแต่ละพารามิเตอร์ได้ดังตารางที่ 3 และในรูปที่ 4 น้ำเสียที่เข้าระบบเมื่อผ่านระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินแนวนอน ทั้ง 4 บ่อ ที่มีขนาดของกรวดแตกต่างกัน สามารถที่จะลดความสกปรกของพารามิเตอร์ดังกล่าวได้ โดยการลดลงของซีโอไดท์ในบ่อที่ 1 2 3 และบ่อควบคุมเป็นร้อยละ 89 82 97 และ 95 ตามลำดับ ซึ่งในระบบแบบน้ำไหลใต้ดินแนวนอนนี้ จะมีการผสมผสานของการย่อยสลายทั้งแบบใช้ออกซิเจน และแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยกระบวนการหลักที่ทำงาน น่าจะมาจาก จุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ภายในระบบทั้งแบบที่ไม่ใช้ออกซิเจน และใช้ออกซิเจน ซึ่งออกซิเจนที่ได้นี้ มาจากรากของต้นกกที่ดึงออกซิเจนลงมาผ่านกระบวนการสังเคราะห์แสง ทำให้เอื้อประโยชน์ต่อจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่ตามรากของพืชสามารถใช้ออกซิเจนเพื่อนำไปใช้ในการย่อยสลายอินทรีย์สารได้⁽⁴⁾ นอกจากนั้นพืชยังสามารถดูดแอมโมเนียไปใช้

ทำให้ปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียลดลง โดยร้อยละประสิทธิภาพการลดลงของทีเคเอ็นในบ่อที่ 1 2 3 และบ่อควบคุม มีค่าเป็น 89 89 82 และ 74 ตามลำดับ และลดแอมโมเนียในบ่อที่ 1 2 3 และบ่อควบคุม มีค่าเป็น 79 88 84 และ 74 ตามลำดับ โดยสรุปประสิทธิภาพในการลดของ ซีโอดี ทีเคเอ็น และแอมโมเนียทั้ง 4 บ่อ เฉลี่ยจะลดลงถึงร้อยละ 91 84 และ 81 ตามลำดับ นอกจากนี้ ระบบยังสามารถที่จะลดความสกปรกในรูปของโคลิฟอร์มทั้งหมด (total coliform) และฟิคอลโคลิฟอร์ม (fecal coliform) ได้เฉลี่ยมากกว่าร้อยละ 99 และสามารถรองตะกอนแขวนลอยโดยผ่านชั้นกรวดออกจากน้ำเสียได้ดี

ลักษณะทางจลนศาสตร์ของการลดปริมาณอินทรีย์สาร และแอมโมเนีย



รูปที่ 5 แสดงผลการลดลงของแอมโมเนียในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนของบ่อที่ 1 2 3 และบ่อควบคุม

เมื่อนำค่าการลดของอินทรีย์สารในรูปของซีโอดีทีเคเอ็นผ่านระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนที่เวลาต่างๆ กันมาเขียนกราฟซึ่ง

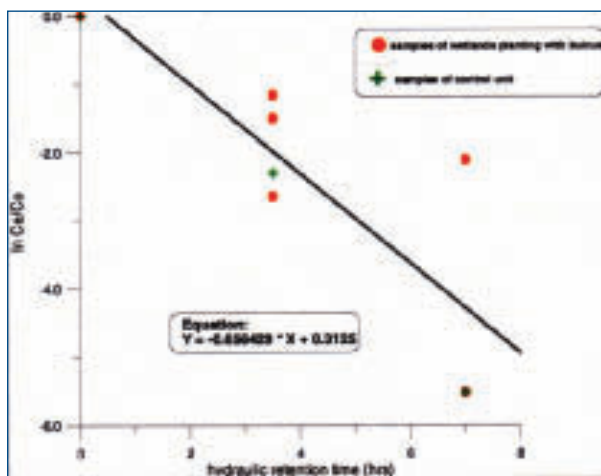
สามารถแสดงในรูปที่ 4 สำหรับระบบบำบัดหน่วยที่ 1 2 และ 3 จากกราฟพบว่าสัมประสิทธิ์ของการลดปริมาณอินทรีย์สารแบบ first order rate of reaction (Kt) จะมีค่าเฉลี่ย 1.9 ต่อวัน เมื่อเปรียบเทียบกับค่าของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินซึ่งมีค่า 0.01 ต่อวัน⁽⁵⁾ จะเห็นว่ามีค่าสูงกว่ามาก แสดงว่าประสิทธิภาพของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนสูงกว่าระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

เมื่อพิจารณาถึงค่าทางจลนศาสตร์การลดลงของแอมโมเนีย (ค่า Kt) สามารถแสดงได้ดังรูปที่ 5 ซึ่งค่าคงที่ Kt ของบ่อที่ 1 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ย 1.2 ต่อวัน และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างหน่วยทดลองที่ปลูกพืชกับไม่ปลูก พบระบบที่ปลูกพืชจะมีประสิทธิภาพในการลดปริมาณแอมโมเนียได้ค่อนข้างสูงกว่าระบบที่ไม่มีการปลูกพืช ทั้งนี้เพราะระบบที่มีพืชจะมีการส่งผ่านออกซิเจนลงไปสู่ชั้นใต้ดินได้ดีกว่าระบบที่ไม่มีพืชปลูกอยู่⁽⁶⁾ ทำให้จุลินทรีย์ชนิดที่สามารถเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนเตรต (nitrifying bacteria) สามารถทำงานได้ดี อย่างไรก็ตามการศึกษานี้ไม่ได้ทำการตรวจสอบกระบวนการดังกล่าวโดยตรง นอกจากนั้นพืชปลูกในระบบสามารถดูดแอมโมเนียไปใช้ได้อีกทางหนึ่งด้วยสาเหตุ 2 ประการนี้จึงทำให้ระบบบึงประดิษฐ์ที่ปลูกพืชสามารถลดแอมโมเนียได้ดีกว่าระบบที่ไม่ปลูกพืช

ลักษณะทางจลนศาสตร์ของการลดปริมาณไนเตรต

เมื่อทดสอบ โดยการใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม ที่ทำการเดิมโพแทสเซียมไนเตรตลงไปที่มีความเข้มข้นเริ่มต้น 13.3 มิลลิกรัม/ลิตร ผลการลดลงของไนเตรต แสดง

ว่าระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนสามารถทำการลดความเข้มข้นของไนเตรตได้จนเหลือน้อยกว่า 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร ภายในเวลา 10 ชั่วโมง หรือมีประสิทธิภาพการลดลงมากกว่าร้อยละ 99 และค่าคงที่ของการลดปริมาณไนเตรตแบบปฏิกิริยา first order reaction (ค่า Kt) ของบ่อที่ 1 2 3 และบ่อควบคุม มีค่าเฉลี่ย 14.4 ต่อวัน ดังรูปที่ 6



รูปที่ 6 แสดงผลการทดลองของไนเตรตในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน

การเกิดปฏิกิริยาการลดลงของไนเตรตนี้อาจเนื่องมาจากกระบวนการของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกาศ ในการเปลี่ยนรูปของไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งสอดคล้องกับการตรวจวัดที่ระบบมีสถานะไร้ออกซิเจน คือมีค่าของศักย์รีดอกซ์เป็นลบ ซึ่งจากการทดลองของ Hunt และคณะ⁽⁷⁾ กล่าวว่าปฏิกิริยาการเกิดดีไนตริฟิเคชันเหมาะสมหรือไม่ขึ้นอยู่กับความลึกของน้ำ นั้นหมายความว่า สภาพที่เหมาะสมควรจะอยู่ในสภาพกึ่งไร้อากาศหรือสภาพที่ระบบมีศักย์รีดอกซ์เป็นลบนั่นเอง

นอกจากนี้ ปัจจัยจำกัดของการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบจะขึ้นอยู่กับปริมาณความเข้มข้นของไนเตรตเป็นปัจจัยหลัก มากกว่าการ

พิจารณาถึงความเข้มข้นของอินทรีย์สาร ถึงแม้ว่าปริมาณความเข้มข้นของอินทรีย์สารจะมีอิทธิพลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบก็ตาม⁽⁸⁾ นอกจากนั้นไนเตรตอาจถูกพืชดูดไปใช้ในการเจริญเติบโตได้อีกด้วย นอกจากนี้การศึกษาวิจัยนี้ไม่ได้ทำการทดลองเพื่อหาสมมูลมวลของไนเตรตในระบบบำบัดจึงไม่สามารถบอกได้ว่าไนเตรตถูกลดไปจากน้ำเสียโดยทั้งสองกระบวนการนี้ในสัดส่วนเท่าใด อย่างไรก็ตามเมื่อเปรียบเทียบ ค่า Kt ของการลดปริมาณไนเตรต กับของการลดซีโอดี และแอมโมเนีย พบว่ามีค่าสูงกว่า 10 ถึง 13 เท่า จึงเห็นได้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ชนิดน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนที่ได้ทำการทดลองนี้นอกจากจะเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพที่จะสามารถนำมาลดปริมาณความสกปรกในน้ำเสียทั้งในรูปของอินทรีย์สาร แอมโมเนีย ได้แล้ว ยังเหมาะที่จะนำมาบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรตปนเปื้อนได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงอีกด้วย

สรุปผลและข้อเสนอแนะ ►

จากผลการทดสอบระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอน (horizontal subsurface flow constructed wetland) โดยที่น้ำเสียจะไหลผ่านชั้นกรวดและต้นพืชนั้น พบว่าระบบนี้มีความเหมาะสมสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณอินทรีย์สารในรูปของซีโอดีมากกว่า 200 มิลลิกรัม/ลิตร หรือในรูปของบีโอดีมากกว่า 100 มิลลิกรัม/ลิตร และยังสามารถทำการบำบัดไนโตรเจนในรูปของทีเคเอ็นและแอมโมเนียได้มากกว่าร้อยละ 80 นอกจากนี้สภาพของระบบที่เป็นระบบกึ่งไร้อากาศ ยังเอื้อต่อการเปลี่ยนรูปและการลดลงของไนเตรตได้ดี เมื่อในระบบมีไนโตรเจนในรูปของไนเตรตสูงถึง 10

มิลลิกรัม/ลิตร พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตมีค่ามากกว่าร้อยละ 99 แสดงให้เห็นว่า ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ดินในแนวนอนมีศักยภาพในการรองรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของอินทรีย์สารและสารประกอบไนเตรตได้สูง จึงมีความเป็นไปได้ว่า ระบบดังกล่าวนี้ สามารถนำไปประยุกต์ใช้ลดความเข้มข้นของไนเตรต ให้ออกไปจากระบบได้ดี

เอกสารอ้างอิง ►

- (1) U. S. EPA. 1988. Design manual: constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. EPA/625/1-88/022. 83 pp.
- (2) Standard method for the examination of water and wastewater, 20th edition, 2000
- (3) Reed, S.C., Aulenbach, D., Bavor, H., Bouwer, H., Crites, R., Kinshella, P., Middlebrooks, J., Otis, R., Parton, S., Polprasert, C., Reimold, R., Shober, R., Smith, R., Tchobanoglous, G., Wallace, A., Watson, J., Zimmerman, M., 2001. Natural Systems for Wastewater Treatment, WEF Manual of

Practice No. FD-16, Water Environment Federation, Alexandria, VA.

- (4) Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? Water Sci. Technol. 35: 11-17.
- (5) Tchobanoglous, G., and G. Culp. Aquaculture Systems for wastewater treatment.: An Engineering Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Program Operation, Washington, D.C. EPA/430/9-80-007, NTIS No. PB 81-156689, pp. 13-42, 1980
- (6) Kadlec, R.H. and R.L. Knight. 1996. Treatment wetlands. Boca Raton, FL, USA: Lewis-CRC Press.
- (7) Hunt, P. G., T. A. Matheny, and A. A. Szogi. 2003. Denitrification in constructed wetlands used for treatment of swine wastewater. J. Environ. Qual. 32: 727-735.
- (8) Bachand, P. A. M., and A. J. Horne. 2000. Denitrification in constructed wetland free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. Ecol. Eng. 14: 17-32



การบำบัดสารไตรคลอโรเอทิลีนของแบคทีเรียสายพันธุ์ *Burkholderia cepacia* AW201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง

Biodegradation of Trichloroethylene by *Burkholderia cepacia* AW201 in a Continuous Bioreactor

ปัญจา ไยทาวร ⁽¹⁾ สุดา อธิสุภรณ์รัตน์ ⁽¹⁾ สิริรัตน์ พวงทอง ⁽¹⁾ และไกรสร วงศ์ธรา ⁽¹⁾
Panja Yaithavorn, Suda Ittisupornrat, Sirirat Paungthong and Krisorn Wongsrila

บทคัดย่อ

จากการคัดเลือกแบคทีเรียสายพันธุ์บริสุทธิ์ที่มีศักยภาพในการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน และฟีนอลจากแหล่งน้ำธรรมชาติ น้ำเสียชุมชน และน้ำใต้ดินที่มีการปนเปื้อนของสารไตรคลอโรเอทิลีน พบว่าแบคทีเรียที่มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน และฟีนอลด้วยกระบวนการร่วมย่อยสลาย (cometabolism) ได้ดี คือ *Burkholderia cepacia* AW201 เมื่อทำการทดสอบสภาวะที่เหมาะสมในการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน และฟีนอลในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ แบบต่อเนื่อง พบว่าอัตราเฉลี่ยของการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนอยู่ที่ 0.03 มิลลิกรัมไตรคลอโรเอทิลีนต่อมิลลิกรัมโปรตีน-วัน และฟีนอลอยู่ที่ 3.0 มิลลิกรัม ฟีนอลต่อมิลลิกรัมโปรตีน-วัน โดยที่แบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 สามารถใช้ฟีนอลเพื่อเป็นแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนได้ดี ซึ่งฟีนอลในน้ำออกจากถังปฏิกรณ์มีค่าความเข้มข้นต่ำกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่เดียวกันสามารถลดความเข้มข้นเริ่มต้นของสารไตรคลอโรเอทิลีน 3 มิลลิกรัมต่อลิตร ได้มากกว่าร้อยละ 90 จากผลการศึกษา จึงมีความเป็นไปได้ที่จะพัฒนาระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพโดยใช้ *B. cepacia* AW201 เพื่อให้สามารถนำไปใช้บำบัดน้ำทิ้งที่มีการปนเปื้อนของสารไตรคลอโรเอทิลีนได้

คำสำคัญ : ไตรคลอโรเอทิลีน ฟีนอล ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ กระบวนการร่วมย่อยสลาย

(1) ส่วนวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีด้านน้ำ

E-mail: suda@deqp.go.th

Abstract

Bacterial pure strain *Burkholderia cepacia* AW201 was isolated from rivers, municipal wastewater and groundwater contaminated with trichloroethylene. The strain was tested for its efficiency in degrading trichloroethylene and phenol. It was found that the strain is able to degrade trichloroethylene and phenol by cometabolism process. By testing in a continuous flow bioreactor, average degradation rate of trichloroethylene is 0.03 mg TCE/mg protein-day and phenol is 3.0 mg phenol/mg protein-day. Moreover, the strain can use phenol as sole carbon and energy sources and consequently decrease phenol concentration in effluent lower than 0.2 mg/l. Simultaneously the cometabolism process can effectively decrease trichloroethylene at concentration of 3 mg/L by the efficiency of more than 90%. The results showed that it could be possible to use *B. cepacia* AW201 in bioremediation process of trichloroethylene.

Keywords : trichloroethylene, phenol, bioreactor, cometabolism

คำนำ ►

สารไตรคลอโรเอทิลีนมักพบว่ามีสารปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมเนื่องมาจากการจัดเก็บและทิ้งสารดังกล่าวอย่างไม่ถูกวิธี⁽¹⁾ ซึ่งสามารถก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตได้ เพราะสารดังกล่าวมีคุณสมบัติเป็นสารก่อมะเร็ง สารไตรคลอโรเอทิลีนจัดอยู่ในกลุ่มสารอินทรีย์ระเหยชนิดที่มีคลอรีนเป็นองค์ประกอบ (Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons) และมีการใช้ในอุตสาหกรรมหลายประเภทเพื่อเป็นตัวชะล้างไขมัน เช่น ในอุตสาหกรรมอิเล็กทรอนิกส์ อุตสาหกรรมสิ่งพิมพ์ อุตสาหกรรมเครื่องยนต์ และอุตสาหกรรมซักแห้ง เป็นต้น

เมื่อเกิดการปนเปื้อนของสารไตรคลอโรเอทิลีนในสิ่งแวดล้อม จำเป็นต้องทำการบำบัด ซึ่งสามารถทำได้หลายวิธี เช่น วิธีทางเคมี วิธีทางฟิสิกส์ และวิธีทางชีวภาพ ซึ่งวิธีการทางชีวภาพ เป็นวิธีหนึ่งที่สามารถใช้ในการกำจัดสารพิษที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมได้เป็นอย่างดี และได้รับความนิยมมากในต่างประเทศโดยเฉพาะการใช้สิ่งมีชีวิตในธรรมชาติไปย่อยสลายสารพิษที่ปนเปื้อนให้เปลี่ยนรูปไปเป็นสารอื่น ที่ไม่ก่อให้เกิดความเป็นพิษ หรือสารที่มีความเป็นพิษน้อยกว่า การบำบัดสารไตรคลอโรเอทิลีนโดยสภาพที่มีอากาศจะใช้กระบวนการร่วมย่อยสลาย (cometabolism) โดยใช้กลุ่มของแบคทีเรียที่ใช้สารชนิดอื่นเป็นแหล่งต้นตอของคาร์บอน ซึ่งเมื่อจุลินทรีย์ใช้สารดังกล่าวเป็นแหล่งคาร์บอนหรือเป็นอาหารแล้ว สามารถที่จะผลิตเอ็นไซม์ในกลุ่มของออกซิจีเนส ซึ่งสามารถทำการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนได้ สารที่จุลินทรีย์สามารถใช้เป็นแหล่งต้นตอของคาร์บอนที่มีการศึกษาวิจัยกันมาก ได้แก่ มีเทน, โพรเพน, อีเทน, ฟีนอล และ โทลูอีน เป็นต้น^(2, 3, 4, 5, 6) Hopkins และ

คณะ⁽⁷⁾ พบว่าจุลินทรีย์ที่ใช้สารฟีนอลเป็นแหล่งต้นตอของคาร์บอน มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนได้ดีกว่าพวกกลุ่มของจุลินทรีย์ที่ใช้พวกมีเทน หรือแอมโมเนีย เป็นตัวกระตุ้น นอกจากนี้ ฟีนอลยังมีความสามารถในการละลายน้ำได้ดีกว่า และมีความเป็นพิษน้อยกว่าโทลูอีน จึงมีความเหมาะสมกว่าที่จะทำการศึกษาเพื่อนำไปใช้ในการบำบัดสารไตรคลอโรเอทิลีนได้อย่างมีประสิทธิภาพในอนาคต⁽⁸⁾

ดังนั้น ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม จึงมีแนวคิดที่จะพัฒนาเพื่อประยุกต์ใช้จุลินทรีย์สายพันธุ์ *B. cepacia* AW201 ที่คัดเลือกได้ให้สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้จริงในระดับอุตสาหกรรม จึงได้ทำการศึกษาวิจัยการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนโดยใช้ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่องในระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อทดสอบประสิทธิภาพของการบำบัดสารไตรคลอโรเอทิลีนและการย่อยสลายสารฟีนอลของจุลินทรีย์สายพันธุ์บริสุทธิ์ *B. cepacia* AW201

อุปกรณ์และวิธีการ ►

1. สภาพการเลี้ยงเชื้อแบคทีเรีย

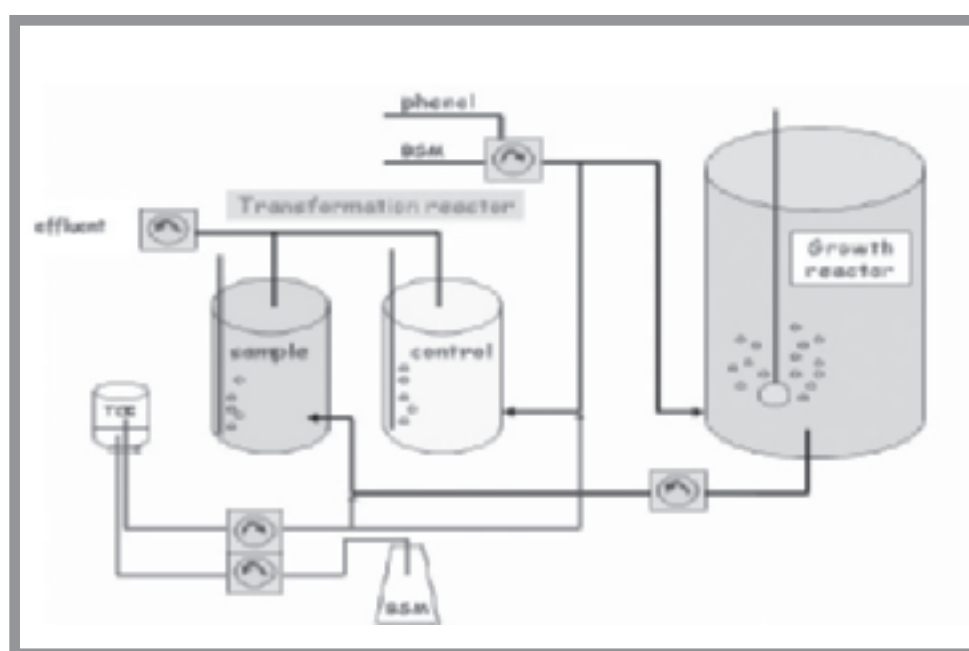
ปัญญา และคณะ⁽⁹⁾ ได้ทำการคัดแยกสายพันธุ์แบคทีเรียจากแหล่งต่างๆ ในประเทศไทย ที่มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนโดยการใช้สารฟีนอลเป็นแหล่งคาร์บอน ดังนั้นจึงได้นำตัวอย่างเชื้อแบคทีเรียเหล่านั้น มาทำการคัดแยกให้เป็นแบคทีเรียสายพันธุ์บริสุทธิ์ และทดสอบประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนซึ่งพบว่าเชื้อแบคทีเรียสายพันธุ์บริสุทธิ์ *Burkholderia cepacia* AW201 มีประสิทธิภาพดีที่สุดในการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน จึงได้นำ

แบคทีเรียสายพันธุ์ดังกล่าวมาทดสอบสภาวะที่เหมาะสมในการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ โดยการขยายหัวเชื้อแบคทีเรียซึ่งทำการเลี้ยงแบคทีเรียในอาหาร basal salt media (BSM) ของ Owen และ Kiddie⁽¹⁰⁾ ที่มีการเติมเฉพาะสารฟีนอลเป็นแหล่งคาร์บอนที่ความเข้มข้น 500 มิลลิกรัม/ลิตร หลังจากบ่มเป็นเวลา 24 ชั่วโมงที่อุณหภูมิห้อง บนเครื่องเขย่าที่ความเร็วรอบ 200 รอบ/นาที จะสังเกตเห็นการเจริญของเชื้อแบคทีเรียขึ้น โดยสามารถวัดความขุ่นที่ความยาวคลื่นแสง 600 นาโนเมตร ได้ 0.8-1.0 จึงนำไปใช้เป็นหัวเชื้อแบคทีเรียสำหรับทดสอบในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

2. ลักษณะของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (bioreactor) ที่ทำการทดสอบผลิตจากวัสดุ plexy glass มีความหนา 2

มิลลิเมตร แบ่งออกเป็น 2 หน่วย ได้แก่ ถังปฏิกรณ์ชีวภาพสำหรับเลี้ยงเชื้อ (growth bioreactor) แบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 โดยใช้สารฟีนอลเป็นแหล่งคาร์บอน มีความจุ 7 ลิตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 14 เซนติเมตร ความสูง 35 เซนติเมตร โดยมีปริมาตรสำหรับทำการทดสอบ (working volume) 5.3 ลิตร และถังปฏิกรณ์ชีวภาพสำหรับทดสอบการย่อยสลาย (transformation reactor) สารไตรคลอโรเอทิลีน มีขนาด 2 ลิตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 10 เซนติเมตร ความสูง 25 เซนติเมตร โดยมีปริมาตรสำหรับทำการทดสอบ 900 มิลลิลิตร จำนวน 2 ชุด สำหรับทดสอบประสิทธิภาพการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน โดยแบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 และถังปฏิกรณ์ควบคุม (control reactor) ซึ่งมีการต่อสายของถังปฏิกรณ์ชีวภาพทั้งคู่เพื่อทำการทดสอบผ่าน peristaltic pump (Ismatech, Switzerland) ดังรูป 1



รูปที่ 1 ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพในการทดสอบการย่อยสลายสารฟีนอลและสารไตรคลอโรเอทิลีน

3. การทดสอบการย่อยสลายสารฟีนอลในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

ทำการเลี้ยงแบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง ซึ่งเริ่มต้นความเข้มข้นของการเจริญอยู่ในช่วง 0.8-1.0 ที่ความยาวคลื่นแสง 600 นาโนเมตร ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพบรรจุด้วยอาหาร BSM จากนั้นจึงป้อนฟีนอลความเข้มข้นในช่วง 4,000-6,000 มิลลิกรัม/ลิตรในอัตรา 15 มิลลิลิตร/นาที่ และอาหาร BSM ในอัตรา 45 มิลลิลิตร/นาที่ ซึ่งทำให้ฟีนอลถูกเจือจางในอัตรา 0.01 ต่อชั่วโมง และสามารถคำนวณเป็นระยะเวลาการกักพักทางพลศาสตร์ของฟีนอลในถังปฏิกรณ์เท่ากับ 88 ชั่วโมง จากนั้นให้อากาศในอัตรา 350-450 มิลลิลิตร/นาที่ ที่อุณหภูมิห้อง วิเคราะห์การเจริญของแบคทีเรียโดยวัดความเข้มข้นที่ความยาวคลื่นแสง 600 นาโนเมตร เปรียบเทียบกับการวิเคราะห์ปริมาณโปรตีน ตามวิธีของ Bradford ⁽¹¹⁾ โดยใช้ bovine serum albumin (BSA) เป็นสารโปรตีนมาตรฐาน และวิเคราะห์การลดลงของฟีนอลตามวิธีของ Martin ⁽¹²⁾ ด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ความยาวคลื่น 460 นาโนเมตร ทุกวันเป็นเวลานาน 3 เดือน คำนวณอัตราการย่อยสลายสารฟีนอลโดยแบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง และการบำบัดสารฟีนอลในหน่วยมิลลิกรัมฟีนอล/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน และร้อยละการบำบัดสารฟีนอล ตามลำดับ

4. การทดสอบการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

หลังจากที่น้ำออกของถังปฏิกรณ์ชีวภาพมีความเข้มข้นของสารฟีนอลต่ำกว่า 0.2 มิลลิกรัม/ลิตรแล้ว จึงทำการทดสอบการย่อยสลายสารไตรคลอโร

เอทิลีน ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง ที่อัตราการเจือจางของน้ำเข้าระบบ เท่ากับ 0.07 ต่อชั่วโมง และมีอัตราการเติมอากาศ ที่ 30-50 มิลลิลิตร/นาที่ ที่อุณหภูมิห้องวิเคราะห์ปริมาณความเข้มข้นของสารไตรคลอโรเอทิลีน จากนั้นทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพ การลดลงของสารไตรคลอโรเอทิลีน ในน้ำออกของถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่บรรจุด้วยแบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 ที่เลี้ยงด้วยฟีนอลกับถังปฏิกรณ์ที่บรรจุเฉพาะอาหารเลี้ยงเชื้อ (cell-free medium) คำนวณอัตราการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน ของ *B. cepacia* AW201 และร้อยละการบำบัดสารไตรคลอโรเอทิลีน จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่ทดสอบไตรคลอโรเอทิลีน ในหน่วยมิลลิกรัมไตรคลอโรเอทิลีน/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน และร้อยละการบำบัดสารไตรคลอโรเอทิลีน ตามลำดับ

5. การวัดปริมาณสารไตรคลอโรเอทิลีน

วัดปริมาณสารไตรคลอโรเอทิลีน ด้วยเทคนิค head space โดยใช้ขวด vial ขนาด 16 มิลลิลิตร ซึ่งมีน้ำตัวอย่าง 5 มิลลิลิตร ซึ่งเติม 100 ไมโครลิตรของ 1M HCl เพื่อหยุดปฏิกิริยาของเชื้อแบคทีเรีย ทำการปิดฝาด้วย PTFE aluminum seal butyl rubber นำไปบ่มที่อุณหภูมิ 25 °C เป็นเวลาอย่างน้อย 1 ชั่วโมง ทำการฉีดตัวอย่างโดยปริมาตรของตัวอย่างก๊าซที่ทำการทดสอบเท่ากับ 20 ไมโครลิตร ด้วยการใช้ gas tight syringe ขนาด 100 ไมโครลิตร ซึ่งมีสถานะของเครื่อง Gas Chromatograph GC 12 A, Shimadzu ดังนี้

Column	Restex Rtx-5 ; Length 30m, ID 0.53 mm; Film thickness 1 µm
Temperature injector	70 °C
Oven	70 °C

	Detector 250 °C
Detector	ECD
Gas	make up gas N 25 ml/min
	carrier gas N 17 ml/min

ผลการทดลองและวิจารณ์ ►

1. การย่อยสลายพินอลในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

จากการศึกษาการย่อยสลายสารพินอล เพื่อเป็นแหล่งพลังงานและคาร์บอนสำหรับแบคทีเรียสายพันธุ์ *B. cepacia* AW201 ที่เลี้ยงในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง เป็นเวลา 3 เดือน โดยมีระยะเวลาพักทางกลศาสตร์ 88 ชั่วโมง สามารถแสดงอัตราการย่อยสลายพินอล และร้อยละของการบำบัดสารพินอลอย่างต่อเนื่องได้ดังรูปที่ 2 และ 3 ตามลำดับ จากรูปที่ 2 ได้ทำการทดสอบการให้พินอลที่มีมวลสารเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ จาก 5,000-9,000 มิลลิกรัม/รอบ ซึ่งในช่วงวันที่ 56-67 มีการปรับอัตราการระยะเวลาพักทางกลศาสตร์ให้สั้นลงเป็น 34 ชั่วโมง ซึ่งตรงกับการให้มวลสารพินอลต่อรอบเท่ากับ 5,000 มิลลิกรัม จะสังเกตเห็นว่าอัตราการย่อยสลายพินอลมีค่าสูงขึ้น โดยมีค่าสูงสุดถึง 7 มิลลิกรัม/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน ทั้งนี้ อาจเป็นเพราะระยะเวลากักพักทางกลศาสตร์ในช่วงดังกล่าว ทำให้เกิดการสะสมของ พินอลในระบบเพิ่มขึ้นถึงประมาณ 100 มิลลิกรัม/ลิตร โดยในวันที่ 60 มีการสะสมพินอลมากกว่า 400 มิลลิกรัม/ลิตร ทำให้จำนวนของแบคทีเรียไม่สัมพันธ์กับการใช้พินอลเป็นสารอาหาร หรือแสดงว่าแบคทีเรียใช้สารพินอลไม่ทันกับอัตราการป้อนสาร หลังจากนั้นจึงได้ทำการปรับลดค่าเวลากักพักทางกลศาสตร์ให้เท่าเดิม ทำให้เกิดการย่อยสลายพินอลขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ อัตราการเจริญเติบโตและการย่อยสลายพินอลจึงค่อนข้างคงที่

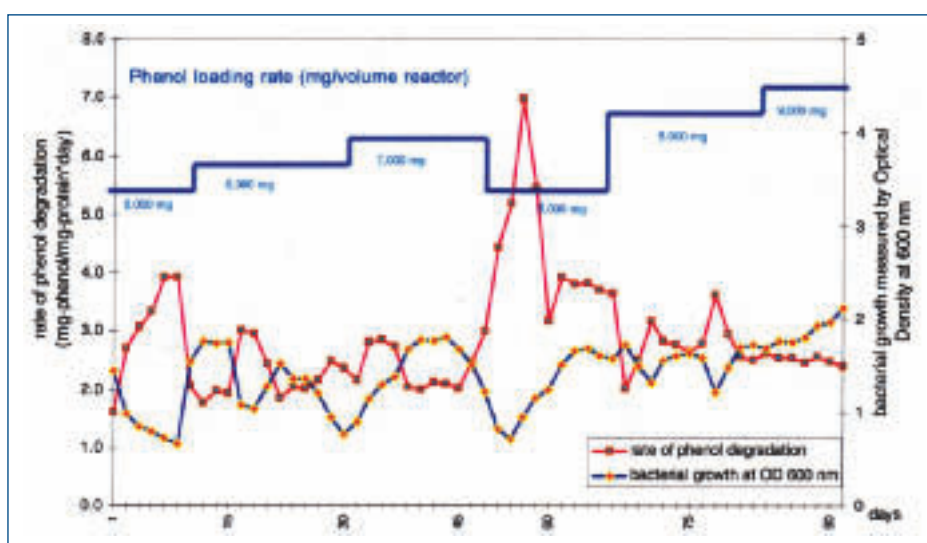
ถึงแม้ว่าในภายหลังจะมีการเพิ่มการให้มวลสารของพินอลต่อรอบสูงถึง 8,000-9,000 มิลลิกรัม ทั้งนี้ อัตราการย่อยสลายพินอลโดยเฉลี่ยแล้วจะอยู่ที่ 3.0 มิลลิกรัม/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน ส่วนในรูปที่ 3 แสดงปริมาณพินอลที่แบคทีเรียสามารถย่อยสลายได้ต่อวัน อยู่ในช่วงตั้งแต่ 1,000-2,500 มิลลิกรัม/วัน แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียสายพันธุ์ *B. cepacia* AW201 มีความสามารถที่จะย่อยสลาย และทนต่อความเป็นพิษ ของค่าความเข้มข้นพินอลได้ในระดับสูง ซึ่งค่าโดยเฉลี่ยสามารถบำบัดพินอลได้สูงถึง 1,700 มิลลิกรัม/วัน โดยเฉพาะในช่วงวันที่ 68-91 วัน หลังจากปรับอัตราการไหลให้มีค่าเวลากักพักทางกลศาสตร์เท่าเดิมคือ 88 ชั่วโมง พบว่าค่าที่ได้ค่อนข้างคงที่ คือ พินอลลดลงมากกว่า 2,400 มิลลิกรัม/วัน นอกจากนี้ความเข้มข้นของพินอลที่เหลือในน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ส่วนใหญ่จะมีค่าน้อยกว่า 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งร้อยละความเข้มข้นของการกำจัดพินอลอย่างต่อเนื่องมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 94

2. การย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

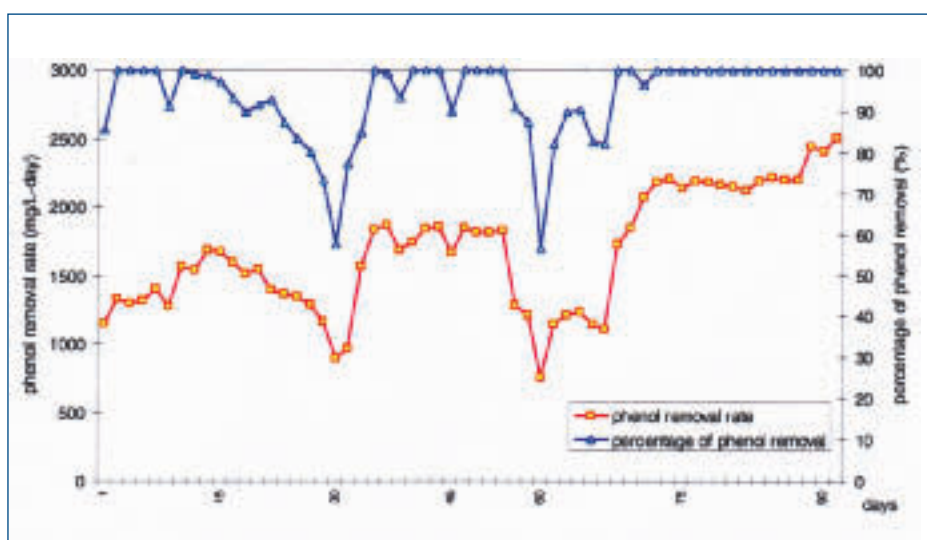
จากการทดสอบการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ จากการป้อนแบคทีเรียจากท่อน้ำออกของถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่เลี้ยงด้วยพินอลในถังปฏิกรณ์ชีวภาพอย่างต่อเนื่อง ด้วย peristaltic pump เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่ทดสอบการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน ในอัตราการเจือจาง 0.07 ต่อชั่วโมง เป็นเวลา 17 วัน พบว่า ในการทดลองระยะแรก เมื่อทำการทดสอบการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพโดยไม่เติมอากาศให้แก่อุปกรณ์ผลปรากฏว่าค่าความเข้มข้นของสารไตรคลอโรเอทิลีนไม่มีการ

ลดลง ซึ่งเป็นไปได้ว่า ออกซิเจนมีอิทธิพลต่อการลดลงของสารไตรคลอโรเอทิลีนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ และเมื่อทำการทดสอบโดยการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ความเข้มข้นร้อยละ 0.01 เพื่อใช้เป็นสารที่ทำให้แบคทีเรียสามารถผลิตเอนไซม์คะตาเลส (catalase) เพื่อทำการเปลี่ยนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ให้กลายเป็นออกซิเจน แทนที่การให้ออกซิเจนให้กับระบบ ผลที่ได้คือ แบคทีเรียไม่

สามารถที่จะทำการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนได้ ทั้งนี้ อาจเป็นเพราะการที่แบคทีเรียต้องใช้พลังงานในการผลิตเอนไซม์คะตาเลสเพื่อใช้ในการเปลี่ยนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นออกซิเจน มากกว่าแทนที่จะใช้พลังงานเพื่อการเปลี่ยนสารไตรคลอโรเอทิลีนด้วยกระบวนการร่วมย่อยสลาย หรือการย่อยสลายโดยใช้สารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นแหล่งออกซิเจนให้กับระบบนั้น ทำให้ปฏิกิริยา



รูปที่ 2 แสดงอัตราการย่อยสลายสารฟีนอลและลักษณะการเจริญของเซลล์แบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง

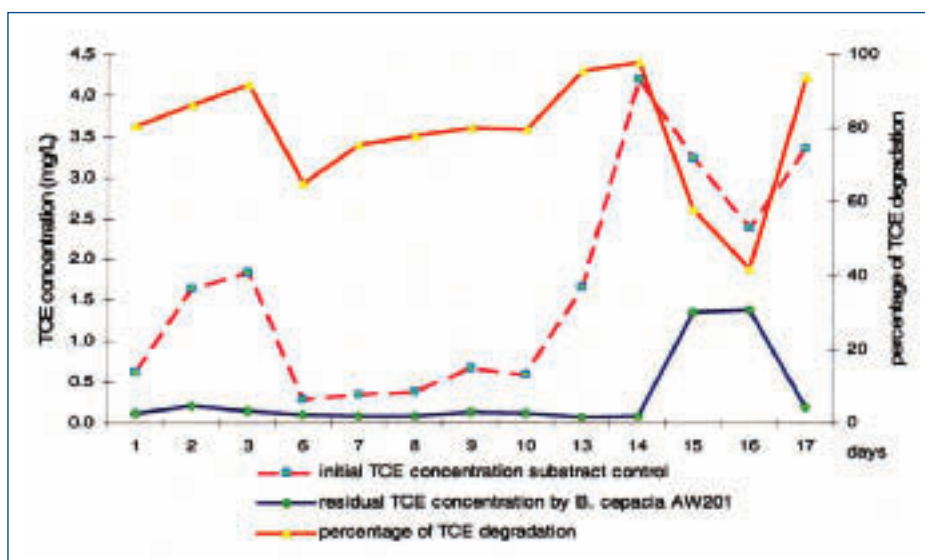


รูปที่ 3 แสดงประสิทธิภาพและอัตราการย่อยสลายสารฟีนอลของแบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง

การลดลงของกระบวนการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนเกิดขึ้นได้ช้า และระบบได้ทำการเดินอย่างต่อเนื่อง ทำให้การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้น ไม่สามารถสังเกตเห็นได้ ดังนั้น จึงได้ทำการทดสอบโดยการให้ออกซิเจนกับระบบโดยตรง แต่เนื่องจากสารไตรคลอโรเอทิลีน มีคุณสมบัติที่ระเหยได้ง่าย แม้อยู่ในสภาวะที่อุณหภูมิห้อง จึงได้ทำการเติมอากาศในอัตราที่ 30-50 มิลลิลิตร/นาที่ จากผลการทดสอบทำให้พบว่าสารไตรคลอโรเอทิลีนจากชุดควบคุมสามารถเกิดการรั่วออกจากระบบ (abiotic loss) ได้เฉลี่ยถึงประมาณร้อยละ 50 ซึ่งการทดลองได้ทำการหักลบค่าการลดลงของสารไตรคลอโรเอทิลีนจากชุดควบคุมเพื่อดูประสิทธิภาพของแบคทีเรียที่มีผลต่อการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนเพียงอย่างเดียว ผลการคำนวณร้อยละการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน สามารถแสดงได้ดังรูปที่ 4 ผลที่ได้แสดงว่า *B. cepacia* AW201 สามารถย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน เฉลี่ยได้มากกว่า ร้อยละ 80 ที่ระยะเวลากักพักทางคลัสเตอร์

13.4 ชั่วโมง และสามารถทำการบำบัดสารไตรคลอโรเอทิลีนได้ ในช่วง 0.01-0.08 มิลลิกรัม/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน ซึ่งมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 0.03 มิลลิกรัม/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน โดยลดความเข้มข้นของสารไตรคลอโรเอทิลีน ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพได้เฉลี่ยถึง 2.67 มิลลิกรัม/ลิตร-วัน

เนื่องจากวิธีการย่อยสลายของฟินอลนั้น แบคทีเรียจะทำการเปลี่ยนฟินอลเป็นคาทีคอล (catechol) ด้วยเอนไซม์ฟินอลไฮดรอกซีเลส (phenol hydroxylase) หรือฟินอลโมนอกซีจีเนส (phenol monooxygenase) และคาทีคอลสามารถถูกย่อยสลายเป็นอนุพันธ์ย่อยต่อด้วยเอนไซม์คาทีคอลออกซีจีเนส (catechol oxygenase) จึงได้ทำการทดสอบเพื่อศึกษาลักษณะการย่อยสลายของสารไตรคลอโรเอทิลีนที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ชีวภาพว่านอกจากฟินอลที่ใช้เป็นสารตั้งต้นในกระบวนการร่วมย่อยสลายแล้ว สารคาทีคอลสามารถที่จะถูกนำไปใช้ในกระบวนการร่วมย่อยสลายได้หรือไม่ โดยทำการทดสอบการใช้สารคาทีคอล เป็นแหล่ง



รูปที่ 4 ร้อยละการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนของ *B. cepacia* AW201 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง

คาร์บอนให้กับแบคทีเรีย ซึ่งได้ทำการทดสอบแบบกะ (batch test) ต่อการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน พบว่า การใช้คาทีคอล เป็นแหล่งต้นตอของคาร์บอน ไม่มีผลต่อการลดลงของสารไตรคลอโรเอทิลีน นั้นหมายความว่า เอ็นไซม์ที่เกี่ยวข้องในกระบวนการร่วมย่อยสลาย มาจากการใช้ฟินอลเป็นแหล่งคาร์บอน คือเอ็นไซม์ ฟีนอลไฮดรอกซีเลส หรือฟีนอลโมโนออกซิจีเนส ส่วนเอ็นไซม์ที่ผลิตได้จากการใช้คาทีคอลเป็นแหล่งคาร์บอนนั้น ไม่สามารถที่จะทำการร่วมย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนได้ (13, 14,15)

ผลอัตราการย่อยสลายสารฟินอล และสารไตรคลอโรเอทิลีนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่องระดับห้องปฏิบัติการโดยแบคทีเรีย *B. cepacia* AW201 มีค่าเฉลี่ยเป็น 3.0 มิลลิกรัมฟินอล/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน และ 0.03 มิลลิกรัม ไตรคลอโรเอทิลีน/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน ตามลำดับ หรือประมาณ 2.67 มิลลิกรัมไตรคลอโรเอทิลีน/ลิตร-วันเมื่อเปรียบเทียบกับอัตราการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน จากผู้ศึกษาวิจัยท่านอื่น โดยทดสอบในถังปฏิกรณ์ชีวภาพในลักษณะที่เซลล์แขวนลอย (suspended cell) พบว่า *Pseudomonas putida* F1 ร่วมกับ mix cultures และ *Alcaligenase eutrophus* JMP134 ซึ่งใช้สารฟินอลเป็นแหล่งคาร์บอน อัตราการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน เป็น 1.7-3.0 และ 6.7-9.5 มิลลิกรัมไตรคลอโรเอทิลีน/ลิตร-วัน ตามลำดับ และแบคทีเรีย พวกใช้มีเทนเป็นแหล่งคาร์บอน (methanotrophs) โดย *Methylosinus trichosporium* OB3b อัตราการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน เป็น 0.2-3.0 มิลลิกรัมไตรคลอโรเอทิลีน/ลิตร ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ-วัน (16, 17, 18)

สรุปผลและข้อเสนอแนะ ►

สารไตรคลอโรเอทิลีนเป็นสารสังเคราะห์ที่มีการนำมาใช้มากในภาคอุตสาหกรรม เมื่อมีการใช้และหลังจากการใช้แล้ว สารดังกล่าวจะกลายเป็นของเสีย ซึ่งจำเป็นต้องนำมาบำบัดอย่างถูกวิธี การวิจัยนี้ได้ทำการคัดแยกแบคทีเรียสายพันธุ์ *Burkholderia cepacia* AW201 จากแหล่งน้ำธรรมชาติ น้ำเสียชุมชน และน้ำใต้ดินจากบริเวณที่มีการปนเปื้อนของสารไตรคลอโรเอทิลีน เพื่อนำมาทดสอบประสิทธิภาพของการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีน โดยให้สารฟินอลเป็นแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนแก่แบคทีเรียสายพันธุ์ดังกล่าว การทดลองทำในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบต่อเนื่อง พบว่าอัตราเฉลี่ยของการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนอยู่ที่ 0.03 มิลลิกรัม ไตรคลอโรเอทิลีน/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน และฟินอลอยู่ที่ 3.0 มิลลิกรัมฟินอล/มิลลิกรัมโปรตีน-วัน ตามลำดับโดยที่ความเข้มข้นของสารฟินอลในน้ำออกจากถังปฏิกรณ์มีค่าต่ำกว่า 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร ในขณะที่เดียวกันสามารถลดความเข้มข้นเริ่มต้นของสารไตรคลอโรเอทิลีน 3 มิลลิกรัม/ลิตร ได้มากกว่าร้อยละ 90 จากผลการศึกษา จึงมีความเป็นไปได้ที่จะพัฒนาระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพโดยใช้ *B. cepacia* AW201 เพื่อให้สามารถนำไปใช้บำบัดน้ำทิ้งที่มีการปนเปื้อนของสารไตรคลอโรเอทิลีนได้ อย่างไรก็ตาม เนื่องจากการทดสอบการย่อยสลายสารไตรคลอโรเอทิลีนโดยกระบวนการร่วมย่อยสลาย ได้ทำการทดสอบในระดับห้องปฏิบัติการ ที่ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีแต่สารฟินอลเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับแบคทีเรียสายพันธุ์ *B. cepacia* AW201 เพียงอย่างเดียว ดังนั้น ในการที่จะขยายผลเพื่อให้แบคทีเรียสายพันธุ์ *B. cepacia* AW201 สามารถนำไปใช้บำบัด

น้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสารไตรคลอโรเอทิลีนได้อย่างมีประสิทธิภาพนั้น ควรที่จะทำการทดสอบกับน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสารไตรคลอโรเอทิลีนจริง เพื่อศึกษาศักยภาพและปัจจัยแวดล้อมอื่นๆ ที่มีผลในการเอื้อประโยชน์หรือมีผลยับยั้งต่อการทำงานของแบคทีเรียสายพันธุ์ *B. cepacia* AW201 เพื่อให้ผลการศึกษาที่ได้สามารถที่จะพัฒนาในการนำไปใช้ประโยชน์ต่อการบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสารไตรคลอโรเอทิลีนได้จริงในระดับอุตสาหกรรมต่อไป

เอกสารอ้างอิง ►

- (1) มีศักดิ์ มิลินทวิสมัย, สีนาก ขาญณรงค์, พีรพงษ์ สุนทรเดชะ, วาลิกา เสวตโยธิน และ จีระนันท์ พันธจักร. 2544. การปนเปื้อนของสาร Chlorinated Ethylene ในดินและน้ำใต้ดิน และกรณีศึกษาของประเทศไทย. เอกสารเผยแพร่ ERTC-WT/441. ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม. กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม. กระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยี และสิ่งแวดล้อม. 40 หน้า.
- (2) Baldwin, B. R., Nakatsu, C. H., and Nies, L. 2003. Detection and enumeration of aromatic oxygenase genes by multiplex and real time PCR. Appl. Environ. Microbiol. 69(6): 3350-3358.
- (3) Hashimoto, A. 1999. Degradation of trichloroethylene by Mycobacterium sp. TA27. In Engineered Approaches for in situ bioremediation chlorinated solvent contamination. Battelle Press, Columbia. p.89-94.
- (4) Little, C. D., Palumbo, A. V., Herbs, S. E., Lidstrom, M. E., Tyndall, R. L., and Gilmer, P. J. 1998. Trichloroethylene biodegradation by a methane-oxidizing bacterium. Appl. Environ. Microbiol. 47(4): 283-299.
- (5) Mars, A. E., Houwing, J., Dolfing, J., and Janssen, D. B. 1996. Degradation of toluene and trichloroethylene by Burkholderia cepacia G4 in growth-limited fed-batch culture. Appl. Environ. Microbiol. 62(3): 886-891.
- (6) Wackett, L. P., Brusseau, G. A., Householder, S. R., and Hanson, R. S. 1989. Survey of microbial oxygenases: trichloroethylene degradation by propane oxidizing bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 55: 2960-2964.
- (7) Hopkins, G. D., Semprini, L., and McCarty, P. L. 1993. Microcosm and in situ field studies enhanced biotransformation of trichloroethylene by phenol-utilizing microorganisms. Appl. Environ. Microbiol. 59: 2277-2285.
- (8) Fujita, M., and Ike, M. 1997. Trichloroethylene degradation by phenol degrading bacteria. Recent. Res. Devel. in Microbiol. 1: 333-343.
- (9) ปัญญา ไยถาวร สุตา อธิติสุนทรรัตน์ และสุนันทา บุญประกอบ. 2546. การบำบัดน้ำที่ปนเปื้อนด้วยสารไตรคลอโรเอทิลีน (TCE) โดยใช้จุลินทรีย์ที่ใช้กระบวนการโคเมตาโบลิซึม. เอกสารประกอบการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 2, 22-24 มกราคม

2546, จ. ขอนแก่น. 10 หน้า.

- (10) Owen, J. D. and Kiddie, R. M. 1969. The nitrogen nutrition of soil and herbage coryneform bacteria. *J. Appl. Bact.* 32: 338-347.
- (11) Bradford, M. M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-binding. *Anal. Biochem.* 72: 248-254.
- (12) Martin, R. W. 1949. Rapid colorimetric estimation of phenol. *Anal. Chem.* 21(11): 1419-1420.
- (13) Nelson, M. J. K., Montgomery, S. O., and Pritchard, P. H. 1988. Trichloroethylene metabolism by microorganism that degrade aromatic compounds. *Appl. Environ. Microbiol.* 54(2): 604-606.
- (14) Enley, B. D. 1991. Biochemical diversity of trichloroethylene metabolism. *Annu. Rev. Microbiol.* 45: 283-299.
- (15) Shin, C. C., Davey, M. E. Zhou, J. Tiedje,

J. M., and Criddle, C. S. 1996. Effects of phenol feeding pattern on microbial community structure and cometabolism of trichloroethylene. *Appl. Environ. Microbiol.* 62(8): 2953-2960.

- (16) Coyle, C. G., Parkin, G. F., Gibson, and D. T. 1993. Aerobic, phenol-induced trichloroethylene degradation in completely mixed, continuous-culture reactors. *Biodegradation.* 4: 59-69.
- (17) McKay, D. J., Morse, J. S., and Hazen, T. C. 1994. Biodegradation of trichloroethylene by *Alcaligenes eutrophus* JMP134 in a laboratory scale bioreactor. *Hazardous Waste Hazardous Mater.* 11:491-499.
- (18) Tschantz, M. F., Bowman, J. P., Evans, F., Bienkowski, P. R., Donaldson, T. L., and Sayler, G. S. 1996. Development of a fully suspended, multi-stage bioreactor system for trichloroethylene degradation based on soluble monooxygenase cometabolism. *J. Environ. Sci. Health Part A Environ. Sci. En*



การพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียกังกรongไร้อากาศสำหรับบำบัดน้ำเสีย จากเรือนจำและสะพานปลา*

Development of Anaerobic Filters for the Treatment of Wastewater from a Prison and a Fishery Pier

จินต์ อโนทัย⁽¹⁾ กมลชนก จรตระการ⁽¹⁾ และ รุจิรัตน์ เขมวาส⁽¹⁾

Jin Anotai, Kamolchanok Jortrakan and Ruchirat Khemawas

บทคัดย่อ

จากการทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของเรือนจำและสะพานปลา โดยใช้กังกรongไร้อากาศที่มีตัวกลางเป็นพลาสติกแบบ pall ring โดยการแปรเปลี่ยนค่าเวลากักพักทางชลศาสตร์ เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการนำไปใช้เป็นเกณฑ์ในการออกแบบ ซึ่งค่าเวลากักพักทางชลศาสตร์ของน้ำเสียจากเรือนจำที่ได้ทำการทดลองคือ 2 วัน 1.5 วัน 1 วัน 16 ชั่วโมง 12 ชั่วโมง และ 8 ชั่วโมง คิดเป็นอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เฉลี่ยเท่ากับ 0.2 0.26 0.47 0.78 0.93 และ 1.57 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน ตามลำดับ พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยรวมอยู่ที่ร้อยละ 66-73 ซึ่งค่าเวลากักพักทางชลศาสตร์ 12 ชั่วโมง มีอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เท่ากับ 0.93 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน มีความเหมาะสมที่สุดในการนำไปใช้ในการออกแบบระบบ ส่วนที่ระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ 4 วันของน้ำเสียจากสะพานปลา มีอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เฉลี่ยที่ทำการทดลอง 2 ระดับคือ 1.70 และ 0.74 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน ที่ระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ 3 วัน ซึ่งมีอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เท่ากับ 1.94 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน ที่ระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ 2 วัน มีอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เฉลี่ยที่ทำการทดลอง 2 ระดับคือ 1.48 และ 3.86 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน ที่ระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ 1.5 วัน มีอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เท่ากับ 3.88 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน และที่ระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ 1 วัน มีอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เท่ากับ 7.17 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน พบว่าค่าเวลากักพักทางชลศาสตร์ 3 วัน ซึ่งมีอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เท่ากับ 1.94 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน มีความสามารถในการรองรับความแปรปรวนของค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ได้ดี จึงมีความเหมาะสมที่สุดในการนำไปใช้ในการออกแบบระบบ

จากเกณฑ์ดังกล่าวได้นำมาใช้ในการประเมินค่าการก่อสร้างระบบกังกรongไร้อากาศ เพื่อบำบัดน้ำเสียจากเรือนจำให้มีความสามารถรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของชีโอดี 800 มิลลิกรัมต่อลิตร และปริมาณน้ำเสีย 300 ลูกบาศก์เมตรต่อวันได้ ส่วนระบบกังกรongไร้อากาศเพื่อบำบัดน้ำเสียจากสะพานปลา ให้มีความสามารถรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของชีโอดี 6,600 มิลลิกรัมต่อลิตร และปริมาณน้ำเสีย 200 ลูกบาศก์เมตรต่อวันได้

คำสำคัญ: กังกรongไร้อากาศ การบำบัดน้ำเสีย น้ำเสียจากเรือนจำ และสะพานปลา

*เป็นงานวิจัยที่จัดจ้าง โดยศูนย์วิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมด้านสิ่งแวดล้อม

(1) ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี

Abstract

To measure treatment efficiency of anaerobic filters using pall ring as a media, waste water of a prison and a fishery pier was fed to the lab-scale anaerobic filters with varying hydraulic retention times (HRT). The wastewater of the prison was treated at HRT of 2 days, 1.5 days, 1 day, 16 hours, 12 hours and 8 hours with corresponding to organic loading rates (OLR) of 0.2, 0.26, 0.47, 0.78, 0.93 and 1.57 kgCOD/m³ of media - day respectively. The filters treating wastewater of the prison has efficiency in the range of 66-73 %. The HRT of 12 hours with OLR of 0.93 kgCOD/m³ of media-day is suitable value to effectively operate the filters treating wastewater of the prison. The wastewater of the fishery pier was treated at HRT of 4 days with 2 levels of OLR of 1.70 and 0.74 kgCOD/m³ of media-day, HRT of 3 days with OLR of 1.94 kgCOD/m³ of media-day, HRT of 2 days with 2 levels of OLR of 1.48 and 3.86 kgCOD/m³ of media-day, HRT of 1.5 days with OLR of 3.88 kgCOD/m³ of media-day and HRT of 1 day with OLR of 7.17 kgCOD/m³ of media-day. The HRT of 3 days with OLR of 1.94 kgCOD/m³ of media-day is suitable value to effectively operate the filters treating wastewater of the fishery pier.

The HRT and OLR obtained was used to design large scale anaerobic filter units. The unit of the prison was designed to receive wastewater having COD of 800 mg/L and loading rate of 300 m³/d while the unit of the fishery pier was designed to receive wastewater having COD of 6,600 mg/L and loading of 200 m³/d.

Keywords: anaerobic filter, wastewater treatment, wastewater of a prison and a fishery pier

คำนำ ►

ประเทศไทยประสบกับปัญหาด้านมลพิษทางน้ำอย่างรุนแรงในหลายพื้นที่ ถึงแม้ว่าภาครัฐได้ทำการก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวมขึ้นเป็นจำนวนมาก แต่ยังไม่สามารถครอบคลุมแหล่งกำเนิดน้ำเสียทั้งหมดได้ อันเนื่องมาจากข้อจำกัดทางด้านเศรษฐศาสตร์ กล่าวคือในชุมชนที่มีอัตราการกำเนิดน้ำเสียต่อพื้นที่ต่ำจะไม่มีควมคุ้มทุนในการก่อสร้างระบบที่รวบรวมน้ำเสีย จำเป็นต้องอาศัยระบบบำบัดน้ำเสียแบบติดกับที่ (on-site treatment) การประยุกต์ใช้ถังกรองไร้อากาศ (anaerobic filter) ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้เป็นอย่างดี ไม่จำเป็นต้องดูแลและบำรุงรักษาอย่างใกล้ชิด มีค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานที่ต่ำ และมีการศึกษาจากผู้วิจัยหลายๆ ท่านพบว่า ถังกรองไร้อากาศสามารถกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ในรูปของซีโอดีได้ร้อยละ 50 ถึง 92 ที่อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ 0.08 ถึง 2.4 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตร-วัน ในช่วงเวลากักพักทางพลศาสตร์ 3 ถึง 48 ชั่วโมง ในกรณีของน้ำเสียชุมชนและร้อยละ 68 ถึง 92 ที่อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ 3 ถึง 15 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตร-วัน ในช่วงเวลากักพักทางพลศาสตร์ 0.5 ถึง 4.4 วัน สำหรับการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมที่เกี่ยวข้องกับอาหารทะเล⁽¹⁻⁶⁾

ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม เล็งเห็นถึงปัญหามลพิษทางน้ำสำหรับชุมชนขนาดเล็ก และได้มอบหมายให้ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี ดำเนินการวิจัยเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่เกิดจากเรือนจำซึ่งเป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียจากสะพานปลา ซึ่งเป็นตัวแทนน้ำเสีย

จากกิจกรรมเฉพาะประเภทที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และเกลือค่อนข้างสูง โดยการใช้ระบบถังกรองไร้อากาศ พร้อมทั้งนำข้อมูลที่ได้มาประยุกต์ใช้เป็นเกณฑ์ในการออกแบบรายละเอียดของระบบถังกรองไร้อากาศ เพื่อบำบัดน้ำเสียที่เกิดขึ้นก่อนที่จะระบายเข้าสู่หน่วยบำบัดอื่นๆ เพื่อลดปริมาณความสกปรก และลดค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้นในการนำไปบำบัดด้วยวิธีอื่นต่อไป น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วสามารถระบายลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติได้โดยไม่ก่อให้เกิดภาวะมลพิษ อันจะเป็นการอนุรักษ์และรักษาคุณภาพน้ำในธรรมชาติให้สามารถใช้ประโยชน์ได้อย่างยั่งยืนต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ ►

1. ลักษณะของน้ำเสีย

น้ำเสียที่ใช้ทดสอบ แบ่งออกเป็น 2 ประเภทคือน้ำเสียจริงจากเรือนจำ ซึ่งเป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน มีค่าความเข้มข้นของซีโอดี อยู่ในช่วง 289-728 มิลลิกรัมต่อลิตร และน้ำเสียจากกิจกรรมสะพานปลา ซึ่งเป็นตัวแทนของน้ำเสียจากกิจกรรมเฉพาะประเภท ที่มีค่าความเข้มข้นของซีโอดี อยู่ในช่วง 1,738 - 6,591 มิลลิกรัมต่อลิตร

2. ลักษณะของถังกรองไร้อากาศ

ถังกรองไร้อากาศผลิตจากอะคริลิกรูปทรงกระบอกที่มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 30 เซนติเมตร และสูง 1 เมตร ซึ่งมีปริมาตรใช้งาน (empty bed volume) 63 ลิตรจำนวน 4 ชุดสำหรับทดสอบน้ำเสียจากเรือนจำ 2 ชุด และน้ำเสียจากสะพานปลา 2 ชุด แต่ละชุดจะมีจุดเก็บตัวอย่างน้ำ 6 จุด ที่ทุกความสูง 15 เซนติเมตร ส่วนตัวกลางที่ทดสอบเป็นตัวกลางพลาสติก ซึ่งมีพื้นที่ผิวจำเพาะ 104.55



รูปที่ 1 ลักษณะระบบถังกรองไร้อากาศ



รูปที่ 2 ตัวกลางพลาสติกที่ใช้เป็นวัสดุยึดเกาะในระบบถังกรองไร้อากาศ

ตารางเซนติเมตรต่อลูก บรรจุลงในถังกรองไร้อากาศจำนวน 1,024 ลูก ทำให้มีสัดส่วนช่องว่าง (void ratio) เท่ากับร้อยละ 70 ดังรูปที่ 1 และ 2 ตามลำดับ

3. การตรึงฟิล์มจุลินทรีย์บนตัวกลาง

ในระยะแรก นำตะกอนจุลินทรีย์จากห้องรองระบายน้ำในมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี มาเริ่มทำการตรึงฟิล์มจุลินทรีย์บนตัวกลางพลาสติก ในถังพลาสติก ขนาด 120 ลิตร ร่วมกับน้ำเสียที่ทดสอบแต่ละประเภท และทำการปรับสภาพจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับน้ำเสีย (acclimation) ไปพร้อมๆ กัน โดยที่ด้านล่างของถังจะมีเครื่องสูบทะกอนเพื่อหมุนเวียนมวลจุลินทรีย์ที่ตกตะกอนอยู่ด้านล่างของถังขึ้นมาอยู่บนตัวกลาง และทำการป้อนน้ำเสียจากเรือนจำและสะพานปลาเข้าในถังตรึงฟิล์มประมาณร้อยละ 20 และร้อยละ 10 ของปริมาตรกักน้ำตามลำดับ จากนั้นทำการวิเคราะห์ซีโอดี และความเป็นกรด-ด่างของน้ำในถังทุกวัน เมื่อค่าซีโอดีในถังตรึงฟิล์มลดลงมากกว่าร้อยละ 80 จะทำการป้อนน้ำเสียในปริมาณที่เพิ่มขึ้นร้อยละ 20 ตามลำดับ ซึ่งใช้เวลาประมาณ 6 สัปดาห์ จนฟิล์มที่เกาะบนตัวกลางมีปริมาณมากพอจนสามารถมองเห็นได้อย่างเด่นชัด จึงนำตัวกลางที่ได้บรรจุลงในถังกรองไร้อากาศ

4. การทดสอบประสิทธิภาพของถังกรองไร้อากาศที่บรรจุด้วยตัวกลางพลาสติกในน้ำเสียจากเรือนจำและน้ำเสียจากสะพานปลา

เมื่อบรรจุตัวกลางที่มีฟิล์มจุลินทรีย์เกาะอยู่ลงในถังกรองไร้อากาศแล้ว เริ่มทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังกรองไร้อากาศ ทำการทดสอบประสิทธิภาพของระบบโดยการปรับเปลี่ยนเวลากักพักทางชลศาสตร์ให้สั้นลง ซึ่งน้ำเสียจากเรือนจำจะทำการทดสอบเวลากักพักทางชลศาสตร์ (HRT) ที่ 2 วัน 1.5 วัน 1 วัน 16 ชั่วโมง 12 ชั่วโมง และ 8 ชั่วโมงตามลำดับ ในถังปฏิกรณ์ ก และ ข ส่วนน้ำเสียจากสะพานปลาจะทำการทดสอบเวลากักพักทางชลศาสตร์ที่ 4 วัน 3 วัน 2 วัน 1.5 วัน และ 1 วันตามลำดับ ในถังปฏิกรณ์ ค และ ง ดังแสดงในตารางที่ 1 และ 2 ตามลำดับ

ตารางที่ 1 เวลากักพักทางชลศาสตร์ (HRT) และอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์ (OLR) สำหรับน้ำเสียจากเรือนจำ

การทดลอง	ถังปฏิกรณ์ ก		ถังปฏิกรณ์ ข	
	HRT	OLR*	HRT	OLR*
1	2.0 d	0.19-0.27 (0.20)	2.0 d	0.19-0.27 (0.20)
2	1.5 d	0.19-0.50 (0.26)	1.5 d	0.19-0.50 (0.26)
3	1.0 d	0.27-1.16 (0.47)	12 hr	0.54-2.32 (0.93)
4	16 hr	0.39-1.64 (0.78)	8 hr	0.79-3.28 (1.57)

หมายเหตุ: * มีหน่วยเป็นกิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน และค่าในวงเล็บคือค่าเฉลี่ย

ตารางที่ 2 เวลาพักทางชลศาสตร์ (HRT) และ อัตราการบำบัดทุกอินทรีย์ (OLR) สำหรับ น้ำเสียจากสะพานปลา

การ ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ ก		ถังปฏิกรณ์ ข	
	HRT	OLR*	HRT	OLR*
1	4.0 d	0.93-2.48 (1.70)	4.0 d	0.93-2.48 (1.70)
2	4.0 d	0.65-0.93 (0.74)	2.0 d	1.36-1.66 (1.48)
3	3.0 d	0.87-3.09 (1.94)	1.5 d	2.10-6.50 (3.88)
4	2.0 d	3.42-4.89 (3.86)	1.0 d	6.84-9.77 (7.17)

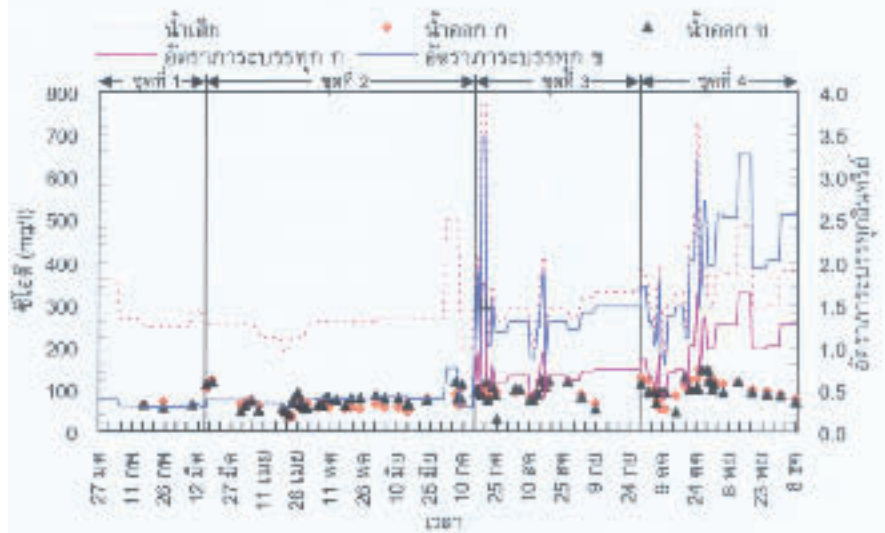
หมายเหตุ: * มีหน่วยเป็นกิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตร
ตัวกลาง-วัน และค่าในวงเล็บคือค่าเฉลี่ย

ผลการทดลองและวิจารณ์ ►

1. ประสิทธิภาพของถังกรองไร้อากาศที่ บรรจุตัวกลางพลาสติกต่อการบำบัดน้ำเสียจาก เรือนจำ

จากการทดลองที่ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ 2 วัน ในชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งมีอัตราการบำบัดทุกอินทรีย์อยู่ในช่วง 0.19-0.27 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วันเป็นระยะเวลาประมาณ 2 เดือน ที่ระดับความเข้มข้นของชีโอดีเท่ากับ 255-378 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าถังปฏิกรณ์ ก และ ข มีประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกัน เฉลี่ยอยู่ที่ร้อยละ 71 และเมื่อทำการปรับระยะเวลาพักทางชลศาสตร์เป็น 1.5 วัน ในชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งเทียบเป็นอัตราการบำบัดทุกอินทรีย์อยู่ในช่วง 0.19-0.50 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน เป็นระยะเวลาเกือบ 4 เดือน พบว่าลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถังที่

ใกล้สภาวะคงตัวยังมีค่าคล้ายคลึงกันเหมือนกับการทดสอบในชุดการทดลองที่ 1 กล่าวคือมีความเข้มข้นชีโอดีทั้งหมด และชีโอดีกรองเฉลี่ยเท่ากับ 135 และ 80 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับถังปฏิกรณ์ ก และเท่ากับ 147 และ 98 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับถังปฏิกรณ์ ข ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 73 และ 71 ตามลำดับ ต่อมาได้ทำการปรับลดระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ ลงเหลือ 1 วัน และ 12 ชั่วโมง สำหรับถังปฏิกรณ์ ก และ ข ตามลำดับ ในชุดการทดลองที่ 3 เป็นผลให้ภาระบำบัดทุกอินทรีย์เฉลี่ย เพิ่มขึ้นเป็น 0.47 และ 0.93 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน ตามลำดับ ผลที่ได้คือค่าชีโอดีกรองเฉลี่ยของน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ทั้งสองมีค่าใกล้เคียงกันคือ 93-96 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเห็นว่าค่าชีโอดีของน้ำออกมีค่าสูงกว่าในชุดการทดลองที่ผ่านมาทั้งนี้อาจเป็นผลมาจากปริมาณจุลินทรีย์ในระบบยังไม่เพียงพอสำหรับการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น เนื่องจากมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำ และอัตราการไหลของน้ำเสียที่สูงขึ้นทำให้จุลินทรีย์ที่มีอยู่ไม่สามารถย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์บางประเภทที่มีอัตราการย่อยสลายต่ำได้ทัน นอกจากนี้ ข้อมูลที่ได้จากการทดลอง ยังชี้ให้เห็นว่าถังกรองไร้อากาศสามารถรองรับความแปรปรวนของน้ำเสียที่เข้าได้ดีพอสมควร โดยในช่วงการทดลองที่ 3 น้ำเสียมีค่าชีโอดีแปรปรวนค่อนข้างมาก แตกต่างจากที่เกิดขึ้นในการทดลองที่ 1 และ 2 แต่ระบบถังกรองไร้อากาศก็มีเสถียรภาพค่อนข้างสูง เมื่อพิจารณาจากค่าชีโอดีในน้ำที่ผ่านการบำบัดที่มีค่าความแปรปรวนเพียงเล็กน้อยเท่านั้น หลังจากนั้นได้ทำการปรับลดระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ของถังปฏิกรณ์ ก และ ข ลงเหลือ 16 และ 8 ชั่วโมง



รูปที่ 3 ซีโอดีและการบรรทุกลินทรีย์ของถังกรองไร้อากาศที่รองรับน้ำเสียจากเรือนจำ

ตามลำดับ ในชุดการทดลองที่ 4 ซึ่งเป็นการทดลองชุดสุดท้าย พบว่าอัตราการบรรทุกลินทรีย์ของชุดการทดลองนี้ค่อนข้างแปรปรวนมาก คืออยู่ในช่วง 0.39-1.64 และ 0.79-3.28 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน ตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียที่ต้องใช้ในการป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์มีปริมาณมาก ทำให้จำเป็นต้องเก็บน้ำเสียทิ้งขึ้น เป็นผลให้ลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่เข้าแปรปรวนมากกว่าช่วงที่ผ่านมา ผลจากการทดสอบคือซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีกรองในน้ำออกมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 133 และ 98 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับที่ระยะเวลาพักทางชีวศาสตร์ 16 ชั่วโมง และ 145 และ 104 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ที่ระยะเวลาพักทางชีวศาสตร์ 12 ชั่วโมง โดยที่การลดลงของซีโอดีเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องตลอดความสูงของชั้นตัวกลาง ซึ่งสามารถชี้ให้เห็นเป็นนัยถึงผลกระทบอันเนื่องมาจากความเร็วในการไหลที่เพิ่มมากขึ้น และการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ยังไม่คงที่ สามารถแสดงผลการย่อยสลายค่าซีโอดีที่อัตราการบรรทุกลินทรีย์ต่างๆ ของถังปฏิกรณ์ ก และ ข ตลอดทั้ง 4 ชุดการทดลองได้ดังรูปที่ 3

ผลจากการทดลองที่ได้มีความสอดคล้องกับงานวิจัยอื่นๆที่ใช้ถังกรองไร้อากาศในการบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 66-73 ที่ระยะเวลาพักทางชีวศาสตร์ในช่วง 8 ชั่วโมง ถึง 2 วัน ซึ่งคิดเป็นอัตราการบรรทุกลินทรีย์ที่ 0.19-3.28 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน ตามลำดับ

2. ประสิทธิภาพของถังกรองไร้อากาศที่บรรจุตัวกลางพลาสติกต่อการบำบัดน้ำเสียจากสะพานปลา

จากการทดลองน้ำเสียจากสะพานปลามีสารมลพิษอินทรีย์ในรูปของซีโอดีที่ปนเปื้อนในระดับสูงคือมากกว่าน้ำเสียจากเรือนจำ 10-20 เท่า ดังนั้นจึงได้เริ่มทำการทดลองที่ระยะเวลาพักทางชีวศาสตร์ 4 วัน สำหรับถังปฏิกรณ์ ค และ ง ในชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งมีอัตราการบรรทุกลินทรีย์อยู่ในช่วง 0.93-2.47 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.70 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน ค่าความเข้มข้นซีโอดีน้ำเข้าสูงมากกว่า 6,000 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น

ระยะเวลาประมาณ 2 เดือน พบว่าซีโอดีกรองที่ออกจากถังปฏิกรณ์ ค และ ง มีค่าเฉลี่ยใกล้เคียงกันเท่ากับ 440 และ 498 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งคิดเป็นประสิทธิภาพเฉลี่ยอยู่ที่ร้อยละ 82 และ 80 ตามลำดับ และเมื่อทำการปรับระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ในชุดการทดลองที่ 2 โดยที่ถังปฏิกรณ์ ง ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ลดลงเหลือ 2 วัน ส่วนถังปฏิกรณ์ ค ยังคงควบคุมที่ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ 4 วันเท่าเดิม แต่เนื่องจากความเข้มข้นของน้ำเสียที่เก็บมามีค่าความเข้มข้นของซีโอดีเฉลี่ยต่ำกว่า 2,500 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงทำให้อัตราระบอบการบำบัดอินทรีย์ของที่ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ 2 วัน ยังคงต่ำกว่าของชุดทดลองที่ 1 ซึ่งน้ำเสียมีค่าซีโอดีเกินกว่า 6,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการวิเคราะห์ซีโอดีที่ได้ชี้ให้เห็นว่า การลดระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ลงเหลือ 2 วัน โดยใช้ น้ำเสียที่มีซีโอดีอยู่ในระดับที่ต่ำกว่า 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ไม่ส่งผลกระทบต่อความสามารถในการกำจัดซีโอดีของถังกรองไร้อากาศ ประสิทธิภาพโดยรวมยังคงอยู่ที่ประมาณร้อยละ 80 ใกล้เคียงกัน ต่อมาได้ทำการปรับลดระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ในชุดการทดลองที่ 3 ของถังปฏิกรณ์ ค และ ง ลงเหลือ 3 และ 1.5 วัน ซึ่งคิดเป็นอัตราระบอบการบำบัดอินทรีย์เฉลี่ยเท่ากับ 1.94 และ 3.88 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ เป็นระยะเวลาประมาณ 3 เดือน พบว่าซีโอดีกรองที่ออกจากถังปฏิกรณ์ ค และ ง มีความแปรปรวนตามชนิดของสัตว์น้ำที่ขึ้นมาจากสะพานปลา แต่ประสิทธิภาพโดยเฉลี่ยสูงกว่าร้อยละ 80 แสดงให้เห็นถึงความสามารถในการรองรับความแปรปรวนของถังกรองไร้อากาศที่ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ดังกล่าว หลังจากนั้นได้ทำการปรับลด

ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ของถังปฏิกรณ์ ค และ ถังปฏิกรณ์ ง ลงเหลือ 2 และ 1 วัน ตามลำดับ ในชุดการทดลองที่ 4 ทำให้มีอัตราการบำบัดอินทรีย์อยู่ในช่วง 3.42-4.89 และ 6.84-9.77 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ เป็นระยะเวลาประมาณ 2 เดือน ในช่วงแรกของการปรับอัตราการไหลของน้ำเสีย พบว่าซีโอดีของน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าสูงขึ้น จากนั้นจึงค่อยๆ กลับเข้าสู่สภาวะคงตัว หลังจากผ่านไป 24 วัน อย่างไรก็ตาม สารมลพิษอินทรีย์ที่เหลืออยู่ในน้ำออกมีค่าสูงกว่าช่วงที่แล้วค่อนข้างมาก กล่าวคือมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 477 และ 930 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับซีโอดีกรองในถังปฏิกรณ์ ค และ ง ตามลำดับ เป็นที่น่าสังเกตว่าเมื่อเปรียบเทียบซีโอดีในน้ำที่ออกจากถังปฏิกรณ์ ค กับน้ำที่ออกจากถังปฏิกรณ์ ง ในช่วงการทดลองที่ 2 ซึ่งมีระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ 2 วันเท่ากัน พบว่าถังปฏิกรณ์ ค จะมีค่าโดยเฉลี่ยสูงกว่าทั้งนี้ เป็นผลมาจากสารมลพิษอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำเสียที่เก็บในช่วงการทดลองชุดที่ 4 มีค่าสูงกว่าในช่วงการทดลองที่ 2 มาก ดังนั้น ถึงแม้ว่าระยะเวลาพักทางชลศาสตร์จะเท่ากัน แต่อัตราระบอบการบำบัดอินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ ค จะสูงกว่ามาก นอกจากนี้ อาจสืบเนื่องมาจากชนิดของสารมลพิษอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำเสียเปลี่ยนไปตามประเภทของสัตว์น้ำที่มากขึ้นท่าที่สะพานปลา ความยากง่ายในการย่อยสลายทางชีวภาพด้วยกระบวนการไร้อากาศอาจเปลี่ยนไป ผลดังกล่าวชี้ให้เห็นเป็นนัยว่าอัตราการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ไม่ทันกับอัตราการไหลของน้ำเสียที่ผ่านตัวกลาง จึงทำให้มีสารมลพิษอินทรีย์บางส่วนเล็ดลอดออกไปได้ ซึ่งสังเกตได้จากผลของการลดลงของค่าซีโอดีที่เกิดขึ้นตลอดชั้นความสูงของตัวกลางในถังปฏิกรณ์

โครงการวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านน้ำ

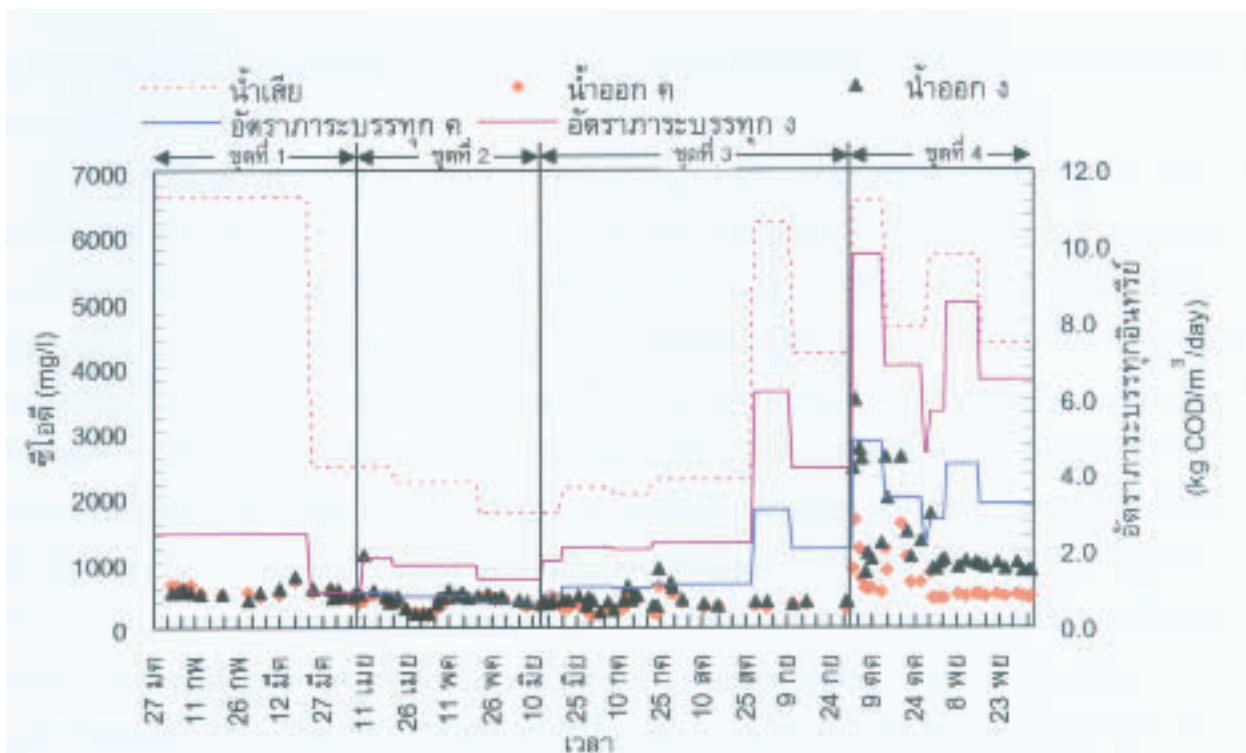
สามารถแสดงผลการย่อยสลายค่าซีโอดีที่อัตราภาระบรทุกอินทรีย์ต่างๆ ของถังปฏิกรณ์ ค และ ง ตลอดทั้ง 4 ชุดการทดลองได้ดังรูปที่ 4

ผลการทดลองโดยภาพรวมนับว่าประสิทธิภาพในการทำซีโอดีอยู่ในเกณฑ์สูง ระยะเวลาพักทางชีวศาสตร์อยู่ในช่วง 1.0 ถึง 4.0 วัน เมื่อเทียบกับช่วง 0.5 ถึง 4.4 วัน ที่มีการศึกษากันไว้นับว่าใกล้เคียงกันมาก อย่างไรก็ตาม อัตราภาระบรทุกอินทรีย์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้คือ 0.93 ถึง 9.77 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตร-วัน ยังคงมีค่าต่ำกว่างานวิจัยอื่นๆ ที่ใช้ในช่วง 3 ถึง 15 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตร-วัน เล็กน้อย ทั้งนี้ เนื่องจากน้ำเสียจากสะพานปลาที่เก็บมามีค่าซีโอดีต่ำกว่าน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองอื่นๆ ซึ่งบางครั้งสูงกว่า 100,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้ที่ระยะเวลาพักทางชีวศาสตร์เดียวกัน อัตราภาระบรทุกอินทรีย์ของการศึกษาครั้งนี้จึงต่ำกว่า

3. การออกแบบรายละเอียดทางวิศวกรรมของระบบถังกรองไร้อากาศ

3.1 น้ำเสียจากเรือนจำ

ผลการศึกษาของน้ำเสียจากเรือนจำทั้งหมดที่ได้มีการแปรเปลี่ยนระยะเวลากักพักทางชีวศาสตร์ในช่วง 8 ชั่วโมงจนถึง 2 วัน ซึ่งคิดเป็นอัตราภาระบรทุกอินทรีย์เฉลี่ย เท่ากับ 0.20-1.57 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน พบว่าระยะเวลากักพักทางชีวศาสตร์ 12 ชั่วโมง หรือเทียบเป็นอัตราภาระบรทุกอินทรีย์เฉลี่ยสูงกว่า 0.9 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน มีความเหมาะสมในการนำไปใช้เป็นเกณฑ์ในการออกแบบสำหรับน้ำเสียจากเรือนจำ โดยกำหนดให้ระบบบำบัดสามารถรองรับน้ำเสียได้ 300 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งเป็นอัตราการเกิดน้ำเสียของเรือนจำที่ได้จากการเก็บตัวอย่าง สามารถเทียบเท่าได้กับจำนวนนักโทษในเรือนจำประมาณ 1,200-1,500 คน



รูปที่ 4 ซีโอดีและภาระบรทุกอินทรีย์ของถังกรองไร้อากาศที่รองรับน้ำเสียจากสะพานปลา

และได้ทำการออกแบบเป็น 2 รูปแบบ ได้แก่ แบบแรกคือแบบที่มีโครงสร้างเป็นคอนกรีตเสริมเหล็กเพื่อประหยัดพื้นที่ก่อสร้างซึ่งจะมีความเหมาะสมสำหรับเรือนจำที่มีพื้นที่จำกัด ขนาดของพื้นที่ที่ต้องการสำหรับถังกรองไร้อากาศที่ออกแบบคือ 6.50x24.85 ตารางเมตร ซึ่งเป็นขนาดที่ดำเนินการก่อสร้างได้ในพื้นที่ว่างที่ทางเรือนจำปทุมธานีมีอยู่งบประมาณสำหรับถังกรองไร้อากาศที่วิศวกรโยธาได้ประเมินไว้คือ 4,670,761 บาท ส่วนแบบที่สองเป็นแบบที่ใช้บ่อดิน ซึ่งจะมีความเหมาะสมกับเรือนจำที่มีพื้นที่มากพอเพื่อเป็นการประหยัดค่าก่อสร้างโดยต้องการพื้นที่ขนาด 6.0x131.0 ตารางเมตร ซึ่งจะเสียค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างตามราคาประเมินเท่ากับ 2,470,945 บาท ซึ่งต่ำกว่าถึงคอนกรีตเสริมเหล็กประมาณร้อยละ 50

3.2 น้ำเสียจากสะพานปลา

ผลการศึกษาของน้ำเสียจากสะพานปลาที่ได้มีการแปรเปลี่ยนระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ในช่วง 1 วัน ถึง 4 วัน ซึ่งคิดเป็นอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เฉลี่ย เท่ากับ 1.70-7.17 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน พบว่า ชีโอดีต่ำสุดในน้ำที่ผ่านการบำบัดจากถังกรองไร้อากาศมีค่าอยู่ในช่วง 300-400 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ 3 วัน หรือเทียบเป็นอัตราภาระบรรทุกอินทรีย์เฉลี่ย 2 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลาง-วัน มีความเหมาะสมในการนำไปใช้เป็นค่ากำหนดในการออกแบบสำหรับน้ำเสียจากสะพานปลา เพราะจะทำให้เสียค่าใช้จ่ายของระบบชีวภาพแบบใช้อากาศที่ตามมาต่ำที่สุด นอกจากนี้ยังเป็นการเพื่อความปลอดภัยในแง่ของ

ตารางที่ 3 การเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายประสิทธิผลของระบบบำบัดน้ำเสียถังกรองไร้อากาศที่ออกแบบ

รายละเอียด	หน่วย	น้ำเสียเรือนจำ		น้ำเสียสะพานปลา
		คอนกรีต	บ่อดิน	
ปริมาณน้ำเสีย	ลบ.ม./วัน	300		200
ชีโอดีน้ำเสีย	มก./ล	300		6,000
ชีโอดีน้ำออก	มก./ล	105		480
ประสิทธิภาพ	ร้อยละ	65		92
ขนาดพื้นที่	กว้าง (ม)	6.50	6.00	21.50
	ยาว (ม)	24.85	131.00	24.00
งบประมาณ	บาท	4,670,761	2,470,945	15,493,965
ชีโอดีที่กำจัด	กก./วัน	59		1,104
สัดส่วนราคา	-	1.00	0.53	3.32
สัดส่วนชีโอดีที่กำจัด	-	1.00	1.00	18.87

หมายเหตุ : สัดส่วนชีโอดีที่กำจัด เทียบจากอัตราส่วนของชีโอดีที่ลดลงระหว่างน้ำเสียจากเรือนจำและน้ำเสียจากสะพานปลา

การใช้งานจริง เพราะน้ำเสียจากกิจกรรมต่างๆ ของตลาดกลางสัตว์น้ำเกิดขึ้นในช่วงเช้าเท่านั้น ทำให้รูปแบบการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบถึงกรองไร้อากาศมีความผันแปรสูงมาก เมื่อเทียบกับในการทดลองที่ใช้การป้อนน้ำเสียด้วยอัตราที่สม่ำเสมอ ซึ่งหากใช้ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ที่สั้นเกินไป อาจนำไปสู่การไหลลัดวงจรได้ จึงได้กำหนดให้ระบบบำบัดสามารถรองรับน้ำเสียได้ 200 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งเป็นอัตราการเกิดน้ำเสียของตลาดกลางสินค้าสัตว์น้ำที่ได้จากการเก็บตัวอย่าง สามารถเทียบเท่ากับปริมาณสัตว์น้ำที่ขึ้นท่าสะพานปลาจำนวน 640 ตันต่อวัน ชนิดของถังปฏิกรณ์ที่เลือกใช้คือ คอนกรีตเสริมเหล็กเนื่องจากปริมาตรกักน้ำมาก หากใช้บ่อดินจะสิ้นเปลืองเนื้อที่มาก โดยขนาดของถังกรองไร้อากาศคือ (21.50x24.00) ตารางเมตร ซึ่งสามารถจัดวางพื้นที่ว่างที่สะพานปลาได้จัดเตรียมไว้สำหรับก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสีย โดยจะเสียค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบถึงกรองไร้อากาศตามราคาประเมิน ณ ปัจจุบัน (พ.ศ. 2548) เท่ากับ 15,493,965 บาท ซึ่งเมื่อพิจารณาถึงสัดส่วนราคาและสัดส่วนซีโอดีที่ถูกกำจัดแล้ว จะเห็นได้ว่าน้ำเสียจากสะพานปลามีค่าใช้จ่ายประสิทธิผล (cost effective) ดีกว่าน้ำเสียจากเรือนจำ ดังแสดงผลในตารางที่ 3

สรุปผลและข้อเสนอแนะ ►

จากการทดสอบการบำบัดน้ำเสีย 2 ประเภทคือน้ำเสียจากเรือนจำซึ่งเป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน และน้ำเสียจากสะพานปลา ซึ่งเป็นตัวแทนของน้ำเสียจากกิจกรรมเฉพาะประเภท โดยทดสอบระบบบำบัดน้ำเสียแบบถึงกรองไร้อากาศที่ใช้ตัวกลางพลาสติกเป็นวัสดุให้จุลินทรีย์เกาะโดยการแปรเปลี่ยน

ค่าเวลากักพักทางชลศาสตร์เพื่อทดสอบหาค่าระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ที่เหมาะสมที่สุดในการนำไปใช้เป็นเกณฑ์ในการออกแบบรายละเอียดทางวิศวกรรมของระบบถึงกรองไร้อากาศที่สามารถนำไปใช้ได้ในพื้นที่จริง ได้ผลการศึกษาซึ่งสามารถสรุปได้ดังนี้

1. น้ำเสียทั้งจากเรือนจำและสะพานปลามีอัตราส่วนของบีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสเพียงพอต่อการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไร้อากาศ

2. ภายใต้สภาวะที่ศึกษา พบว่าสมรรถนะของถังกรองไร้อากาศในการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์จะถูกกำหนดโดยระยะเวลาพักทางชลศาสตร์เป็นสำคัญ เนื่องจากอัตราการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้อากาศใช้เวลานานโดยเฉพาะในกรณีที่สารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า หากมีเวลาสัมผัสไม่เพียงพอ จุลชีพจะไม่ย่อยสลายได้ทัน โดยค่าที่เหมาะสมคือ

2.1 สำหรับน้ำเสียจากเรือนจำ ระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ที่เหมาะสมคือ 12 ชั่วโมง ซึ่งคิดเป็นอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เฉลี่ยเท่ากับ 0.9 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลางต่อวัน

2.2 สำหรับน้ำเสียจากสะพานปลา ระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ที่เหมาะสมคือ 3 วัน ซึ่งคิดเป็นอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เฉลี่ยเท่ากับ 1.94 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตรตัวกลางต่อวัน

ค่าที่ได้จากการทดลองในห้องปฏิบัติการสามารถนำมาออกแบบรายละเอียดทางวิศวกรรมของระบบถึงกรองไร้อากาศได้ดังนี้

- สำหรับน้ำเสียจากเรือนจำ สามารถรองรับน้ำเสียได้ 300 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน เทียบเท่ากับปริมาณนักท่องเที่ยวในเรือนจำ 1,200-1,500 คน มี 2 รูปแบบคือ

ก. ระบบถังกรองไร้อากาศที่มีโครงสร้างเป็นคอนกรีตเสริมเหล็ก ใช้พื้นที่ประมาณ 6.50x24.85 ตารางเมตร และมีราคาค่าก่อสร้างที่ประเมินเท่ากับ 4,670,761 บาท

ข. ระบบถังกรองไร้อากาศที่มีโครงสร้างเป็นบ่อดิน ใช้พื้นที่ประมาณ 6.00x131.00 ตารางเมตร และมีราคาค่าก่อสร้างที่ประเมินเท่ากับ 2,470,945 บาท

- สำหรับน้ำเสียจากสะพานปลา สามารถรองรับน้ำเสียได้วันละ 200 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน เทียบเท่ากับการนำสัตว์น้ำขึ้นทำที่สะพานปลาประมาณ 640 ตันต่อวัน จะใช้พื้นที่ 21.50x24.00 ตารางเมตร และมีราคาค่าก่อสร้างที่ประเมินเท่ากับ 15,493,965 บาท

กิตติกรรมประกาศ ▶

งานวิจัยครั้งนี้ได้รับการสนับสนุนจากศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม คณะผู้วิจัยขอขอบคุณสำหรับทุนวิจัย ภายใต้โครงการวิจัยและพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบติดกับที่สำหรับชุมชนขนาดเล็ก

เอกสารอ้างอิง ▶

(1) รุ่งโรจน์ ลีลาเมธิกุล. 2540. การใช้กระบวนการถังกรองไร้อากาศป้อนยอนน้ำขึ้นแบบมีตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.

- (2) Berg, V.D., Kennedy, L. and Samson, R. 1985. Anaerobic Downflow Fixed Film Reactor: Performance under Steady State and Non-steady State Conditions. *Water Science and Technology*, 17(1), 89-102.
- (3) Guerrero, L. Omil, F. Mendez, R. and Lema, J. M. 1997. Treatment of saline wastewaters from fish meal factories in an anaerobic filter under extreme ammonia concentration, *Bioresource Technology*, 61, 69-78.
- (4) Inamori, Y., Sudo, R. and Goda, T. 1986. Domestic Sewage Treatment Using an Anaerobic Biofilter with an Aerobic Biofilter. *Water Science and Technology*, 18, 209-216.
- (5) Kobayashi, H. A., Stenstrom, M. K. and Mah, R. A. 1978. Treatment of Low Strength Domestic Wastewater Using the Anaerobic Filter, *Water Research*, 17(8), 903-909.
- (6) Mendez, R., Omil, F., Soto, M. and Lema, J. M. 1992. Pilot plant studies on the anaerobic treatment of different wastewater from a fish canning factory. *Water Science and Technology*, 25(1), 37-44.





โครงการวิจัยและพัฒนา เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านอากาศ



การศึกษาสภาพการคงตัว (Stability Classes) ของบรรยากาศ เพื่อประยุกต์ใช้ในแบบจำลองมลพิษทางอากาศสำหรับพื้นที่บริเวณ โรงไฟฟ้าบางปะกง

A Study of Stability Classes for Air Pollution Modeling Application to Bangpakong Power Plant Area

วีระเทพ กัรติธาดานิชย์⁽¹⁾ ทักษิรัตน์ การิเวทย์⁽¹⁾ ศิริพงษ์ สุขทวี⁽¹⁾ และนิรัน เปี่ยมโย⁽¹⁾

Weratep Geeratithadaniyom, Hatairatana Garewait, Sirapong Sooktawee and Nirun Piamyai

บทคัดย่อ

การศึกษาวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาสภาพการคงตัวของบรรยากาศและจัดทำตารางแสดงการแบ่งช่วงสภาพการคงตัว (Stability Classes) ของบรรยากาศเพื่อใช้สำหรับพื้นที่ศึกษาเพื่อประยุกต์ใช้ในแบบจำลองมลพิษทางอากาศในเขตอุตสาหกรรม โดยใช้แบบจำลอง ISCST3 จากการศึกษาสภาพการคงตัวในบรรยากาศ ระยะเวลา 3 ปี (2542-2544) พบว่า สภาพการคงตัวในบรรยากาศเป็นตัวแปรสำคัญสำหรับการใช้แบบจำลองมลพิษทางอากาศ Industrial Source Complex (ISCST3) ที่ทำให้ค่าความเข้มข้นของสารมลพิษเปลี่ยนแปลงผลจากการศึกษาข้อมูลอุตุนิยมวิทยาที่ระดับความสูง 100 เมตร ณ สถานีจุดจตุกร กรมควบคุมมลพิษระหว่างปี พ.ศ. 2542-2544 จะเห็นว่า เปอร์เซ็นต์ความถี่ในการเกิดสภาพการคงตัวสูงที่สุดเรียงลำดับจากมากไปหาน้อย มีดังนี้ E D และ A เกิด 40.43 % 24.43 % และ 19.08 % ตามลำดับ จากการศึกษาข้อมูลอุตุนิยมวิทยา ณ สถานีเดียวกันในปี พ.ศ. 2543 จะเห็นว่า เปอร์เซ็นต์ความถี่ในการเกิดสภาพการคงตัวเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับข้อมูล 3 ปี คือ E D และ A เกิด 42.4 % 21.0 % และ 16.9 % ตามลำดับ ดังนั้นจึงนำข้อมูลอุตุนิยมวิทยาปี พ.ศ. 2543 ระยะเวลา 1 ปี และเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2547 ระยะเวลา 1 เดือน ซึ่งเป็นช่วงระยะเวลาของการตรวจวัดคุณภาพอากาศ ณ บริเวณโรงไฟฟ้าบางปะกง เป็นตัวแทนในการศึกษาเปอร์เซ็นต์ความถี่ของการเกิดสภาพการคงตัวของทั้ง 4 ประเภท ได้แก่ 1) ค่าที่ได้จากการตรวจวัดจริง ณ สถานีจุดจตุกร กรมควบคุมมลพิษ 2) ค่า Monin-Obukhov Length จากแบบจำลอง AERMET 3) ค่าที่ได้จากแบบจำลอง PCRAMMET ที่ใช้ตารางแบบ Pasquill และ 4) ค่าที่ได้จากแบบจำลอง PCRAMMET ที่ใช้ตารางจากการศึกษาในครั้งนี้ และจากการศึกษาพบว่าค่าที่ได้จากตารางการศึกษาในครั้งนี้มีค่าเปอร์เซ็นต์ความถี่ในการเกิดสภาพการคงตัวใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากการตรวจวัด นอกจากนี้เมื่อนำไปใช้ในแบบจำลอง ISCST3 เพื่อประเมินค่าความเข้มข้นของสารมลพิษ พบว่าผลที่ได้จากแบบจำลองมลพิษทางอากาศมีค่าใกล้เคียงกับค่าการตรวจวัดจริงในพื้นที่ศึกษามากยิ่งขึ้น

คำสำคัญ : สภาพการคงตัว มลพิษทางอากาศ การแพร่กระจาย แบบจำลอง

(1) ส่วนวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีด้านอากาศ

E-mail : sirapong_s@yahoo.com

Abstract

The purposes of this study is studying of stability class and make the table of stability classes for the study area and apply to the air pollution model in the industrial area by using ISCST3 model. The 3 years (1999-2001) data was studied and analyzed by sensitivity analysis and met that stability class of the atmosphere is important variable for using dispersion model (ISCST3) and it is strength variable for concentration level changing that predicted by ISCST3. The result of data analysis from meteorology data and the altitude is 100 meter at Chatujuk station between 1999-2001 met frequency percent of stability class have as following E, D and A be happen 40.43 %, 24.43 % and 19.08 % ,consequently and analysis of data in 2000 met that frequency percent of stability class occurrence happens in same direction with 3 years data, be E, D and A , be happen 42.4 %, 21.0 % and 16.9 % consequently. Thus meteorology data in 2000 and August 2004 which this period has monitoring at Bangpakong Power plant area. The data was used for study the stability class occurrence that have 4 kinds which are 1) the value from vertical temperature lapse rate at Chatujuk station 2) Monin-Obukhov Length from the AERMET model 3) the value from PCRAMMET that use Pasquill criteria and 4) the value from this study. The result from the study met that the value from table of this study has percent of frequency in same way as the value that from the measure, besides when apply with the ISCST3 model for evaluate concentration of pollutant and met that the value from ISCST3 are similar to the measure value in the study area.

Keywords : stability class, air pollution, dispersion, model

คำนำ ►

การประเมินผลกระทบสิ่งแวดล้อมทางด้านอากาศโดยส่วนใหญ่ได้ใช้การประเมินผลด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์หรือที่เรียกว่าแบบจำลองมลพิษทางอากาศ โดยอาศัยการคำนวณของ The steady-state Gaussian plume equation ซึ่งเป็นการคำนวณโดย สมมติให้ตัวแปรทุกอย่างคงที่ ในช่วงเวลาการคำนวณหนึ่งๆ เพื่อหาค่าความเข้มข้นรายชั่วโมงในแนวทิศทางตามลมและแนวทิศตั้งฉากกับลม ณ ตำแหน่งของผู้รับสารมลพิษ โดยไม่ได้คำนึงถึงคุณสมบัติทางด้านเคมี ว่าสารมลพิษชนิดนั้นจะทำปฏิกิริยาเคมีกับก๊าซชนิดอื่นๆ ในบรรยากาศกันหรือไม่ ซึ่งโดยทั่วไปจะประกอบด้วยข้อมูลพื้นฐานที่สำคัญอยู่ 2 ส่วน คือ ข้อมูลจากแหล่งกำเนิด และข้อมูลจากสภาพอุตุนิยมวิทยา ในส่วนของสภาพอุตุนิยมวิทยาในแบบจำลองมลพิษทางอากาศที่ใช้อยู่ในปัจจุบัน ส่วนใหญ่จะถูกตั้งค่าสภาพการคงตัว (Stability Classes) ในบรรยากาศของต่างประเทศไว้แล้ว โดยประเมินตามตารางการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศของ Pasquill-Gifford ซึ่งตารางนี้ได้จากการศึกษาสภาพการคงตัวของบรรยากาศในประเทศอังกฤษ แต่เนื่องจากสภาพอุตุนิยมวิทยาของประเทศไทยที่แตกต่างกับต่างประเทศ ย่อมมีผลต่อสภาพการคงตัวของบรรยากาศที่แตกต่างกันส่งผลให้การกระจายตัวของสารมลพิษก็แตกต่างกันไปด้วย ดังนั้นการนำแบบจำลองจากต่างประเทศไปใช้โดยตรงก็จะทำให้ผลที่ได้เป็นสภาพการคงตัวของบรรยากาศที่อาจจะไม่เหมาะสมสำหรับประเทศไทย

จึงได้มีการศึกษาสภาพการคงตัว (Stability classes) ของบรรยากาศที่เหมาะสม เพื่อประยุกต์ใช้ในแบบจำลองมลพิษทางอากาศในเขตอุตสาหกรรม เพื่อให้ค่าความเข้มข้นของสารมลพิษที่ประเมินได้จากแบบจำลองมลพิษทางอากาศมีความถูกต้องและเหมาะสมกับสภาพความเป็นจริงมากยิ่งขึ้น

วิธีการ ►

1. การจัดทำตารางแสดงการแบ่งช่วงสภาพการคงตัว (Stability Classes) ของบรรยากาศสำหรับพื้นที่ศึกษา

ในการจัดทำตารางแสดงการแบ่งช่วงสภาพการคงตัว (Stability Classes) ของบรรยากาศสำหรับพื้นที่ศึกษามีขั้นตอนดังต่อไปนี้

- การหาสภาพการคงตัวในบรรยากาศ

การหาสภาพการคงตัวในบรรยากาศสำหรับการศึกษานี้ได้มาจากข้อมูลอุตุนิยมวิทยารายชั่วโมง ระยะเวลา 3 ปี (2542-2544) จากสถานีตรวจวัดจุดจักรในเขตกรุงเทพมหานครภายใต้การดำเนินงานของกรมควบคุมมลพิษ เป็นข้อมูลอากาศด้านบน ประกอบด้วย ความเร็วลม ทิศทางลม ที่ระดับความสูงของเสาวัด 10, 50 และ 100 เมตร และอุณหภูมิที่ระดับความสูงของเสาวัด 2, 50, 75 และ 100 เมตร และใช้หลักเกณฑ์ในการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศ (Stability Classes) ตามแบบ Pasquill คือ การใช้ความแตกต่างของอุณหภูมิที่ระดับความสูง 100 เมตร ดังแสดงในตารางที่ 1

ตารางที่ 1 ตารางแสดงการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศโดยใช้หลักความแตกต่างของอุณหภูมิ

- การหาตารางการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศ

Stability Classification	Pasquill Category	ความแตกต่างของอุณหภูมิ (°C) ที่ระดับความสูง 100 เมตร
Extremely Unstable	A	<-1.9
Moderately Unstable	B	-1.9 to -1.7
Slightly Unstable	C	-1.7 to -1.5
Neutral	D	-1.5 to -0.5
Slightly Stable	E	-0.5 to 1.5
Moderately Stable	F	1.5 to 4.0
Extremely Stable	G	> 4.0

การแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศสำหรับพื้นที่ศึกษาได้ใช้ข้อมูลอุตุณิยมวิทยา ราย 3 ชั่วโมง ระยะเวลา 3 ปี (2542-2544) จากสถานีตรวจวัดในเขตกรุงเทพมหานคร ในการศึกษานี้จะใช้เกณฑ์ในการแบ่งช่วงของความเร็วม (Wind Speed) ทิศทางลม (Wind Direction) ปริมาณรังสีดวงอาทิตย์ (Solar Radiation) และปริมาณเมฆในท้องฟ้า (Cloud Cover) เช่นเดียวกับตารางแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศแบบ

Pasquill แต่จะเลือกใช้ข้อมูลปริมาณรังสีดวงอาทิตย์ที่ได้จากการตรวจวัดจริงของประเทศไทยมาใช้แทนการหาดำแหน่งที่ตั้ง Latitude Longitude และ Time Zone ของสถานีตรวจวัดอุตุณิยมวิทยาพื้นผิวดระดับความสูง 10 เมตร โดยมีค่านิยามของคำว่า แสงอาทิตย์มาก คือ มีปริมาณรังสีดวงอาทิตย์มากกว่า 598.741 watt/m² แสงอาทิตย์ปานกลาง คือ มีปริมาณรังสีดวงอาทิตย์ระหว่าง 301.464-598.741 watt/m² และแสงอาทิตย์น้อย คือ มีปริมาณรังสีดวงอาทิตย์น้อยกว่า 301.464 watt/m² แล้วนำมาจัดให้อยู่ในรูปแบบของตารางการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศโดยพิจารณาจากความถี่ที่เกิดสภาพการคงตัวนั้นขึ้นโดยใช้ function crosstabs จาก โปรแกรม SPSS

2. การทดสอบความถูกต้องของตารางการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศ

ในการทดสอบความถูกต้องได้ทำการเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของสารมลพิษทางอากาศที่ได้จากแบบจำลองโดยใช้ค่าสภาพการคงตัวแบบต่างๆ เปรียบเทียบกับค่าที่ได้จากการตรวจวัดในบรรยากาศ และการเก็บข้อมูลเพื่อใช้ในการทดสอบตารางการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวของบรรยากาศที่ได้จากการศึกษากับแบบจำลองมลพิษทางอากาศ ประกอบด้วย 3 ส่วนใหญ่ ๆ ดังต่อไปนี้

1. พื้นที่ศึกษา

พื้นที่ศึกษาต้องเป็นพื้นที่ที่มีค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์ในบรรยากาศสูงมากพอที่จะสังเกตการเปลี่ยนแปลงของก๊าซได้ และต้องเป็นแหล่งกำเนิดของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์ที่มีขนาดใหญ่ที่สุดในบริเวณพื้นที่ที่ศึกษานั้นจน

แหล่งกำเนิดอื่นในพื้นที่ศึกษาเดียวกันไม่มีผลกระทบ ดังนั้น จึงเลือกเก็บตัวอย่างคุณภาพอากาศในบรรยากาศ ณ บริเวณโรงไฟฟ้าบางปะกง ซึ่งมีคุณสมบัติใกล้เคียงและเหมาะสมกับเกณฑ์การคัดเลือกพื้นที่ศึกษาดังกล่าวมากที่สุด

สำหรับการหาตำแหน่งจุดตรวจวัดได้อาศัยการใช้แบบจำลอง ISCST3 เป็นตัวกำหนด โดยใช้ข้อมูลด้านแหล่งกำเนิดมลพิษทางอากาศ และข้อมูลด้านอุตุนิยมวิทยา ในระยะเวลา 1 ปี (2546) และเลือกช่วงระยะเวลาที่ศึกษา(ตั้งแต่วันที่ 10-31 สิงหาคม 2547) เท่านั้น ทำให้สามารถประเมินตำแหน่งพิกัดที่คาดว่าจะมีค่าความเข้มข้นของก๊าซสูงสุดได้ จึงได้กำหนดตำแหน่งพิกัดที่จะทำการตรวจวัดคุณภาพอากาศในบรรยากาศบริเวณโรงไฟฟ้าบางปะกง จำนวนทั้งหมด 5 จุดด้วยกัน โดยมีจุดตรวจวัดคุณภาพอากาศในบรรยากาศ จำนวน 4 จุด ตั้งอยู่ในตำบลบางฝั่งซึ่งเป็นตำแหน่งท้ายลมคือ อยู่ทางทิศตะวันออกเฉียงเหนือของโรงไฟฟ้าบางปะกง และอีก 1 จุด ตั้งอยู่ในตำบลท่าข้ามซึ่งเป็นตำแหน่งต้นลม คือ อยู่ทางทิศตะวันตกเฉียงใต้ของโรงไฟฟ้าบางปะกง

2. ข้อมูลด้านอุตุนิยมวิทยาและข้อมูลคุณภาพอากาศในบรรยากาศ

ข้อมูลอุตุนิยมวิทยาได้ใช้ข้อมูลจากสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศเคลื่อนที่ของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม ณ บริเวณรอบ ๆ โรงไฟฟ้าบางปะกง ที่ระดับความสูงของเสาวัด 10 เมตร ได้แก่ ความเร็วลม ทิศทางลม อุณหภูมิ และ Solar radiation มาศึกษาและข้อมูลคุณภาพอากาศในบรรยากาศรายชั่วโมงแบบต่อเนื่อง จำนวน 5 สถานี ระยะเวลาประมาณ 1 เดือน (ตั้งแต่วันที่ 10-31

สิงหาคม 2547) จากสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศเคลื่อนที่ของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม ณ บริเวณรอบ ๆ โรงไฟฟ้าบางปะกง จำนวน 4 สถานี ได้แก่ NO_2 , NO , NO_x และ SO_2 เพื่อใช้ทดสอบความถูกต้องของแบบจำลอง ISCST3 ระหว่างการนำตารางการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศของ Pasquill กับผลจากการศึกษานี้มาใช้ แต่เนื่องจากผลการตรวจวัดของก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ในบรรยากาศมีค่าค่อนข้างต่ำและคงที่ จึงไม่สามารถนำมาใช้ทดสอบหาความถูกต้องของแบบจำลอง ISCST3 ได้ ดังนั้น ในการศึกษาครั้งนี้ จะไม่นำผลการตรวจวัดของก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์มาศึกษาด้วย

3. ข้อมูลแหล่งกำเนิดมลพิษทางอากาศแบ่งเป็น 3 แหล่งกำเนิด คือ

- แหล่งกำเนิดเฉพาะตำแหน่ง (Point Source) ได้แก่ โรงไฟฟ้าบางปะกง ซึ่งให้ข้อมูลวิเคราะห์ข้อมูลในการตรวจวัดของ Continuous Emission Monitoring System (CEMS) ตำแหน่งพิกัดที่ตั้งของโรงงาน อัตราการปล่อยมลพิษ ความสูงของปล่อง อุณหภูมิของปล่อง ความเร็วของปล่อง และขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของปล่อง เป็นต้น

- แหล่งกำเนิดแบบเคลื่อนที่ (Line Source) ได้แก่ ปริมาณรถบนถนน ซึ่งได้ข้อมูลสรุปปริมาณการจราจรเฉลี่ย คันต่อวัน บนทางหลวงในเขตกรุงเทพและปริมณฑล จากกรมทางหลวง ปี พ.ศ. 2546 บนถนนสายหลักบริเวณโรงไฟฟ้าบางปะกง จำนวน 3 สาย ได้แก่ ทางหลวงสาย 34 สาย 314 และสาย 7 แบ่งประเภทของรถออกเป็น 4 ประเภท คือ รถยนต์ รถบรรทุกเล็ก รถบรรทุกใหญ่ และจักรยานยนต์

• แหล่งกำเนิดแบบพื้นที่ (Area Source) ได้แก่ การปล่อยสารมลพิษจากแหล่งที่ฟักอาศัย ได้ ข้อมูลจากรายงานฉบับสมบูรณ์ การปรับปรุงฐาน ข้อมูลแหล่งกำเนิดมลพิษทางอากาศและประเมิน ผลกระทบต่อคุณภาพอากาศในเขตกรุงเทพมหานคร และปริมณฑล ปี พ.ศ. 2543 ของกรมควบคุมมลพิษ

3. การศึกษา Sensitivity

การนำข้อมูลอุณหภูมิมายาศึกษา Sensitivity Analysis เพื่อต้องการทราบว่า ตัวแปรใด เป็นตัวแปรสำคัญที่ทำให้ค่าความเข้มข้นเปลี่ยนแปลง มากที่สุด วิธีการก็คือใช้ข้อมูลอุณหภูมิมายาศึกษาที่ใช้ใน การนำเข้าแบบจำลอง ISCST3 จำนวน 6 ตัวแปร ได้แก่ Flow Vector, Wind Speed, Temperature, Stability Classes, Rural Mixing Height และ Urban Mixing Height โดยแบ่งออกเป็น 6 กรณี ในแต่ละกรณีจะมี 6 ตัวแปรเช่นกัน ซึ่งในแต่ละ กรณีจะมีอยู่ตัวแปรเดียวเท่านั้นที่มีการเปลี่ยนแปลง

ของค่าอยู่ 7 ระดับด้วยกัน ส่วนอีก 5 ตัวแปรที่เหลือ จะถูกควบคุมให้มีค่าคงที่เพียงค่าเดียวเท่านั้นจาก นั้นจึงนำค่าตัวแปรที่ได้ในแต่ละชุดของแต่ละกรณี นำเข้าในแบบจำลอง ISCST3 เพื่อพิจารณาการ เปลี่ยนแปลงค่าความเข้มข้นที่ได้จากแบบจำลอง

ผลการศึกษาและวิจารณ์ ►

การศึกษา Sensitivity พบว่าสภาพการคงตัว ในบรรยากาศเป็นตัวแปรสำคัญที่ทำให้ค่าความ เข้มข้นจากแบบจำลอง ISCST3 เปลี่ยนแปลง และ ผลจากการศึกษาข้อมูลอุณหภูมิมายาศึกษาที่ระดับความสูง 100 เมตร ณ สถานีจุดจักร กรมควบคุมมลพิษ ระหว่างปี พ.ศ. 2542-2544 จะเห็นว่า เปอร์เซ็นต์ ความถี่ในการเกิดสภาพการคงตัว เรียงลำดับจาก มากไปหาน้อย มีดังนี้ E D และ A เกิด 40.43 % 24.43 % และ 19.08 % ตามลำดับ และนำมา วิเคราะห์สรุปผลได้สภาพการคงตัวในบรรยากาศ สำหรับการศึกษาดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 การแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศที่ได้จากการศึกษา

ความเร็วลมเฉลี่ย (เมตร/วินาที) ที่ความสูง 10 เมตร	ช่วงเวลา				
	กลางวัน (มีแสงอาทิตย์)			กลางคืน (ปริมาณเมฆในท้องฟ้า)	
	มาก	ปานกลาง	น้อย	มากกว่าครึ่ง	น้อยกว่าครึ่ง
<2	A	A	D	E	E
2-3	A	A	D	E	E
3-4	A	A	D	E	E
4-6	A	A	D	E	D
>6	A	A	D	D	D

จากการนำข้อมูลอุตุนิมวิทยาปี พ.ศ. 2543 เป็นตัวแทนในการศึกษาเปอร์เซ็นต์ความถี่ของการเกิดสภาพการคงตัวของทั้ง 4 ประเภท ได้แก่ 1) ค่าที่ได้จากการคำนวณหาอัตราการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิตามระดับความสูง ณ สถานีจตุจักร กรมควบคุมมลพิษ 2) ค่า Monin-Obukhov Length จากแบบจำลอง AERMET 3) ค่าที่ได้จากแบบจำลอง

PCRAMMET ที่ใช้ตารางแบบ Pasquill และ 4) ค่าที่ได้จากแบบจำลอง PCRAMMET ที่ใช้ตารางจากการศึกษาในครั้งนี้ พบว่าค่าที่ได้จากแบบจำลอง PCRAMMET ที่ใช้ตารางจากการศึกษานี้มีค่าเปอร์เซ็นต์ความถี่ในการเกิดสภาพการคงตัวใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากการคำนวณหาจากอัตราการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิ ดังแสดงในตารางที่ 3

ตารางที่ 3 เปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์ความถี่ของการเกิดสภาพการคงตัวในบรรยากาศของทั้ง 4 ประเภท ในปี พ.ศ. 2543

Stability Class	สถานีจตุจักร (PCD)		Monin-Obukhov		Pasquill		จากการศึกษานี้	
	Count	%	Count	%	Count	%	Count	%
A	1127	25.3	321	72	52	1.2	1901	42.6
B	208	4.7	1861	41.7	506	11.3	-	-
C	229	5.1	511	11.5	1113	24.9	-	-
D	1201	26.9	26	0.6	1383	31.0	592	13.3
E	1518	34.0	416	9.3	558	12.5	1969	44.1
F	177	4.0	1151	25.8	656	14.7	-	-
G	2	0.0	176	3.9	194	4.3	-	-

นอกจากนี้ในการศึกษาได้ใช้ข้อมูลอุตุนิมวิทยาในเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2547 ซึ่งเป็นช่วงระยะเวลาของการติดตามตรวจวัดคุณภาพอากาศ ณ บริเวณโรงไฟฟ้าบางปะกง เป็นอีกหนึ่งตัวแทนในการศึกษาเปอร์เซ็นต์ความถี่ของการเกิดสภาพการคงตัว โดยไม่ได้นำค่าที่ได้จาก Monin-Obukhov Length ที่ได้จากแบบจำลอง AERMET มาใช้ เนื่องจากสัดส่วนจำนวนข้อมูลมีจำนวนน้อยจึงไม่สามารถนำ ค่า Monin-Obukhov Length มาพิจารณาได้ และสัดส่วนจำนวนข้อมูลการเกิดสภาพการคงตัวในเวลากลางวันกับกลางคืนที่นำมา

ศึกษาใกล้เคียงกัน คือ 40.10 % และ 59.90 % ตามลำดับ

ดังนั้นได้นำข้อมูลอุตุนิมวิทยาในเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2547 มาศึกษาเปอร์เซ็นต์ความถี่ของการเกิดสภาพการคงตัวของทั้ง 3 ประเภท ได้แก่ 1) ค่าที่ได้จากการคำนวณหาอัตราการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิตามระดับความสูง 2) ค่าที่ได้จากแบบจำลอง PCRAMMET ที่ใช้ตารางแบบ Pasquill และ 3) ค่าที่ได้จากแบบจำลอง PCRAMMET ที่ใช้ตารางจากการศึกษานี้ ได้ผลดังแสดงในตารางที่ 4

ตารางที่ 4 เปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์ความถี่ของการเกิดสภาพการคงตัวในบรรยากาศของทั้ง 3 ประเภทในเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2547

Stability Class	สถานีจุจักร (PCD)		Pasquill		Thai	
	Count	%	Count	%	Count	%
A	39	9.5	11	2.7	128	31.1
B	21	5.1	100	24.3	-	-
C	24	5.8	45	10.9	-	-
D	187	45.5	35	8.5	37	9.0
E	140	34.1	84	20.4	246	59.9
F	-	-	134	32.6	-	-
G	-	-	2	0.5	-	-

นอกจากนี้ค่าสภาพการคงตัวที่ได้จากการใช้ตารางจากการศึกษานี้และ Pasquill ได้นำไปใช้เป็นข้อมูลในการประเมินค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์เฉลี่ย 1 ชั่วโมง ด้วยแบบจำลอง ISCST3 ในช่วงเวลาดังกล่าวได้ผลแสดงดังตารางที่ 5 และรูปที่ 1 แสดงตัวอย่างค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์ที่ได้จากแบบจำลอง ISCST3 จากสภาพการคงตัวทั้งสองแบบ

สรุปผลและข้อเสนอแนะ ►

1. การศึกษา Sensivity Analysis พบว่า ข้อมูลอุตุนิยมวิทยาที่สำคัญในการนำเข้าแบบจำลอง ISCST3 แล้วทำให้ค่าความเข้มข้นเปลี่ยนแปลง คือ สภาพการคงตัวของบรรยากาศ (Stability Classes) รองลงมา คือ Wind Speed, Mixing Height, Flow Vector, Temperature ตามลำดับ

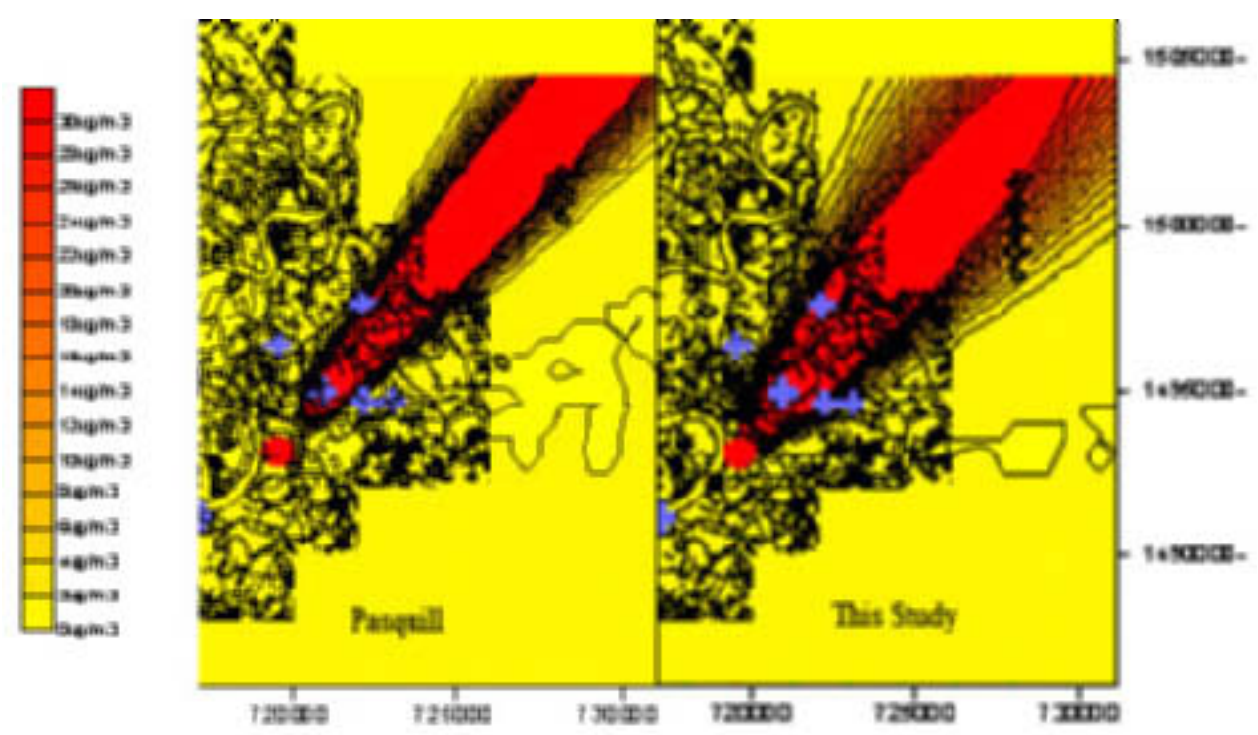
2. Stability Classes ที่เป็น Stable จะให้ค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์สูงกว่า Unstable ตามลำดับ ดังนั้น สามารถจัดเรียงลำดับค่าความเข้มข้นจากมากไปหาน้อยได้ ดังนี้ G คือ Extremely Stable, F คือ Moderately Stable, E คือ Slightly Stable, D คือ Neutral, C คือ Slightly Unstable, B คือ Moderately Unstable และ A คือ Extremely Unstable

3. สภาพการคงตัวในบรรยากาศจากการศึกษาครั้งนี้ จะเกิด Stability classes เป็น E, D, A เป็นส่วนใหญ่ โดยจะเกิด E สูงเฉพาะในช่วงเวลากลางคืน จะเกิด D สูงเฉพาะในช่วงเวลาเช้ากับเย็น และจะเกิด A สูงเฉพาะในช่วงเวลาที่เย็นวันเท่านั้น

4. ค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์จากแบบจำลอง ISCST3 ที่ใช้ตารางไม่เหมือนกันจะได้ค่าที่แตกต่างกัน เนื่องจากการนำเข้าข้อมูล Stability Classes ที่แตกต่างกัน ส่วนที่

ตารางที่ 5 แสดงการเปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์ความผิดพลาดของการใช้ตารางจากการศึกษานี้ กับ Pasquill

สถานี	ค่าเฉลี่ยจากการตรวจวัด (ug/m ³)	ค่าเฉลี่ยจากการใช้ตารางจากการศึกษานี้ (ug/m ³)	ค่าเฉลี่ยจากการใช้ตารางของ Pasquill (ug/m ³)	เปอร์เซ็นต์ความผิดพลาดโดยการใช้ตารางจากการศึกษานี้ (%)	เปอร์เซ็นต์ความผิดพลาดโดยการใช้ตารางของ Pasquill. (%)
1	29.43	36.98	43.17	25.64	46.67
2	14.70	31.41	37.63	113.71	156.09
3	28.66	29.89	34.65	4.29	20.88
4	20.60	26.79	31.50	30.01	52.87
5	39.42	25.32	29.52	-35.78	-25.11
ค่าเฉลี่ย	26.56	30.08	35.29	13.25	32.87



รูปที่ 1 แสดงผลจากแบบจำลอง ISCST3 ที่ใช้สภาพการคงตัวในบรรยากาศจากตารางของ Pasquill และจากการศึกษานี้

เหลือจะเหมือนกันหมด ได้แก่ Flow Vector, Wind Speed, Wind Direction, Temperature, Rural Mixing Height และ Urban Mixing Height

5. แบบจำลองที่ใช้ตารางของ Pasquill จะให้ค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์ที่สูงกว่าแบบจำลองที่ใช้ตารางจากการศึกษานี้เป็นส่วนใหญ่ เพราะในช่วงเวลากลางวันของตารางจากการศึกษานี้จะมี Stability Classes ที่เป็น A กับ D เท่านั้น ส่วนตารางของ Pasquill ในช่วงเวลากลางวัน จะมี Stability Classes ที่เป็น A, B, C และ D ปะปนกันอยู่ ดังนั้น โอกาสที่จะเกิดค่าความเข้มข้นสูงของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์จากตารางของ Pasquill จึงมีมากกว่าตารางจากการศึกษานี้ ยกเว้น ช่วงเวลาเช้ากับเย็นค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์จากตารางการศึกษานี้จะมีโอกาสสูงกว่าตารางของ Pasquill ซึ่งถือว่าเป็นช่วงเวลาที่สั้นมาก และแม้ว่าในช่วงเวลากลางคืนของตารางจากการศึกษานี้จะมีค่า Stability Classes ที่เป็น E มากกว่า แต่ก็ไม่มี Stability Classes ที่เป็น F เลย จึงทำให้ค่าที่ได้จากตารางของ Pasquill มีค่าสูงกว่าตารางจากการศึกษานี้ ดังนั้น ผลรวมทั้งกลางวันและกลางคืนจากแบบจำลองที่ใช้ตารางการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในบรรยากาศของ Pasquill จึงมีค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนออกไซด์สูงกว่าการใช้ตารางการแบ่งช่วงจากการศึกษานี้

6. ค่าความเข้มข้นจากแบบจำลอง ISCST3 ที่ใช้ตารางการแบ่งช่วงสภาพการคงตัวในการศึกษานี้จะให้ค่าที่ใกล้เคียงกับค่าการตรวจวัดจริงมากยิ่งขึ้น

กิตติกรรมประกาศ ►

ขอขอบคุณอาจารย์เตือนใจ ดุริยจินดาขบาพร ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัย

ขอนแก่น ดร.สุรัตน์ บุญเลิศ คณะวิทยาศาสตร์ทั่วไป จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ดร.วนิสา สุรพิพิธ กรมควบคุมมลพิษ รศ.ดร. วราวุธ เสือดี ดร.หทัยรัตน์ การิเวทย์ และเจ้าหน้าที่ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ช่วยเหลือให้คำปรึกษาและสนับสนุนงานวิจัยด้วยดีตลอดมา

ขอขอบคุณ โรงไฟฟ้าบางปะกง การไฟฟ้าฝ่ายผลิตแห่งประเทศไทย กรมควบคุมมลพิษ กรมอุตุนิยมวิทยา ที่ช่วยอนุเคราะห์ด้านข้อมูล และขอขอบพระคุณโครงการชลประทานชลบุรี องค์การบริหารส่วนตำบลบางผึ้ง ที่ช่วยให้ความอนุเคราะห์ด้านสถานที่ในการติดตั้งสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศ

เอกสารอ้างอิง ►

- (1) กรมควบคุมมลพิษ, 2543, การปรับปรุงฐานข้อมูลแหล่งกำเนิดมลพิษทางอากาศและประเมินผลกระทบต่อคุณภาพอากาศในเขตกรุงเทพมหานครและปริมณฑล เล่มที่ 3, กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, กรุงเทพฯ, หน้า 9.
- (2) The Office of the Federal Register National Archives and Records Administration, 1997, "Title 40 Part 50 to 51", Code of Federal Regulations, U.S. Government Printing Office, Washington.
- (3) EPA, 1985, User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models Volume II Description of Model Algorithms, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.

- (4) EPA, 1998, User's Guide for the Aermod Meteorological Preprocessor (AERMET), U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
- (5) EPA, 1994, Quality assurance handbook for air pollution measurement systems. Vol. I a field guide to environmental quality assurance, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
- (6) Jeremy C., 2002, Air Pollution 2nd, Spon Press, London and New York, pp. 275-278.
- (7) Karl B. S. and Partha R. D., 2000, Atmospheric Dispersion Modeling Compliance Guide, McGraw-Hill, New York, p. 5-4.
- (8) Russell F. L., 2005, EPA AERMET TRAINING, Charlotte, North Carolina.
- (9) Seinfeld J. H., 1985, Atmospheric Chemistry and physics of Air Pollution, John Wiley and Sons, Inc., New York, pp. 509-511.



การประเมินความเข้มข้นของโอโซนบริเวณสถานีตรวจวัดคุณภาพ อากาศมหาวิทยาลัยรามคำแหงโดยใช้วิธี Multiple Linear Regression

Estimation of Ozone Concentration at Ramkhamhaeng University
Air Quality Monitoring Station using Multiple Linear Regression

ศิริพงษ์ สุขทวี⁽¹⁾
Sirapong Sooktawee

บทคัดย่อ

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่ใช้ในการทำนายค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงในบรรยากาศ ณ บริเวณพื้นที่มหาวิทยาลัยรามคำแหง โดยใช้ข้อมูลการตรวจวัดคุณภาพอากาศจากสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศ กรมควบคุมมลพิษ ระหว่างปี พ.ศ. 2540-2545 ซึ่งทำการหาความสัมพันธ์ด้วยวิธี Multiple Linear Regression โดยใช้โปรแกรม SPSS ได้ค่า Correlation = 0.732 โดยมีตัวแปรต่างๆ ได้แก่ ค่าความเข้มข้นของก๊าซโอโซน ก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์เฉลี่ย ความเร็วลมเฉลี่ย อุณหภูมิเฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 10:00 น. ค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงในวันที่ผ่านมา ค่าความเร็วลมเฉลี่ยรายชั่วโมง ที่เวลา 9:00 น. อุณหภูมิเฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 6:00 น. ค่าความเข้มข้นของก๊าซโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 7:00 น. แบบจำลองที่ได้นี้ได้นำไปทดสอบกับข้อมูลการตรวจวัดในช่วงเดือนมกราคมถึงมีนาคม 2546 และผลจากการทำนายค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงของแบบจำลองนั้นมีแนวโน้มไปในทางเดียวกับค่าที่ได้จากการตรวจวัด แต่อย่างไรก็ตามเมื่อค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงขึ้น จะทำให้ค่าความแตกต่างระหว่างค่าที่ได้จากการทำนายและจากการตรวจวัดมีค่ามากขึ้น

คำสำคัญ : โอโซน สมการถดถอย ทำนาย

(1) ส่วนวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีด้านอากาศ
E-mail : sirapong_s@yahoo.com

Abstract

This study has the objective for developing a mathematical model that uses ozone forecasting in the atmosphere at Ramkhamhaeng university area. The ambient air quality monitoring data from the station of Pollution Control Department since 1997 - 2002 was used for seeking relation and mathematical model. The SPSS program and multiple linear regression technique was used and the result of the model give the correlation value equal to 0.732 (F Sig. = 0.031) and auto-correlation test by use the value of Durbin Watson and the value equal to 1.961. The variables of model were hourly average of ozone concentration, nitrogen concentration, wind speed, temperature at 10:00, the maximum concentration of the ozone in previous day, hourly average of wind speed at 9:00, hourly average of temperature at 6:00, hourly average of ozone concentration at 7:00. The model was tested by using data in January - March 2003 and forecasting value of the model has tended to have same way as the observed value; however when the difference value between the value from forecasting and observe are increased more when the ozone concentration has high level.

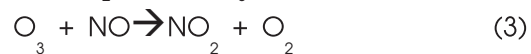
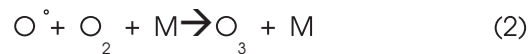
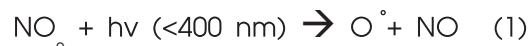
Keywords: ozone , regression , forecast

คำนำ ►

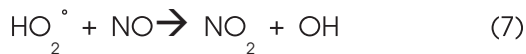
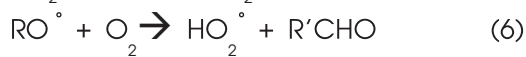
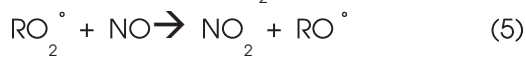
สำหรับสถานการณ์มลพิษทางอากาศในประเทศไทย พบว่าปัญหาของก๊าซโอโซนมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น⁽¹⁾ และบริเวณพื้นที่ทั่วไปในเขตกรุงเทพมหานคร พบว่าก๊าซโอโซนเป็นปัญหาหลักและในบางสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศบริเวณพื้นที่ทั่วไปในเขตกรุงเทพมหานคร พบว่ามีค่าความเข้มข้นเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงเกินกว่า 100 ppb ซึ่งเป็นค่ามาตรฐานคุณภาพอากาศในบรรยากาศของประเทศไทย เป็นครั้งคราว โดยเฉพาะบริเวณมหาวิทยาลัยรามคำแหง^(2, 3, 4, 5) ดังนั้นการติดตามตรวจสอบและศึกษาถึงการเปลี่ยนแปลงค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงในแต่ละวันที่เกิดขึ้นจากข้อมูลคุณภาพอากาศและข้อมูลอุตุนิยมวิทยาที่ผ่านมา เพื่อใช้คาดการณ์ค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงล่วงหน้าสำหรับสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศมหาวิทยาลัยรามคำแหง ตลอดจนหาความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยทางด้านเคมีและอุตุนิยมวิทยาที่ส่งผลต่อค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมง และสหสัมพันธ์ที่ได้จากสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศมหาวิทยาลัยรามคำแหงนั้น เพื่อนำไปประยุกต์ใช้ในการคาดการณ์ค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงล่วงหน้าสำหรับพื้นที่มหาวิทยาลัยรามคำแหงและเป็นแนวทางสำหรับพื้นที่อื่นๆต่อไป เพื่อเป็นประโยชน์และสามารถนำไปใช้เป็นแนวทางในการป้องกันและแก้ไขปัญหาคุณภาพอากาศที่อาจจะเกิดขึ้นในอนาคตต่อไป

เคมีพื้นฐานของโอโซน ►

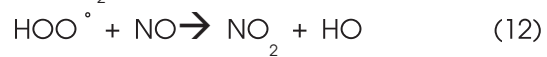
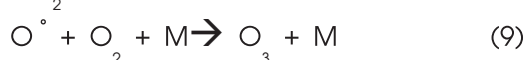
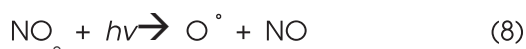
โอโซน (O_3) ในชั้นบรรยากาศระดับล่างเกิดจากปฏิกิริยาแสงของก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์ (NO_2) ที่ได้รับพลังงานจากการแผ่รังสีของดวงอาทิตย์ (Solar Radiation) ที่ความยาวคลื่น 300-400 nm โดยที่ M คือโมเลกุลใด ๆ ที่เข้ามาดูดซับพลังงานที่มากเกินไป (โดยส่วนใหญ่ในบรรยากาศจะเป็น N_2 และ O_2) และ O_3 ที่เกิดขึ้นถูกเปลี่ยนกลับไปเป็นออกซิเจน โดยก๊าซไนตริกออกไซด์ (NO) ดังแสดงรายละเอียดของปฏิกิริยาในสมการที่ 1 ถึง 3



สำหรับในบรรยากาศที่ไม่มีมลพิษอื่นๆ ค่าความเข้มข้นของ O_3 ที่เกิดขึ้นจะไม่เกินความเข้มข้นของ NO_2 ⁽⁶⁾ ส่วนในเขตเมืองหรือเขตอื่นๆ ที่มีการจราจรหนาแน่น ก๊าซมลพิษทางอากาศส่วนใหญ่ คือ ก๊าซไฮโดรคาร์บอนที่เป็นสารอินทรีย์ระเหย (VOCs) ซึ่งประกอบไปด้วยก๊าซนัมมีเทน ไฮโดรคาร์บอน (Nonmethane Hydrocarbons; NMHC) ก๊าซมีเทน (CH_4) และอัลดีไฮด์รวมถึงก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์ (CO) ที่มีคุณลักษณะพฤติกรรมคล้าย VOCs เมื่ออยู่ในชั้นบรรยากาศระดับล่าง (Troposphere)⁽⁶⁾ ทำให้ค่าความเข้มข้นของ O_3 ที่เกิดมากขึ้นเกินกว่าในกรณีที่บรรยากาศไม่มีมลพิษอื่นๆ สืบเนื่องมาจากปฏิกิริยาดังต่อไปนี้



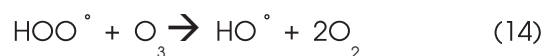
จากปฏิกิริยาลูกโซ่ (Chain Reaction) ข้างต้น จะเห็นได้ว่า VOCs จะถูกออกซิไดซ์ และเปลี่ยนเป็น RO_2° ซึ่งจะทำปฏิกิริยากับ NO ให้ไปเป็น NO_2 ตามปฏิกิริยาที่ 4 และ 5 โดย NO_2 ที่เกิดขึ้นนี้จะกลายเป็นสารตั้งต้นของปฏิกิริยาการเกิดก๊าซโอโซน ในสมการที่ 1 สำหรับ RO° ที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาตามสมการที่ 5 จะทำปฏิกิริยากับ O_2 ดังสมการที่ 6 ได้ HO_2° ซึ่งจะทำปฏิกิริยากับ NO ให้ NO_2 ดังสมการที่ 7 และพบว่าปฏิกิริยานี้ทำให้ปริมาณของ NO ลดลง ส่วนปริมาณของ NO_2 เพิ่มขึ้น ดังนั้นจึงทำให้มีปริมาณ NO ที่จะไปทำปฏิกิริยากับ O ในสมการที่ 3 ลดลงรวมทั้งทำให้ปริมาณ NO_2 ที่เพิ่มขึ้น สารตั้งต้นในการเกิดโอโซนตามปฏิกิริยาที่ 1 เพิ่มขึ้น อีกทั้ง OH° ที่เกิดขึ้นจะทำการออกซิไดซ์ VOCs ตัวอื่นๆ ตามปฏิกิริยาที่ 4 ต่อไป ปฏิกิริยาที่ 4 ถึง 7 แสดงให้เห็นส่วนสำคัญที่ทำให้ปริมาณโอโซนเพิ่มขึ้น ดังนั้นจะเห็นได้ว่าปัจจัยสำคัญที่ทำให้ค่าของโอโซนเพิ่มขึ้นนี้ มาจากปฏิกิริยาในการเปลี่ยน NO กลับไปเป็น NO_2 โดยไม่มีการใช้ O_3 ในการทำปฏิกิริยา โดยที่ปฏิกิริยาของ O_3 ที่เปลี่ยนไปนี้มีผลมาจากเปอร์ออกซีเรดิคัล (Peroxy Radicals) (RO_2°) ที่มาจากสารประกอบไฮโดรคาร์บอน (HCs) หรือ VOCs⁽⁷⁾ จึงทำให้การทำลายโอโซนลดลงและทำให้เกิดโอโซนสะสมมากขึ้น และ Louis Varfalvy⁽⁸⁾ ได้สรุปถึงปฏิกิริยาของ CO ที่ส่งผลต่อระดับของก๊าซโอโซนไว้ดังนี้



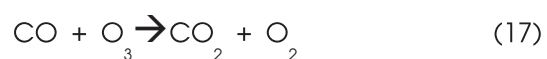
จากปฏิกิริยาลูกโซ่ดังสมการที่ 8 ถึง 12 เมื่อนำปฏิกิริยาทั้งหมดมาพิจารณารวมกัน จะพบว่าเป็นปฏิกิริยาที่ส่งผลต่อการเพิ่มของโอโซนและมีกระบวนการของปฏิกิริยาคลายกับ RO_2° ที่เกิดในกรณีของ NO_x และ VOCs โดยมีปฏิกิริยารวมดังสมการที่ 13



นอกจากนี้ CO ยังส่งผลต่อการลดลงของโอโซนได้เช่นกัน ซึ่งมีปฏิกิริยาที่ทำให้โอโซนมีปริมาณลดลงดังสมการที่ 14 ถึง 16



และมีปฏิกิริยารวมดังต่อไปนี้



จากปฏิกิริยาดังสมการที่ 13 และ 17 จะเห็นได้ว่า CO เป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้ปริมาณของโอโซนในบรรยากาศเพิ่มขึ้นและลดลงได้เช่นเดียวกับ VOCs

วิธีการ ▶

ในการหาความสัมพันธ์ของตัวแปรสำหรับใช้ในการทำนายโอโซนจากข้อมูลการตรวจวัดคุณภาพอากาศและอุตุนิยมวิทยาของสถานีตรวจวัดอากาศ กรมควบคุมมลพิษ ที่ทำการเก็บข้อมูลการตรวจวัดคุณภาพอากาศและอุตุนิยมวิทยาเป็นค่าเฉลี่ยรายชั่วโมง ซึ่งข้อมูลที่นำมาใช้ในการ

หาความสัมพันธ์ครั้งนี้ คือ อุณหภูมิ ทิศทางลม ความเร็วลม Solar Radiation Net Radiation ค่าความเข้มข้นเฉลี่ยรายชั่วโมงของก๊าซ O_3 NO_2 NO CH_4 NMHC และ CO ซึ่งจะมีขั้นตอนในการทำตัวแปรที่มีความสัมพันธ์ในการทำนายดังต่อไปนี้

- ขั้นตอนแรกพิจารณาคัดเลือกตัวแปรเบื้องต้นสำหรับปัจจัยทางเคมีที่มีความสำคัญ โดยพิจารณาถึงด้านปฏิกิริยาและระยะเวลาที่เกี่ยวข้องกับการเกิดค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนในแต่ละวัน ซึ่งมีวัตถุประสงค์เพื่อที่จะลดจำนวนตัวแปรจากที่เป็นค่ารายชั่วโมงทุกชั่วโมงให้เหลือจำนวนตัวแปรและจัดเป็นกลุ่มที่เหมาะสม

- ขั้นตอนที่สองนำตัวแปรที่ได้มาทำการคัดเลือกเพื่อดูความสัมพันธ์ของตัวแปรกับค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงโดยทำการทดสอบ Correlate 2-tail ที่นัยสำคัญทางสถิติ 0.05 และตัวแปรที่มีนัยสำคัญไปใช้ในขั้นตอนต่อไป

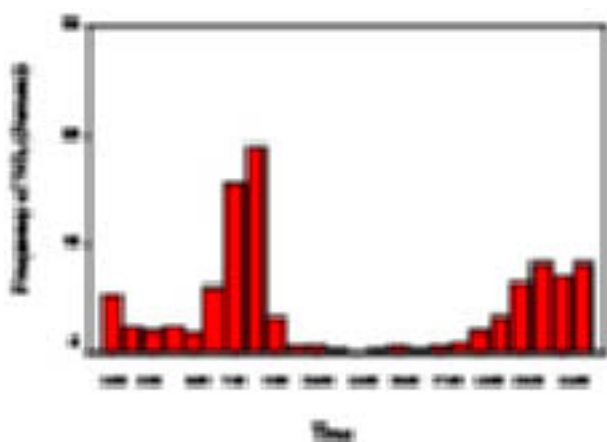
- ขั้นตอนที่สามหาสมการถดถอย Multiple Linear Regression และใช้เทคนิค Stepwise จากโปรแกรม SPSS for Windows โดยในการคัดเลือก

ตัวแปรเข้าและออกจากสมการใช้ระดับนัยสำคัญที่ 0.05 และ 0.10 ตามลำดับ สำหรับการทดสอบว่าสมการถดถอยใช้ได้ อย่างมีนัยสำคัญ และทดสอบความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรตามและตัวแปรอิสระใช้ระดับนัยสำคัญที่ 0.05 ในส่วนของการทดสอบ Auto-Correlation ใช้ค่า Durbin Watson ถ้ามีค่าอยู่ระหว่าง 1.5-2.5 แสดงว่าเป็นอิสระต่อกัน⁽⁹⁾ และหากตัดการทดสอบออกอาจทำให้เกิดความเอนเอียง (Bias) ในการหาค่าทางสถิติในระดับต่ำถึงมากได้⁽¹⁰⁾

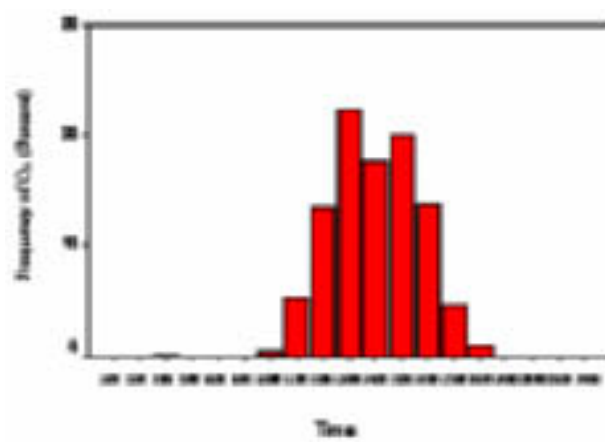
ผลการศึกษา ►

1. การคัดเลือกตัวแปรและการหาความสัมพันธ์ในการทำนายโอโซน

ในการคัดเลือกตัวแปรนั้นเริ่มจากนำข้อมูลการตรวจวัดคุณภาพอากาศรายชั่วโมงของก๊าซที่มีความเกี่ยวข้องกับการเกิดโอโซน คือ NO_2 NO CH_4 NMHC และ CO จากกรมควบคุมมลพิษเป็นระยะเวลา 5 ปี (พ.ศ. 2540-2545) มาทำการลดจำนวนและจัดกลุ่มตัวแปรโดยพิจารณาจากค่าเฉลี่ย



รูปที่ 1 เปอร์เซ็นความถี่ที่เกิดความเข้มข้นเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงสุดสำหรับก๊าซโอโซนไดออกไซด์ในช่วงเวลาต่างๆ ในหนึ่งรอบวันระยะเวลา 5 ปี



รูปที่ 2 เปอร์เซ็นความถี่ที่เกิดความเข้มข้นเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงสุดสำหรับก๊าซโอโซนในช่วงเวลาต่างๆ ในหนึ่งรอบวันระยะเวลา 5 ปี

รายชั่วโมงและความถี่ในการเกิดค่าความเข้มข้นสูงสุดของก๊าซต่างๆ โดยพิจารณาในช่วงระยะเวลา ก่อนการเกิดค่าความเข้มข้นเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงสุด สำหรับโอโซน และพบว่าค่าของ NO, CH₄, NMHC และ CO เกิดช่วงค่าสูงสุด หรือ Peak ในช่วงเร่งด่วนที่มีการจราจรหนาแน่นบนถนนรวมค่าแห่ง และ สำหรับ NO₂ จะเกิด Peak หลังจากก๊าซเหล่านี้ ประมาณ 1-2 ชั่วโมง ดังตัวอย่างการกระจายตัว แสดงในรูปที่ 1 และ 2 ซึ่งเป็นผลมาจาก VOCs เกิดปฏิกิริยาถูกใช้กับ NO ทำให้เกิด NO₂

ดังนั้นแหล่งกำเนิดของสารตั้งต้นในการเกิด โอโซนส่วนใหญ่มาจากยานพาหนะ หรือ Mobile Source เป็นแหล่งกำเนิดหลัก จากการพิจารณา ข้างต้นนี้ยังไม่ได้รวมไปถึงโอโซน ดังนั้นในส่วนของ

ตัวแปรที่ทำการคัดเลือกมานั้นมีตัวแปรที่สมควรเพิ่มเติมคือ O₃ โดยใช้ข้อมูลการตรวจวัดในช่วง เวลาเดียวกับสารตั้งต้นและระดับความเข้มข้น สูงสุดของวันที่ผ่านมาซึ่งแสดงถึงการเกิดการสะสม ของโอโซนในปริมาณที่มากหรือน้อย และส่งผลต่อ การทำปฏิกิริยากับ NO ในวันต่อไป ดังนั้นจึง สามารถสรุปได้ดังแสดงในตาราง 1 โดยกลุ่ม ตัวแปรทั้งหมดนี้จะนำไปหาว่าตัวแปรใดที่มีความ สัมพันธ์กับความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยราย ชั่วโมงต่อไป อย่างไรก็ตามเนื่องจากในการตรวจ วัดคุณภาพอากาศของสถานีตรวจวัดคุณภาพ อากาศโดยกรมควบคุมมลพิษนี้ ไม่ได้มีการตรวจวัด VOCs ดังนั้นในการศึกษาจึงได้ใช้ข้อมูลที่มีการ ตรวจวัด คือ CH₄ และ NMHC แทนในการ หาความสัมพันธ์

ตารางที่ 1 แสดงตัวแปรเริ่มต้นในการหาสมการถดถอย

ตัวแปร	เวลา	อื่นๆ
NO ₂	8:00, 9:00, 10:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
NO	6:00, 7:00, 8:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
CH ₄	6:00, 7:00, 8:00, 9:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
NMHC	7:00, 8:00, 9:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
CO	7:00, 8:00, 9:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
WS	6:00, 7:00, 8:00, 9:00, 10:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
WD	6:00, 7:00, 8:00, 9:00, 10:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
Solar Radiation	6:00, 7:00, 8:00, 9:00, 10:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
Net Radiation	6:00, 7:00, 8:00, 9:00, 10:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
Temperature	6:00, 7:00, 8:00, 9:00, 10:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าว
O ₃	6:00, 7:00, 8:00, 9:00, 10:00	ค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาดังกล่าวและ ค่าความเข้มข้นสูงสุดในวันที่ผ่านมา

จากตัวแปรทั้งหมดได้ถูกนำมาคัดเลือกเพื่อดูความสัมพันธ์ของตัวแปรกับค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงโดยทำการทดสอบ Correlate 2-tail ที่นัยสำคัญทางสถิติ 0.05 และนำตัวแปรที่มีนัยสำคัญไปหาสมการถดถอยโดยใช้วิธี Multiple Linear Regression แบบ Stepwise มีวัตถุประสงค์เพื่อให้ได้สมการที่มีจำนวนตัวแปรที่เหมาะสมมีความเชื่อมั่นในทางสถิติ ซึ่งพบว่ามีความ Correlation เท่ากับ 0.732 รายละเอียดแสดงดังตารางที่ 2 และมีสมการดังนี้

$$(O_3)_{Max} = 1.07(O_3)_{10} + 0.325(O_3)_{L,Max} + 0.415(NO_2)_{10} - 4.276WS_{10} + 3.012 WS_9 - 2.648Temp_{10} + 2.169Temp_6 - 0.38(O_3)_7 + 27.663$$

.....(18)

เมื่อ

(O₃)_{Max} : ค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมง (ppb)

(O₃)₁₀ : ค่าความเข้มข้นของก๊าซโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 10:00 น. (ppb)

(O₃)_{L,Max} : ค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงในวันที่ผ่านมา (ppb)

(NO₂)₁₀ : ค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์เฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 10:00 น. (ppb)

WS₁₀ : ค่าความเร็วลมเฉลี่ยรายชั่วโมง ที่เวลา 10:00 น. (m/s)

WS₉ : ค่าความเร็วลมเฉลี่ยรายชั่วโมง ที่เวลา 9:00 น. (m/s)

Temp₁₀ : อุณหภูมิเฉลี่ยรายชั่วโมง ที่เวลา 10:00 น. (°C)

Temp₆ : อุณหภูมิเฉลี่ยรายชั่วโมง ที่เวลา 6:00 น. (°C)

(O₃)₇ : ค่าความเข้มข้นของก๊าซโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 7:00 น. (ppb)

2. การหาความสัมพันธ์ในการทำนายโอโซนจากตัวแปรในวันก่อนหน้า

จากหัวข้อที่ผ่านมาพบว่าคุณค่าความเข้มข้นสูงสุดในวันที่ผ่านมามีผลต่อการทำนายค่าโอโซนดังแสดงในสมการที่ 18 ดังนั้นในส่วนนี้จึงได้ทำการหาสมการถดถอยสำหรับการทำนายโอโซนโดยใช้ข้อมูลตัวแปรของวันก่อนหน้าและมีช่วงระยะเวลาเดียวกันกับขั้นตอนที่ผ่านมาแทน เพื่อใช้ในการหาสมการถดถอย และสมการถดถอยที่ได้

ตารางที่ 2 สรุปผลการวิเคราะห์ถดถอยในแต่ละขั้นตอน

Predictors	R	R Square	Std. Error of the Estimate	Change Statistics					Durbin-Watson
				R Square Change	F Change	df1	df2	Sig. F Change	
O3_10	0.566	0.320	16.541	0.327	175.848	1	416	0.000	
O3_10, O3_max	0.673	0.452	16.657	0.131	100.458	1	415	0.000	
O3_10, O3_max, NO2_10	0.705	0.497	15.988	0.044	35.462	1	414	0.000	
O3_10, O3_max, NO2_10, WS_10	0.712	0.507	15.545	0.015	8.553	1	413	0.004	
O3_10, O3_max, NO2_10, WS_10, WS_9	0.717	0.514	15.743	0.007	6.289	1	412	0.012	
O3_10, O3_max, NO2_10, WS_10, WS_9, TEMP_10	0.723	0.522	15.698	0.002	6.578	1	411	0.011	
O3_10, O3_max, NO2_10, WS_10, WS_9, TEMP_10, TEMP_6	0.725	0.531	15.505	0.003	8.048	1	410	0.003	
O3_10, O3_max, NO2_10, WS_10, WS_9, TEMP_10, TEMP_6, O3_7	0.732	0.537	15.436	0.001	4.693	1	409	0.031	1.961

แสดงดังสมการที่ 19 มีค่า Correlation เท่ากับ 0.485

$$(O_3)_{Max} = 0.62(O_3)_{L,10} + 6.29(CH_4)_{L,9} + - 0.165 \text{ Net } L,7 - 0.282(NO_2)_{L,10} + 18.626 \dots\dots\dots(19)$$

(O₃)_{Max} : ค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมง (ppb)

(O₃)_{L,10} : ค่าความเข้มข้นของก๊าซโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 10:00 น. ในวันก่อนหน้า (ppb)

(CH₄)_{L,9} : ค่าความเข้มข้นของก๊าซมีเทนเฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 10:00 น. ในวันก่อนหน้า (ppb)

Net L,7 : Net Radiation ที่เวลา 7:00 น. ในวันก่อนหน้า (W/m²)

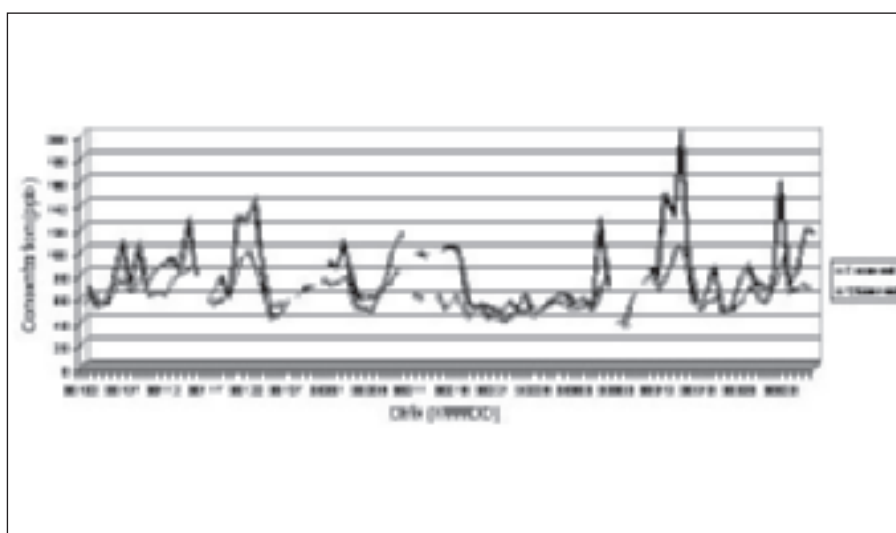
(NO₂)_{L,10} : ค่าความเข้มข้นของก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์เฉลี่ยรายชั่วโมงที่เวลา 10:00 น. ในวันก่อนหน้า(ppb)

3. การทดสอบและใช้งานแบบจำลอง
สำหรับความสัมพันธ์ที่ได้จากหัวข้อ 1 (สมการที่18) ได้นำมาทำการทดสอบในการ

ทำนายค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงจากข้อมูลการตรวจวัดในช่วงเดือนมกราคมถึงมีนาคม 2546 โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อที่จะพิจารณาว่าแบบจำลองที่ได้ มีความน่าเชื่อถือและสามารถนำไปประยุกต์ใช้งานได้หรือไม่ สำหรับผลการเปรียบเทียบของค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงที่ได้จากการตรวจวัดกับค่าที่ได้จากแบบจำลองพบว่าผลจากแบบจำลองนั้นมีแนวโน้มไปในทางเดียวกับค่าที่ได้จากการตรวจวัดแต่อย่างไรก็ตามเมื่อค่าความเข้มข้นของโอโซนสูงขึ้นจะทำให้ค่าความแตกต่างระหว่างค่าที่ได้จากการทำนายและจากการตรวจวัดมีค่ามากขึ้นแสดงดังรูปที่ 3

สรุปผลและข้อเสนอแนะ ►

การศึกษาการทำนายระดับความเข้มข้นของโอโซนในครั้งนี้ ได้ทำการศึกษาโดยใช้ข้อมูลการตรวจวัดมลพิษทางอากาศ ณ สถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศมหาวิทยาลัยรามคำแหงในช่วงปี พ.ศ.



รูปที่ 3 ค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงที่ได้จากการตรวจวัดกับค่าที่ได้จากแบบจำลอง

2540 ถึง พ.ศ. 2545 มาทำการวิเคราะห์และจัดรูปสมการเพื่อที่นำไปใช้ทำนายระดับความเข้มข้นเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงสุดของโอโซน ในการหาความสัมพันธ์สำหรับทำนายโอโซนโดยกระทำการคัดเลือกตัวแปรในเบื้องต้นจากปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้องกับก๊าซโอโซน และใช้เทคนิควิเคราะห์สมการถดถอยพหุคูณ (Multiple Regression) โดยคัดเลือกตัวแปรด้วยวิธี Stepwise Method จากโปรแกรมทางสถิติ SPSS for Windows version 11.5 เพื่อให้ได้สมการที่มีนัยสำคัญทางสถิติสำหรับใช้ในการทำนายในการคัดเลือกตัวแปรเบื้องต้นโดยพิจารณาจากปฏิกิริยาทางเคมี มีตัวแปรคือ O_3 , NO , NO_2 , CH_4 , $NMHC$, CO และข้อมูลอุตุนิยมวิทยา คือ อุณหภูมิ ทิศทางลม (Wind Direction) ความเร็วลม (Wind Speed) Solar Radiation และ Net Radiation ในช่วงเวลาก่อนเกิดค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซน อีกทั้งยังได้รวมตัวแปรค่าความเข้มข้นของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงสูงสุดในวันที่ผ่านมา (O_3 L,Max) เข้าร่วมด้วย จากนั้นได้ทำการหาความสัมพันธ์โดยวิธี Multiple Linear Regression พบว่ามีค่า Correlation เท่ากับ 0.732 (F Sig. = 0.031) สำหรับการตรวจสอบ Auto-Correlation ได้ทดสอบโดยใช้ค่า Durbin Watson และมีค่าเท่ากับ 1.961 ซึ่งแสดงว่าไม่เกิด Auto-Correlation โดยมีสมการดังต่อไปนี้

$$(O_3)_{Max} = 1.07(O_3)_{10} + 0.325(O_3)_{L,Max} + 0.415(NO_2)_{10} - 4.276WS_{10} + 3.012 WS_9 - 2.648Temp_{10} + 2.169Temp_6 - 0.38(O_3)_7 + 27.663 \dots (20)$$

จากการเปรียบเทียบสมการถดถอยข้างต้นกับสมการถดถอยที่ใช้ตัวแปรในวันก่อนหน้าพบว่าค่า Correlation มีค่ามากกว่า คือ 0.732 และ 0.485 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าปัจจัยของการเกิดความเข้มข้น

สูงสุดของโอโซนน่าจะมาจากปฏิกิริยาเคมีในช่วงเช้าและเกิดการสะสมจากวันที่ผ่านมาบางส่วน

ผลการนำแบบจำลองไปใช้ในการทำนายความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงในช่วงเดือนมกราคมถึงมีนาคม 2546 พบว่าค่าที่ได้จากการทำนายโดยแบบจำลองนี้มีแนวโน้มในทิศทางเดียวกันกับค่าจริงที่ได้ทำการตรวจวัดจากสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศของกรมควบคุมมลพิษทั้งสองพื้นที่ แต่อย่างไรก็ตามพบว่าเมื่อค่าความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงมีค่าสูงเพิ่มขึ้นจะส่งผลให้ความแตกต่างของค่าจากการตรวจวัดและจากการทำนายโดยแบบจำลองมีค่าเพิ่มมากขึ้นเช่นกัน ดังนั้นจึงมีความเป็นไปได้ที่จะนำเอาวิธีการดังกล่าวไปใช้ในการทำนายความเข้มข้นสูงสุดของโอโซนเฉลี่ยรายชั่วโมงในเบื้องต้น แต่หากต้องการความถูกต้องและแม่นยำมากขึ้นควรมีการศึกษาถึงปฏิกิริยาและนำมาใช้ในการทำนายต่อไป

กิตติกรรมประกาศ ►

ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ คุณมีศักดิ์ มลิณทวิสมัย ดร.หทัยรัตน์ การิเวทย์ คุณวรรณ เลาวกุล คุณวิระเทพ กิริธิดาดานิยม คุณเดชี่ หมอกน้อย คุณธนาพันธ์ สุกสะอาด ดร.อัศมน ลิ้มสกุล ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม

คุณพันศักดิ์ ธีรมงคล ดร.วนิดา สุรพิพิธ สำนักจัดการคุณภาพอากาศและเสียง กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ที่กรุณาให้คำแนะนำและคำปรึกษาตลอดจนอนุเคราะห์ข้อมูลในการวิจัยนี้

เอกสารอ้างอิง ►

- (1) กรมควบคุมมลพิษ, 2543, รายงานสรุปสำหรับผู้บริหาร การปรับปรุงฐานข้อมูลแหล่งกำเนิดมลพิษทางอากาศและประเมินผลกระทบต่อคุณภาพอากาศในเขตกรุงเทพและปริมณฑล, กองจัดการคุณภาพอากาศและเสียง กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม
- (2) กรมควบคุมมลพิษ, 2544, สถานการณ์และการจัดการปัญหามลพิษทางอากาศและเสียง ปี 2542, กองจัดการคุณภาพอากาศและเสียง กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม
- (3) กรมควบคุมมลพิษ, 2544, สถานการณ์และการจัดการปัญหามลพิษทางอากาศและเสียง ปี 2543, สำนักจัดการคุณภาพอากาศและเสียง กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม
- (4) กรมควบคุมมลพิษ, 2545, สถานการณ์และการจัดการปัญหามลพิษทางอากาศและเสียง ปี 2544, สำนักจัดการคุณภาพอากาศและเสียง กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม
- (5) กรมควบคุมมลพิษ, 2546, สรุปสถานการณ์มลพิษของประเทศไทย พ.ศ. 2545, กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม
- (6) Akimoto, H., Nakane, H. and Matsumoto, Y., 1994, "The Chemistry of Oxidant Generation : Tropospheric Ozone Increase in Japan", The Chemistry of the Atmosphere : Its Impact on Global Change, Calvert, J. G. (Ed), Blackwell Scientific Publication, pp. 261-263.
- (7) Godish, T., 1991, Air Quality, 2nd ed., Lewis Publishers, Michigan.
- (8) Varfalvy, L., 2002, "Introduction to Photochemistry Related to AQM", Air Quality Modeling Workshop", 19-22 March 2002, Pollution Control Department, Bangkok, Thailand.
- (9) เพ็ญแข ศิริวรรณ, 2546, สถิติเพื่อการวิจัยโดยใช้คอมพิวเตอร์ (SPSS Version 10.0), พิมพ์ครั้งที่ 2, บจก. เท็กซ์ แอนด์ เจอร์นัล พับลิเคชั่น, กรุงเทพฯ.
- (10) Berthouex, Paul Mac and Brown Linfield C., 1994, Statistics for Environmental Engineers, Lewis Publishers, CRC Press Inc., Florida.





โครงการวิจัยและพัฒนา

เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านสารพิษ



การศึกษาการปนเปื้อนสาร โพลีคลอริเนตเตด ไบเฟนนิล และลิเนีย อัลคิลเบนซีน ในตะกอนดินแนวตึงบริเวณอ่าวไทยตอนบน

Study on Contamination of Polychlorinated Biphenyl and Linear Alkylbenzene in Sediment Cores from the Upper Gulf of Thailand

รุชยา บุญยฆมานนท์^[1] สุณิธรา ทองเกลี้ยง^[1] Hideshige Takada^[2] และ กัลยา วัฒนยากร^[3]
Ruchaya Boonyatumanond, Sunitra Thongklieng, Hideshige Takada and Gullaya Wattayakorn

Submitted to 5th National Environmental Conference
10-13 March 2006, Bangkok, Thailand

บทคัดย่อ

เพื่อศึกษาปริมาณความเข้มข้นและแนวโน้มการสะสมของสารมลพิษที่เกิดขึ้นจากมนุษย์ เช่น สารโพลีคลอริเนตเตด ไบเฟนนิล (PCBs) และ ลิเนีย อัลคิลเบนซีน (LABs) ในอดีตถึงปัจจุบัน ของตะกอนดินในแนวตึงบริเวณอ่าวไทยตอนบน โดยเก็บตัวอย่างตะกอนดิน และตัดเป็นชั้นๆ ทำการสกัดด้วยเทคนิค Accelerated Solvent Extraction (ASE) และกำจัดสิ่งปนเปื้อนอื่นๆ ด้วยเทคนิค chromatography โดยใช้ silica gel คุณภาพวิเคราะห์และปริมาณวิเคราะห์ใช้เทคนิคแก๊สโครมาโตกราฟี แมสสเปคโตรมิเตอร์ (gas chromatograph-mass spectrometer) และ แก๊สโครมาโตกราฟี อิเลคตรอน แคปเจอร์ ดีเทคเตอร์ (gas chromatograph-electron capture detector) การหาอายุตะกอนดินใช้ ซีเซียม-137 (¹³⁷Cs) และเทคนิค แกมมา สเปคโตรมิเตอร์ (gamma spectrometer) โดยพบว่าที่ GT15 อัตราการสะสมตะกอนดิน 0.47 กรัม/ตารางเซนติเมตร/ปี สารพีซีบี ในตะกอนดิน GT15 มีแนวโน้มความเข้มข้นลดลงจากตะกอนดินชั้นที่ 30 - 40 เซนติเมตร (พ.ศ. 2513-2523) สู่ตะกอนดินผิวหน้า โดยพบความเข้มข้น ~ 2,200 พิโคกรัม/กรัม และพบความเข้มข้นบริเวณผิวหน้า ~ 300 พิโคกรัม/กรัม ตามลำดับ สำหรับการประเมินการสะสมสารมลพิษจากน้ำทิ้งชุมชนนั้น งานวิจัยนี้ใช้ ลิเนีย อัลคิลเบนซีน (LABs) เป็นตัวแทนของเสียจากน้ำทิ้งชุมชนและเลือก 6-C₁₂ isomer เป็นตัวแทนการเปลี่ยนแปลงของ LABs เนื่องจากสามารถตรวจพบในตะกอนดินทุกตัวอย่างเนื่องจากมีความเสถียรสูงกว่า isomer อื่น การรายงานความเข้มข้นของ total- LABs คำนวณจาก ผลรวมของ C10 - C14 isomer ความเข้มข้นตะกอนดินที่ GT 15 พบความเข้มข้นของ 6-C₁₂ isomer เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญตั้งแต่ตะกอนดินชั้นที่ 41 เซนติเมตร (ประมาณ พ.ศ. 2523) ถึงปัจจุบัน คือไม่พบ LABs ในตะกอนดินชั้นที่ลึกกว่า 41 เซนติเมตร ซึ่งแสดงถึงไม่มีการใช้ LABs ก่อน พ.ศ. 2523 และ

(1) ส่วนวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีด้านสารพิษ

(2) Laboratory of Organic Geochemistry, Tokyo University of Agriculture and Technology, Japan

(3) ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

E-mail : ruchayapoo@hotmail.com

พบความเข้มข้นของ 6-C₁₂ isomer ในชั้นที่ 41 เซนติเมตรเพิ่มจาก 2 ถึง 15 นาโนกรัม/กรัม งานวิจัยนี้แสดงให้เห็นถึงประโยชน์การใช้ข้อมูลการสะสมสารมลพิษที่เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ในอดีต และสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการประเมินและปรับปรุงในด้านนโยบายและมาตรการในการป้องกันและการติดตามตรวจสอบคุณภาพสิ่งแวดล้อมในอนาคต

คำสำคัญ : โพลีคลอริเนต ไบเฟนนิล ลิเนียร์ อัลคิลเบนซีน ตะกอนดินแนวติ่ง อ่าวไทยตอนบน ซีซีเอ็ม-137

Abstract

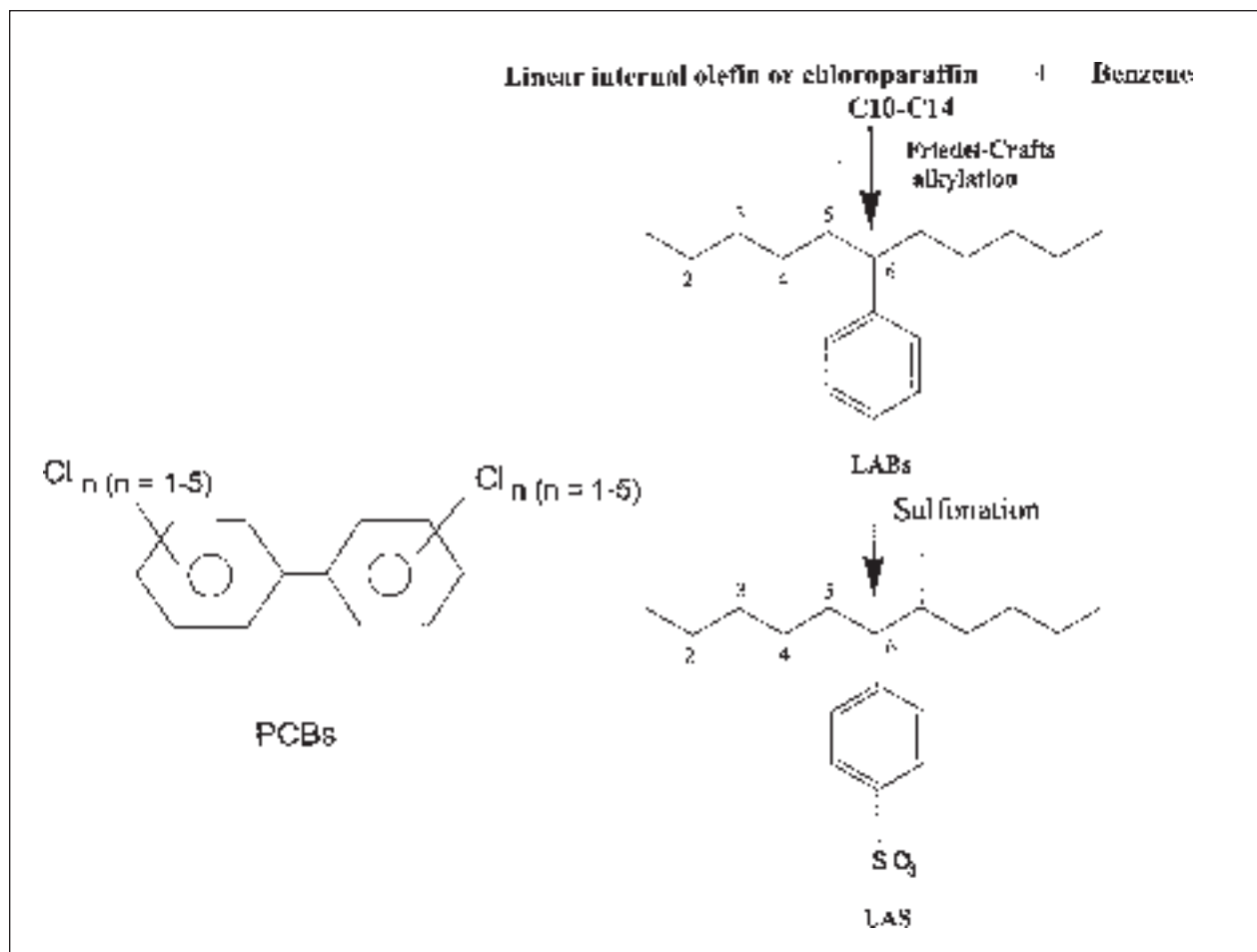
To elucidate the historical trend of concentration and vertical profiles of anthropogenic pollutants such as polychlorinated biphenyls (PCBs) and linear alkylbenzene (LABs), sediment cores were collected from the upper gulf of Thailand. Sediment cores were sliced and extracted by using accelerated solvent extraction (ASE) and purified by silica gel column chromatography. Quantification was integrated by gas chromatograph-electron capture detector (GC-ECD) and gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). Excess ¹³⁷Cs was measured by gamma-spectrometer for sediment dating. The sedimentation rate on GT 15 was 0.47 g cm⁻² year⁻¹. PCBs concentration on sediment core (GT 15) showed decreasing trends from middle layer of sediment core ~2,200 pg-total-PCBs/g at 30-40 cm layers (1960s-1970s) to surface sediment layers ~300 pg-total-PCBs/g. In order to evaluate sewage pollution, LABs were investigated and selected a isomer 6-C₁₂ because of its abundance and reliable identification. Total LABs was calculated from sum of C₁₀-C₁₄ side chains. For GT 15, the concentrations of 6-C₁₂ showed significant increasing trend from 41cm to surface layers with range ~2 to 15 ng/g. The total LABs were detected at the range 5-110 ng/g. Total LABs had significant increasing trend since the early 1970s. No significant LABs were detected in the layers below 41cm. It indicated that LABs was not deposited before the start of LABs-type detergent usage. This study demonstrated useful information from historical deposition of anthropogenic pollutants. It can be applied to evaluate and improve the policy of protection and monitoring of water quality management in the future.

Keywords: polychlorinated biphenyls, linear alkylbenzene, sediment core, gulf of Thailand

คำนำ ►

สารกลุ่ม Polychlorinated biphenyls (PCBs) เป็นสารที่มนุษย์ผลิตขึ้นในตั้งแต่ พ.ศ.2470 โดยประกอบด้วยคลอรีน อะตอมที่ต่อกับ biphenyl rings โดยมีคลอรีน ตั้งแต่ 1-10 สาร PCBs ประกอบด้วย 209 รวมทั้ง isomer และ congener ดังแสดงในรูปที่ 1 ⁽¹⁾ สารกลุ่ม PCBs ใช้อย่างกว้างขวางในอุตสาหกรรมต่างๆเพื่อใช้เป็นตัวเก็บประจุไฟฟ้า เนื่องจากมีคุณสมบัติมีความคงตัวสูง สามารถเก็บประจุไฟฟ้าได้ดีและทนไฟ จึงได้มีการใช้อย่าง

กว้างขวางในอดีต ประเทศไทยมีการนำเข้าหม้อแปลงไฟฟ้าและตัวเก็บประจุไฟฟ้าจากต่างประเทศ ความเป็นพิษจากการมีคลอรีนอะตอมที่เกาะกับกลุ่ม biphenyl ทำให้มีความเป็นพิษสูง มีความคงตัวสามารถละลายและสะสมได้ดีในสิ่งมีชีวิต เนื่องจากคุณสมบัติสามารถละลายได้ดีในไขมัน นอกจากนั้นยังสามารถถ่ายทอดทางกรรมพันธุ์ และห่วงโซ่อาหาร ในประเทศไทยมีกฎหมายห้ามใช้ตั้งแต่ พ.ศ. 2515 และขณะนี้ได้ประกาศให้เป็นสารอยู่ใน



รูปที่ 1 แสดงสูตรโครงสร้างสาร PCBs TABsและ LABs

การควบคุมระดับ 4 คือ ห้ามผลิต ห้ามนำเข้า ห้ามใช้และห้ามมีสาร PCBs ไว้ในครอบครอง

สำหรับสารปนเปื้อนน้ำทิ้งชุมชนใช้สารลิเนีย อัลคิลเบนซีน (LABs) ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของการผลิตผงซักฟอกในปัจจุบันคือ ลิเนีย อัลคิลเบนซีนซัลโฟเนต (LAS) โดยสาร LABs จะปะปนมากับน้ำทิ้งชุมชน LABs homologs ประกอบด้วย isomers ที่แตกต่างกันในตำแหน่งของ phenyl ที่เกาะกับ alkyl chain ดังรูปที่ 1 ⁽²⁾ external isomers (คือ ตำแหน่งของ phenyl เกาะบริเวณปลายของ alkyl chain) สลายตัวด้วยแบคทีเรียได้ง่ายกว่า internal isomer ดังนั้นการรายงานนี้ใช้ 6-C ₁₂ isomer เป็นตัวแทนของ LABs เนื่องจากมีความเสถียรมากกว่า isomer อื่น LABs มีคุณสมบัติสามารถละลายในน้ำได้น้อย ($\log K_{ow}$ ของ C₁₀ homolog ประมาณ 6.9-7.0; C₁₄ homolog ประมาณ 9.1-9.2) เนื่องจากสาร LABs สลายตัวได้ช้ากว่า LAS ในสิ่งแวดล้อม ดังนั้นจึงสามารถตรวจพบ LABs ในสิ่งแวดล้อมและใช้เป็นตัวบ่งชี้การปนเปื้อนหรือการเคลื่อนตัวของน้ำทิ้งชุมชนจากแผ่นดินสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ เช่น แม่น้ำ และทะเลในที่สุด ^(3,4) ประเทศไทยเริ่มตั้งโรงงานผลิตผงซักฟอกครั้งแรกตั้งแต่ 2505 ⁽⁵⁾ อย่างไรก็ตามก่อนหน้านี้ได้มีการนำเข้ามาใช้ในประเทศไทยก่อนหน้านี้แล้วหลังสงครามโลกครั้งที่ 2 โดยเป็น Branch chain (tetrapropylene-based alkyl

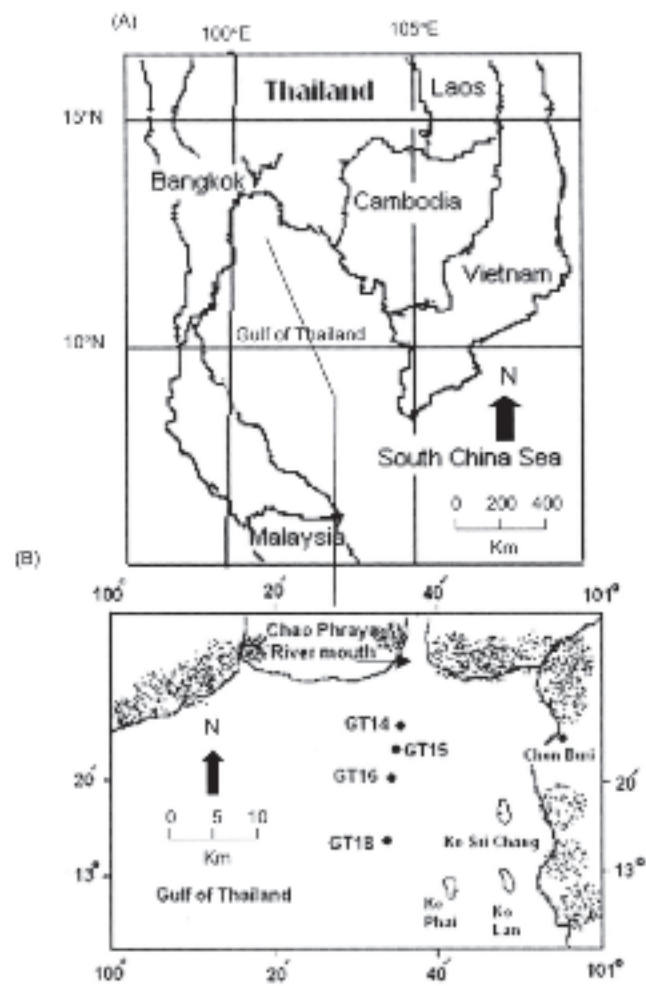
chains Alkylbenzene, ABS) และประเทศไทยได้แก้ไขมาตรฐานผลิตมาตรฐานอุตสาหกรรมจาก branch chain เป็น linear chain ตั้งแต่ พ.ศ. 2526 เนื่องจากผงซักฟอกแบบ branch chain มีผลเสียด้านสิ่งแวดล้อม คือทำให้เกิดฟอง สลายตัวยาก ทำให้เกิดน้ำเสียและทำลายสิ่งมีชีวิตในน้ำการนำเข้า LABs มีแนวโน้มการผลิตและการนำเข้าเพิ่มขึ้นเรื่อยจาก 511 ตัน เมื่อพ.ศ. 2526 เป็น 3,521 ตัน พ.ศ. 2547 ⁽⁶⁾ อย่างไรก็ตามปัจจุบันยังมีการใช้สารประเภท branch chain ในผลิตภัณฑ์บางประเภท

วัตถุประสงค์ ►

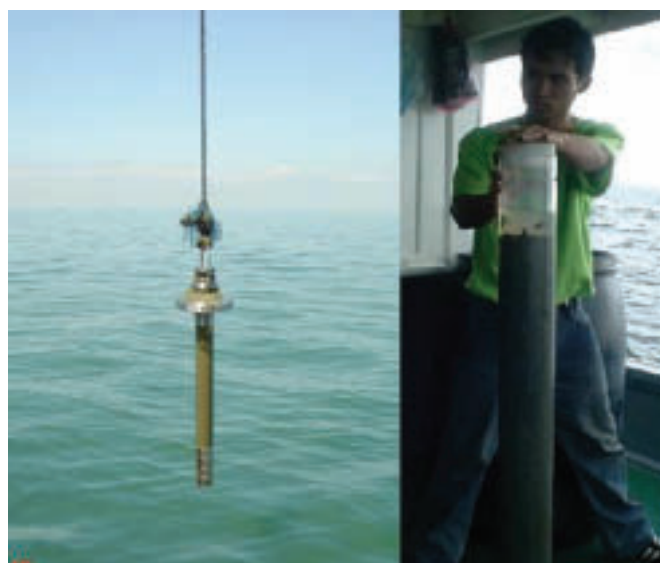
1. ศึกษาการกระจายตัวของน้ำทิ้งชุมชนและการสะสมในตะกอนดิน โดยใช้สาร molecular marker ที่เป็นองค์ประกอบในน้ำทิ้งชุมชนคือ LABs
2. ศึกษาการกระจายตัวและแนวโน้มของสาร PCBs ในตะกอนดินซึ่งเป็นสารเคมีที่ห้ามใช้แล้วในอดีต
3. สำรวจการเริ่มต้นการสะสมของสาร LABs และ สาร PCBs จากอดีตถึงปัจจุบันโดยใช้ตะกอนดินแนวดิ่ง

พื้นที่ศึกษา: บริเวณอ่าวไทยตอนบน
ตารางที่ 1 รายละเอียดพื้นที่ศึกษา

รหัสตัวอย่าง	วันเก็บตัวอย่าง	ละติจูด	ลองจิจูด	ความลึกของน้ำ (เมตร)	ระยะห่างจากปากแม่น้ำ (เมตร)	ความลึกของ ตะกอนดิน (เซนติเมตร)
GT14	มิ.ย. 2549	13° 24.64'N	100° 34.60'E	10.7	15	85
GT15	มิ.ย. 2549	13° 21.86'N	100° 34.60'E	13.8	20	60
GT16	มิ.ย. 2549	13° 18.90'N	100° 34.60'E	13.4	25	40
GT18	มิ.ย. 2549	13° 13.31'N	100° 34.60'E	17.8	35	40



รูปที่ 2 แสดงพื้นที่เก็บตัวอย่างตะกอนดินแนวตั้งบริเวณอ่าวไทยตอนบน



รูปที่ 3 แสดงอุปกรณ์การเก็บตัวอย่างตะกอนดินแนวตั้ง (core sampling)

การเก็บตัวอย่าง ▶

การเก็บตัวอย่างตะกอนดินแนวตึงใช้ระบบแรงโน้มถ่วง โดยถ่วงน้ำหนัก 50 กิโลกรัม การเก็บตัวอย่างตะกอนดินแนวตึง จำนวน 4 จุด ดังแสดงในรูปที่ 2 และ 3 และรายละเอียดในตารางที่ 1 บริเวณที่เก็บตัวอย่างจะเป็นแนวตรงจากปากแม่น้ำเจ้าพระยา คือ จุดที่ 1 ห่างจากปากแม่น้ำประมาณ 15 กิโลเมตร (GT14) และจุดต่อไปห่างประมาณ 5 กิโลเมตรในทุกระยะ (GT14 ถึง GT18) รายละเอียดดังตารางที่ 1 ตะกอนดินถูกแบ่งออกเป็นชั้นๆ ตั้งแต่ชั้นบนทุกๆ 2 เซนติเมตร จนถึงชั้นที่ 20 เซนติเมตร จากนั้นแบ่งเป็นชั้นๆ ละ 1 เซนติเมตร จนถึงชั้นล่างตะกอนดินทำให้แห้งด้วยระบบ freeze dry และเก็บไว้ในตู้เย็นที่อุณหภูมิ -30 องศาเซลเซียส

สารมาตรฐาน

สารมาตรฐาน LABs จาก Mitsubishi Petrochemical Co supplied kindly provided LABs standards (C_{10} to C_{14}) และสารมาตรฐาน PCBs จาก commercial Kanechlor (mixture Kanechlor 300:400:500:600 อัตราส่วน 1:1:1:1) PCBs ประกอบด้วย IUPAC No 8, 5,18, 28, 53, 66, 44, 95, 90, 101, 110, 77, 118, 132, 153, 105, 138, 160, 187, 128,180, 179, 190, 206

วิธีวิเคราะห์ตัวอย่าง

เทคนิคการวิเคราะห์ตัวอย่างตะกอนดิน นำตะกอนดินมาทำให้แห้งด้วยระบบ freeze dry และสกัดด้วยเทคนิค Accelerate Solvent Extraction (ASE) ด้วยสาร dichloromethane: acetone (3:1) และกรองตะกอนดินออก ทำการลดปริมาตรด้วยเครื่อง rotary evaporator จากนั้นทำการกำจัด

สิ่งสกปรกออกโดยผ่าน 5% H_2O deactivated Silica gel chromatograph (1cm i.d x 9 cm length) และ fully Silica gel chromatograph (0.47 cm x 18 cm length) ⁽⁷⁻⁹⁾ จากนั้นฉีดเข้าเครื่อง แก๊สโครมาโตกราฟี - แมสสเปคโตรมิเตอร์ เพื่อทำการวิเคราะห์ทางคุณภาพ และปริมาณ

การวิเคราะห์ด้วยแก๊สโครมาโตกราฟี - แมสสเปคโตรมิเตอร์

LABs ใช้ gas chromatograph-mass spectrometer (GC-MS) (Hewlett-Packard 5892 series II) ต่อกับระบบ quadrupole - electron impact modes (70eV). ใช้ แก๊สฮีเลียมเป็น carrier gas ด้วยอัตราการไหลของแก๊ส 1 มิลลิตร ต่อนาที ใช้ chromatographic column คือ J&W Scientific Durabond HP-5MS fuse silica capillary column (30m 0.25 mm i.d. with 0.25 μ m film thickness) ด้วยระบบ splitless injection ที่ 310 องศาเซลเซียส อุณหภูมิที่เครื่องแก๊สโครมาโตกราฟี เริ่มต้นที่ 70 องศาเซลเซียส คงไว้ที่อุณหภูมินี้ 1 นาที และเพิ่มขึ้นด้วยอัตรา 30 องศาเซลเซียส / นาที ถึง 150 องศาเซลเซียส จากนั้น เพิ่มขึ้นด้วยอัตรา 4 องศาเซลเซียส / นาที ถึง 310 องศาเซลเซียส คงไว้ที่อุณหภูมินี้ 10 นาที สาร LABs เลขมวล (M/Z) 91, 105 and 92 ⁽⁹⁾

สาร PCBs ใช้ gas chromatograph-electron capture (GC-ECD) ใช้ แก๊สฮีเลียมเป็น carrier gas ด้วยอัตรา 1 มิลลิตรต่อนาที ใช้ chromatographic column คือ J&W Scientific Durabond HP-5MS fuse silica capillary column (30m X 0.25 mm i.d. with 0.25 μ m film thickness) ด้วยระบบ splitless injection ที่ 310

องศาเซลเซียส อุณหภูมิที่เครื่องก๊าซโครมาโตกราฟี เริ่มต้นที่ 90 องศาเซลเซียส คงไว้ที่อุณหภูมินั้นนาน 1 นาที และเพิ่มขึ้นด้วยอัตรา 30 องศาเซลเซียส / นาที ถึง 160 องศาเซลเซียส จากนั้น เพิ่มขึ้นด้วยอัตรา 1 องศาเซลเซียส / นาที ถึง 180 องศาเซลเซียส และเพิ่มขึ้นด้วยอัตรา 3 องศาเซลเซียส / นาที ถึง 310 องศาเซลเซียส คงไว้ที่อุณหภูมินั้นนาน 5 นาที

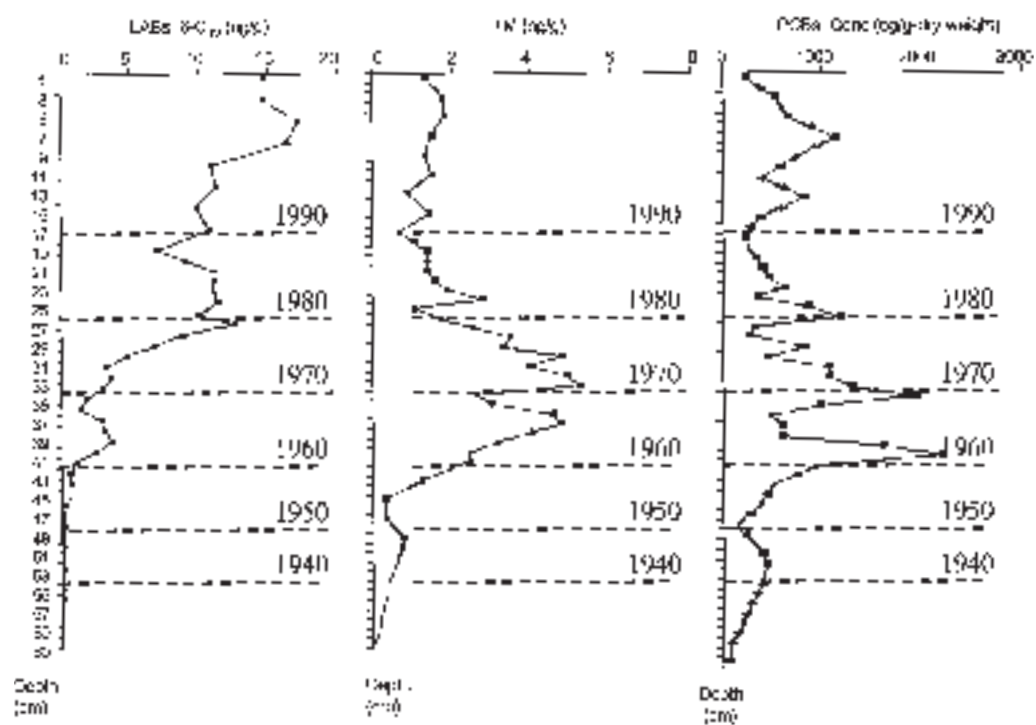
ผลการทดลองและวิจารณ์ ►

ผลจากการคำนวณหาอายุของตะกอนดินโดยการวัดกัมมันตรังสี ^{137}Cs และ เทคนิค แกรมมา สเปกโตรเมตรี พบว่าที่ GT 15 อัตราการสะสมตะกอนดินเฉลี่ย 0.47 กรัมต่อตารางเซนติเมตร โดยคำนวณจากค่า bulk density ของแต่ละชั้นของตะกอนดิน (dry-g/cm^3)

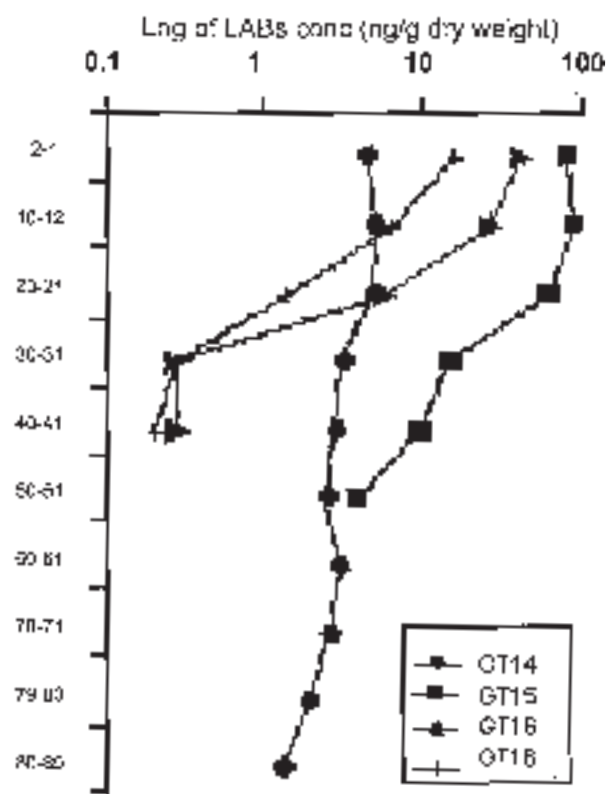
สารกลุ่ม PCBs

การศึกษาการปนเปื้อนสาร PCBs ในครั้งนี้ ทำการวิเคราะห์เฉพาะ GT 14 และ GT 15 เท่านั้น เพื่อเป็นการเปรียบเทียบความเข้มข้นการตกค้างสาร PCBs บริเวณใกล้ฝั่ง (inshore) รายงานเป็น Total PCBs ตะกอนดิน GT 15 เริ่มตรวจพบ สาร PCBs ตั้งแต่ตะกอนดินประมาณชั้นที่ 50 เซนติเมตร และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ จนถึงชั้นที่ 38-39 เซนติเมตร (ตรงกับอายุตะกอนดิน พ.ศ. 2508) ตรวจพบความเข้มข้นของ PCBs สูงสุดมีค่า Total PCBs 2200 พิโคกรัม/กรัม-น้ำหนักแห้งจากนั้นสาร PCBs มีแนวโน้มความเข้มข้นลดลงจนถึงตะกอนดินผิวหน้า มีค่า Total PCBs ประมาณ 300 - 500 พิโคกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง ซึ่งผลการตรวจสอบสอดคล้องกับตะกอนดินที่ GT14 โดยเริ่มตรวจพบสาร PCBs ตั้งแต่ชั้นล่างสุด คือชั้นที่ 85 เซนติเมตร และมี

แนวโน้มลดลงเรื่อยๆ จนถึงตะกอนดินผิวหน้า ซึ่งตรวจพบ PCBs ประมาณ 300 พิโคกรัม/กรัม การตรวจพบสาร PCBs บริเวณ GT14 ในชั้นที่ต่ำกว่า GT15 เนื่องจากอัตราการอัดแน่นของชั้นตะกอนดินที่บริเวณห่างจากฝั่งนั้นจะมีมากกว่าตะกอนดินใกล้ฝั่ง ซึ่งสามารถอธิบายการอัดแน่นของตะกอนดินได้โดยการคำนวณค่า Bulk density ของตะกอนดินแต่ละชั้น (bulk density คือ น้ำหนักแห้งของตะกอนดินในแต่ละชั้น โดยแบ่งตะกอนดินเปียกใส่ถ้วยเฉพาะสำหรับหา bulk density ขนาดความจุ 2 กรัม ชั่งน้ำหนักเปียก และอบที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียสประมาณ 24-48 ชั่วโมง และนำตะกอนดินใส่โถควบคุมอุณหภูมิ เมื่อดินมีอุณหภูมิห้องจึงนำมาชั่งอีกครั้งหนึ่ง) จากการเปรียบเทียบค่า bulk density ของตะกอนดิน GT14 GT15 GT16 และ GT18 ในตะกอนดินระดับเดียวกัน เช่น ตะกอนดินชั้นที่ 40-41 มีค่าดังนี้ 0.60 0.63 0.72 และ 1.06 ตามลำดับ จะเห็นว่าค่า bulk density มีค่าเพิ่มขึ้นจากตะกอนดินใกล้ฝั่งถึงไกลฝั่ง ผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4 GT14 และ GT15 แสดงให้เห็นถึงการตกค้างของสาร PCBs ในอดีตเนื่องจากการใช้และมีแนวโน้มการตกค้างลดลงตั้งแต่ปี พ.ศ.2520 ทั้งนี้เป็นผลจากมาตรการทางกฎหมายที่ห้ามใช้ตั้งแต่ พ.ศ.2515 จากข้อมูลการใช้สาร PCBs ในประเทศไทยนั้น พบว่าสาร PCBs นำเข้ามาพร้อมหม้อแปลงไฟฟ้าหรือหม้อเก็บประจุไฟฟ้าเท่านั้น อย่างไรก็ตามแม้กฎหมายได้ยกเลิกการใช้และนำเข้าสาร PCBs แล้ว แต่ยังสามารถตรวจพบการปนเปื้อนของสาร PCBs บริเวณตะกอนชั้นบนอาจเนื่องมาจากขบวนการการพัดพาและเคลื่อนที่ของอินทรีย์วัตถุตามธรรมชาติลงสู่สิ่งแวดล้อม เช่น ดินที่ปนเปื้อนสาร PCBs ซึ่งการกระจายสู่สิ่งแวดล้อมเกิดได้หลายทาง



รูปที่ 4 แสดงความเข้มข้นของสารLABs (6-C₁₂ isomer) TABs (L+M isomer) และ PCBs ในตะกอนดิน GT15



รูปที่ 5 แสดงความเข้มข้นของสารLABs (6-C₁₂ isomer) โดยคำนวณแบบ log scale ในตะกอนดิน GT14-GT18

เช่น การชะด้วยน้ำฝน (runoff) น้ำท่วม หรือ การระเหยและพัดพาโดยลมหรือบรรยากาศ (atmospheric transport) การเคลื่อนตัวของตะกอนดิน และการพัดพาของกระแสน้ำ ทำให้เกิดการกระจายและการสะสมของสาร PCBs แม้อยู่ห่างจากฝั่ง เมื่อเปรียบเทียบสาร PCBs ตกค้างในตะกอนดินกับผลการศึกษาพื้นที่อื่นพบว่า ความเข้มข้นของ PCBs สูงกว่าพื้นที่อ่าวไทยตอนบน เช่น อ่าวโตเกียว พบ 3.4 - 151 นาโนกรัม/กรัม (น้ำหนักแห้ง)⁽¹¹⁾ และ เขตอุตสาหกรรมใกล้ Buenos Aires ประเทศอาร์เจนตินาพบ 61-37 นาโนกรัม/กรัม (น้ำหนักแห้ง)⁽¹²⁾ เนื่องจากคุณสมบัติของสาร PCBs ที่สามารถละลายน้ำได้น้อยแต่ละลายได้ดีในไขมัน เมื่อเทียบกับ LABs ซึ่งมักสร้างพันธะกับสารอินทรีย์ และตกตะกอน ดังนั้นการพบสาร PCBs บริเวณใกล้ฝั่งที่ความเข้มข้นต่ำ (พิโคกรัมต่อกรัม) กว่าสาร LABs และยิ่งไกลฝั่งก็จะพบ PCBs มีความเข้มข้นต่ำมาก และเนื่องจากคุณสมบัติของ PCBs ดังที่กล่าวแล้ว ทำให้มีการเคลื่อนย้ายไปได้ไม่ไกลนัก เมื่อเทียบกับสาร LABs

สารกลุ่มลิเนีย อัลคิลเบนซีน

สารกลุ่มลิเนีย อัลคิลเบนซีน (LABs) โดยใช้ 6-C₁₂ isomer เป็นตัวแทนอธิบายการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแต่ละชั้นตะกอนดิน เนื่องจากมีความคงตัวสูงเมื่อเทียบกับ isomer อื่นๆ และให้ข้อมูลที่มีความน่าเชื่อถือสูงเนื่องจากมี peak ที่เป็นลักษณะเด่น จากผลการศึกษาการสะสมสารกลุ่ม LABs บริเวณตะกอนดินผิวหน้าพบว่า LABs สามารถกระจายสู่บริเวณไกลจากฝั่ง (offshore) ได้มากกว่าสาร PCBs กล่าวคือ ตรวจพบการสะสม LABs ของตะกอนดินผิวหน้าที่ ดังนี้ GT14 ตรวจพบ 4 นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง GT15 ตรวจพบ 12

นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง GT16 ตรวจพบ 40 นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง และ GT18 พบ 15 นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง ตามลำดับ แต่เมื่อตรวจสอบ LABs ในตะกอนดินแนวดิ่งแต่ละจุดพบว่า มีแนวโน้มเหมือนกันคือ มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากตะกอนดินชั้นล่างถึงตะกอนดินผิวหน้า โดย LABs มีการสะสมดังนี้ GT14 ตรวจพบ 2-4 นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง GT15 ตรวจพบ 2-12 นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง GT16 ตรวจพบ 2-40 นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง และ GT18 ตรวจพบ 2-15 นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง ดังแสดงในรูป 5 ตะกอนดิน GT15 แสดงความเข้มข้นของสาร LABs มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญตั้งแต่ชั้นที่ 33 (อายุตะกอนดินประมาณ พ.ศ. 2510) และความเข้มข้นสูงสุดชั้นที่ 27 (อายุตะกอนดินประมาณ พ.ศ. 2525) จากนั้นความเข้มข้นของ LABs ไม่ค่อยแตกต่างจากตะกอนดินบริเวณผิวหน้า ซึ่งแสดงถึงการใช้และการตกค้างของสาร LABs ในปัจจุบัน เมื่อเปรียบเทียบสาร LABs ตกค้างในตะกอนดินกับผลการศึกษาพื้นที่อื่นพบว่า ความเข้มข้นของ PCBs สูงกว่าพื้นที่อ่าวไทยตอนบน เช่น อ่าวโตเกียว พบ 1,000-3000 นาโนกรัม/กรัม - น้ำหนักแห้ง⁽¹³⁾ อ่าวมานิลา ประเทศฟิลิปปินส์ พบ 56-13,000 นาโนกรัม/กรัม (น้ำหนักแห้ง)⁽⁹⁾ การเคลื่อนย้ายของสาร LABs ในตะกอนดินจากคลอง แม่น้ำ และบริเวณปากแม่น้ำสู่ทะเลนั้น เนื่องจากคุณสมบัติของทั้ง LABs ละลายน้ำได้ดีกว่าเมื่อเทียบกับ PCBs จึงสามารถตรวจพบได้ในตะกอนดินระยะไกลจากปากแม่น้ำมากกว่า PCBs และมีงานวิจัยที่อธิบายการดูดซับ LABs ในสารแขวนลอย^(10, 13) ซึ่งจะพบ LABs ที่ตะกอนดินผิวหน้า GT15 มีความเข้มข้นสูงกว่า GT14 อย่างไรก็ดีตาม คุณสมบัติการละลายจะถูกควบคุมด้วย

ความเข้มข้นของน้ำทะเล ซึ่งจะเกิดการตกตะกอนเมื่อมีแคลเซียมมากขึ้น ดังนั้น เมื่อโคลฝั่งมากขึ้น เช่น GT16 และ GT18 จึงพบสาร LABs มีแนวโน้มลดลงจากการศึกษา LABs ซึ่งเป็นสารลดแรงตึงผิวที่ใช้ในปัจจุบันนี้แล้ว การวิจัยครั้งนี้ได้ทำการศึกษเปรียบเทียบเพื่อดูแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงประมาณการตกค้างของสารกลุ่มที่ห้ามใช้แล้วคือ สารกลุ่ม TABs ซึ่งจะได้อธิบายในลำดับต่อไป

สารกลุ่ม Tetrapropylene-based alkylbenzene

การศึกษา Tetrapropylene-based alkylbenzene (TABs) ซึ่งเป็นสารลดแรงตึงผิวประเภท branch chain ที่เคยใช้ผสมในผงซักฟอกในอดีต และปัจจุบันห้ามใช้แล้วตั้งแต่ พ.ศ. 2526 ตามประกาศของสำนักงานงานผลิตภัณฑ์มาตรฐานอุตสาหกรรมนั้น การศึกษาครั้งนี้เลือก L isomer และ M isomer ซึ่งมีความเสถียรมากกว่า isomer อื่นเพื่อเป็นตัวแทนแสดงการเปลี่ยนแปลงของการสะสมของสาร TABs จากผลการศึกษาพบว่า GT 15 มีความแตกต่างและการเปลี่ยนแปลงการสะสมของสาร LABs และ TABs อย่างชัดเจน กล่าวคือ L+M isomer ตรวจพบในชั้นแรกที่ 49 เซนติเมตร (อายุตะกอนดินประมาณ พ.ศ.2476) และมีแนวโน้มความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ จนถึงความเข้มข้นสูงสุดคือ ตะกอนดินชั้นที่ 37 เซนติเมตร (อายุตะกอนดินประมาณ พ.ศ. 2510) ซึ่งพบ L+M isomer สูงสุด คือ 5 นาโนกรัม/กรัม จากนั้นมีแนวโน้มลดลงเรื่อยๆ จนถึงตะกอนดินผิวหน้า ตรวจพบ L+M isomer ที่ความเข้มข้นประมาณ 1.8 นาโนกรัม/กรัม ซึ่งผลการศึกษาสอดคล้องกับผลของ LABs กล่าวคือ ชั้นตะกอนดินที่พบ L+M isomer เพิ่มขึ้นถึงชั้นที่พบ L+M isomer สูงสุดนั้นประมาณ พ.ศ.

2510 ซึ่งแนวโน้มการลดลงของ L+M isomer นั้นจะตรงข้ามกับแนวโน้มการเพิ่มขึ้นของ LABs แสดงให้เห็นว่ามีการเปลี่ยนแปลงการสะสมของสารในทางตรงข้ามกัน ซึ่งสามารถอธิบายได้จากการประกาศใช้กฎหมายเรื่องวัตถุอันตรายที่ช่วยลดแรงตึงผิวที่เป็นส่วนผสมในผงซักฟอก โดยเปลี่ยนจาก branch chain เป็น linear chain (LABs) ตั้งแต่ พ.ศ. 2526 และได้มีการส่งเสริมและการนำเข้ามาก่อนแล้วตั้งแต่ พ.ศ. 2520

สรุปผลและข้อเสนอแนะ ►

จากผลการศึกษาสามารถแสดงให้เห็นการประยุกต์ใช้ตะกอนดินแนวต่ง เพื่ออธิบายการเปลี่ยนแปลงการสะสมการใช้สารเคมีซึ่งตกค้างยาวนานตั้งแต่อดีตถึงปัจจุบัน โดยตะกอนดินแนวต่งสามารถแสดงแนวโน้มความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้นและลดลงของสารตกค้าง นอกจากนั้นสามารถใช้ในการติดตามผลของการบังคับใช้กฎหมายในอดีตถึงปัจจุบัน ผลการศึกษาการตกค้างของสาร PCBs LABs และ TABs สามารถแสดงแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงการสะสมก่อนและหลังการประกาศใช้กฎหมาย การศึกษานี้สามารถแสดงให้เห็นว่ามีการปนเปื้อนของสารเคมีที่เคยใช้ในอดีต (PCBs และ TABs) และที่ใช้ในปัจจุบัน (LABs) ซึ่งเป็นสารเคมีที่สามารถปนเปื้อนไปกับน้ำทิ้งชุมชน เนื่องจากคุณสมบัติทางเคมีของสารนั้นทำให้สามารถนำมาใช้เป็นตัวบ่งชี้ (molecular marker) อายุของตะกอนดินโดยประมาณได้ ใช้อธิบายการแพร่กระจายและการพัดพาจากแผ่นดินสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ โดยเฉพาะ LABs ซึ่งเป็นสารที่ยังใช้ในปัจจุบัน และมีแนวโน้มการสะสมในตะกอนดินเพิ่มขึ้นเรื่อย จากผลการศึกษา นี้นยังสามารถนำไปสู่การจัดการสิ่งแวดล้อมที่ดีขึ้น

เช่น การพัฒนาการติดตามตรวจสอบสาร LABs และการกำหนดค่ามาตรฐาน LABs ตกค้างในอนาคต

เอกสารอ้างอิง ►

- (1) Stephen S., Safe L. and Mullin M. 1987. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Environmental occurrence and analysis. ISBN 3-540-15550-3 Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. Stephen S. and Hutzinger O. Editor, Vol 1, 1-33
- (2) Takada H. and Eganhouse R. P. 1998. Molecular markers of anthropogenic waste: Their use in determining sources, transport pathways and fate of wastes in the environment, The Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation. R. Mayers, Editor, Wiley and Sons: 2883-2940
- (3) Santschi P.H., Presley B.J., Wabe T.L., Romero B.Garcia., Baskaran M. 2001. Historical contamination of PAHs, PCBs, DDT, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores. Marine Environmental Research 52, 51-59
- (4) Macias-Zamora J.V., Ramirez-Alvarez N. 2004. Tracing sewage pollution using linear alkylbenzenes (LABs) in surface sediments at the south end of the Southern California Bight. Environmental Pollution 130, 229-238
- (5) ร.ศ. อัญชลี พิพัฒน์เสริม ร.ศ. พงษ์จิตติมา หินเฑาะว์ ร.ศ. สุพานี สฤษฏ์วานิช โครงสร้างการผลิตและการตลาดของวัตถุดิบ และเคมีภัณฑ์ที่ใช้ในการผลิตในผงซักฟอก แชมพูและยาสระผมและยาสีฟัน ของกรมการค้าภายใน กระทรวงพาณิชย์ โดยความร่วมมือจาก ศูนย์วิจัยธุรกิจ คณะพาณิชย์และการบัญชี มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์
- (6) สถิติการนำเข้าสินค้า sodium lauryl sulphate and sodium lauryl ether sulphate 2526-2547 กรมศุลกากร
- (7) Zakaria M. P., Takada H., Tsutsumi S., Okno K., Yamada J., Kouno E. and Kumata H. 2002. Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in rivers and Estuaries in Malaysia ; A Widespread input of petroenic PAHs. Environmental Science and Technology. 36, 1907-1918
- (8) Zakaria M.P., Okuda T. and Takada, S. 2001. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAHs) and Hopanes in stranded Tar-balls on the Coasts of Peninsular Malaysia : Applications of Biomarkers for Identifying Sources of Oil Pollution. Marine Pollution Bulletin. 42, No12, 1337-1366
- (9) Isobe K. O., Zakaria M. P., Chiem N. H., Minh L.Y., Prudente M., Ruchaya B., Saha M., Sarkar S., Takada H. 2004 . Distribution of linear alkylbenzene (LABs) on riverine and coastal environments in South and Southeast Asia. Water Research 38, 2449-2459

- (10) Takada H., Satoh F., m. Bothner B. Tripp, ed. R.P. Eganhouse., C. Johnson, and J. Farrington, Anthropogenic Molecular Markers: Tools to Identify the Sources and Transport pathways of Pollutants. Molecular Markers in Environmental Geochemistry, ACS Symposium series 671, 178-195, American Chemical Society, 1997
- (11) Yamashita N., Kannon K., Imagawa T., Villeneuve D., Hashimoto S., Miyazaki A., Giesy J.P. 2000. Vertical profile of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofuran, naphthalenes, biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons, and alkylphenols in a sediment core from Tokyo Bay. Environmental Science & technology. 34, 3560-3567
- (12) Columbo, J.C., Cappelletti, N.C., Barreda, A., Migoya, M.C., Skorupka, C.N. 2005. Vertical Flux and accumulation of PCBs in coastal sediment of the Rio de La Plata estuary, Argentina. Chemosphere Article in press
- (13) Takada H. and Ishiwatari R. 1987. Linear Alkylbenzenes in Urban Riverine Environments in Tokyo : Distribution, Source, and Behavior. Environmental Science and Technology 21, p.875-883.



องค์ประกอบสารโพลีไซคลิก อาร์โรมาติก ไฮโดรคาร์บอน และ ไตรเทอร์เพนในตะกอนดินแนวต่งบริเวณอ่าวไทยตอนบน

Vertical Profile of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, and Triterpanes in Sediment Cores from the Upper Gulf of Thailand

รุจยา บุญยทุมานนท์^[1] Hideshige Takada^[2] และกัลยา วัฒนยากร^[3]
Ruchaya Boonyatumanond, Hideshige Takada and Gullaya Wattayakorn

Submitted to the 2nd Seminar of JSPS Multilateral Core University on Coastal Oceanography, Tokyo,
Japan (24-26 August 2005)

บทคัดย่อ

เพื่อศึกษาการสะสมมลพิษของสารอินทรีย์ที่มนุษย์เป็นผู้ก่อให้เกิดขึ้น (anthropogenic pollutants) และการประเมินมาตรการการควบคุมสารมลพิษเหล่านั้น โดยการวิเคราะห์การสะสมของสารโพลีไซคลิกอาร์โรมาติก ไฮโดรคาร์บอน (polycyclic aromatic hydrocarbon, PAHs) และไตรเทอร์เพน (triterpanes) ของตะกอนดินแนวต่งบริเวณอ่าวไทยตอนบน ซึ่งห่างจากปากแม่น้ำเจ้าพระยาประมาณ 20-40 กิโลเมตร (GT14-GT18) ตะกอนดินสกัดด้วยเทคนิค Accelerated Solvent Extraction (ASE) กำจัดสิ่งสกปรกที่ปนเปื้อนด้วยซิลิกา เจล โครมาโตกราฟี (silica gel column chromatography) และประมวลผลทางคุณภาพวิเคราะห์ด้วยเครื่องก๊าซโครมาโตกราฟี แมสสเปคโตรมิเตอร์ (gas chromatograph-mass spectrometer) อัตราการตกตะกอนสามารถประมาณโดยใช้รังสีเทคนิคและสารที่เป็นตัวบ่งชี้ (molecular marker) ความเข้มข้นของ PAHs มีแนวโน้มลดลงอย่างช้าๆ จากตะกอนใกล้ปากแม่น้ำสู่ไกลปากแม่น้ำ ความเข้มข้นมากที่สุดบริเวณใกล้ปากแม่น้ำ คือ 48-87 นาโนกรัม/กรัม-น้ำหนักแห้ง (GT14) และ 3-13 นาโนกรัม/กรัม-น้ำหนักแห้ง (GT15) ความสัมพันธ์ระหว่างโมเลกุล (molecular profile) ของ PAHs บริเวณใกล้ปากแม่น้ำสู่ไกลจากปากแม่น้ำแสดงลักษณะดังนี้ GT14 แสดงลักษณะเด่นของผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียม (petrogenic) GT15 พบลักษณะของผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียมและผลิตภัณฑ์เผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ปนกัน ในทางกลับกันบริเวณไกลปากแม่น้ำคือ GT16 และ GT18 แสดงลักษณะเด่นของผลิตภัณฑ์เผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ (pyrogenic) สาร triterpanes ที่พบแสดงแนวโน้มการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นขึ้นจากตะกอนดินชั้นล่างสู่ชั้นบน และความเข้มข้นบริเวณใกล้ปากแม่น้ำบริเวณ GT14 พบ ช่วง 467-1,376 นาโนกรัม/กรัม-น้ำหนักแห้ง และบริเวณไกลจากปากแม่น้ำคือ GT18 พบ ช่วง 30-209 นาโนกรัม/กรัม-น้ำหนักแห้ง ความสัมพันธ์ระหว่างโมเลกุล (molecular profile) ของ triterpanes พบว่ามีความสัมพันธ์เหมือนกันตลอดทั้งตะกอนดินแนวต่ง GT15

คำสำคัญ : โพลีไซคลิกอาร์โรมาติก ไฮโดรคาร์บอน ไตรเทอร์เพน ตะกอนดิน อ่าวไทย

(1) ส่วนวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีด้านสารพิษ

(2) Laboratory of Organic Geochemistry, Tokyo University of Agriculture and Technology, Japan

(3) Department of Marine Science, Faculty of Science, Chulalongkorn University

E-mail : ruchayapoo@hotmail.com

Abstract

To understand the historical trend of accumulation of organic pollutants and to evaluate the effectiveness of recent pollution control measures, sediment cores were collected from the upper Gulf of Thailand and analyzed for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and triterpanes. The sampling locations ranged from ~20 kilometer off the mouth of The Chao Phraya River (GT-14) to ~40 kilometer off the mouth (GT-18). The sediment samples were extracted by Accelerated Solvent Extraction (ASE), and purified by two-step silica gel column chromatography and determined by gas chromatograph equipped with mass spectrometer. Sedimentation rate was estimated by radionuclide technique and molecular marker. PAHs concentration has slightly decreasing trend from inshore to offshore sediment core. The maximum concentration of PAHs of inshore sediment core (GT14-GT15) and offshore sediment core (GT16-GT18) was 48-87 ng/g-dry weight) and 3-13 ng/g-dry weight, respectively. The molecular profile of PAHs in inshore sediment core (GT14) showed significance of petrogenic input. Sediment core in GT15 showed mixture of petrogenic and pyrogenic input. On the other hand, the vertical profile of PAHs from offshore (GT16 and GT18) locations showed significant pyrogenic input. Triterpanes concentration in sediment core showed increasing trend from bottom layers to surface layers in each core and also from offshore to inshore sediment core. The triterpanes concentrations of inshore sediment core (GT14) and offshore sediment core (GT18) were 467-1376 sediment core and 30-209 ng/g-dry weight, respectively. Triterpanes profiles showed similar pattern among sediment cores GT15.

Keywords : polycyclic aromatic hydrocarbon, triterpanes, sediment, Gulf of Thailand

1. Introduction ►

Thailand is highly dependent on its marine environment for food, raw materials and other needs for sustenance and economic development. During the past three decades, the country has exerted unusually high demands on its environment as a consequence of rapid population growth. The Gulf of Thailand has been a receptacle for agriculture; lumbering; ports and shipping; fishing and aquaculture; human settlement; recreation and tourism for a long time. The marine environment in Thailand therefore, has been degraded by various pollutants arising both from land-based sources and from heavy shipping traffic, together with the accompanying accidental oil spills^(1,2).

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are a class of ubiquitous pollutants, consisting of hydrogen and carbon arranged in the form of two or more fused aromatic rings⁽³⁾. PAHs have become increasingly important because of their potential carcinogenicity, mutagenicity to aquatic organisms and man⁽⁴⁾. Most PAHs compounds released into the environment originate from anthropogenic activities, although some PAHs are synthesized by bacteria, plants and fungi or derived from natural products and processes such as coal, oil, forest fire and marine seep⁽⁵⁻⁸⁾. There are two types of anthropogenic source, which are pyrogenic and petrogenic

sources⁽⁹⁻¹¹⁾. To understand the distribution of PAHs and identify the sources of PAHs from petrogenic input to aquatic environment, one of the most useful methods of recognition and “fingerprinting” from crude oil are integrated by hopanes series. The molecular markers can be used to estimate contribution from a specific source⁽¹²⁻¹⁴⁾.

Triterpanes are a group of pentacyclic triterpenoid, which is a ubiquitous component in bacteria⁽¹⁵⁾. Triterpenoid is direct precursors of hydrocarbon in sediment and derived from fossil and petroleum. It provided information for identifying the sources. The C₂₉ member of the series is the same as the common C₂₉-17 α (H),21 β (H)-hopane. The C₃₀-norhopanes have been shown widely distributed in crude oils derived from carbonate source rocks⁽¹⁶⁾. Oleananes, major series can be distinguished among these higher plant triterpenoids⁽¹⁷⁾.

The objectives of this study are: (1) to understand the historical trends of concentration and composition of PAHs and triterpanes; (2) to understand the possible offshore transport processes of those organic pollutants.

2. Materials and methods ►

2.1 Oceanographic data

The Gulf of Thailand is located in the west of the South China Sea, surrounded by

Thailand, Vietnam, Cambodia and Malaysia, and situated between latitudes $5^{\circ}00'N$ and $13^{\circ}30'N$, and longitudes $99^{\circ}00'E$ and $106^{\circ}00'E$. It is a semi-enclosed sea, which it cover an area of about $320,000 \text{ km}^2$ ⁽¹⁸⁾. The mean depth is 45 meters and the maximum depth is 80 meters. The Gulf of Thailand is relatively shallow and rich of sediment. The sediment cores were collected in the upper part of the Gulf between latitudes $13^{\circ}30'N$ and $12^{\circ}60'N$ and longitudes $100^{\circ}00'E$ and $101^{\circ}00'E$, covering an area of around 100 km^2 , which is shown in Figure 1 and Table 1. The upper Gulf located between latitudes $13^{\circ}30'N$ and $12^{\circ}60'N$ and longitudes $100^{\circ}00'E$ and $101^{\circ}00'E$, which cover an area about 100 km^2 . The Chao Phraya River is considered for huge amount of watershed from nature and domestic sewage. The River basin occupies the southern part of the central plain of Thailand with an area of $162,000 \text{ km}^2$. The Chao Phraya River is the most important river in Thailand, flows through several cities including Bangkok. There are industrial located along the river and a large number of inhabitants live along the riverbanks. The river, which discharges into the upper Gulf, has an average discharge varying from $8,000 \times 10^6$ to $34,000 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$. Undisturbed sediment layers of increasing age preserve a useful record of the history of changes in contaminants chemical.

2.2 Sediment sampling

A gravity corer (11 cm inner diameter) was pushed into the sediment using gravity weight 50 Kg. The sediment cores were sliced from the surface into 2 cm until the depth 20 cm and then sliced into 1 cm until the end of core. The sediment samples were freeze-dried and stored at -30°C until analysis. To understand the sediment condition along the cores, bulk density was determined in each layer. The information of bulk density is defined as the weight of a unit volume of sediment including its pore space. The wet sediments were put into a cub (2ml) and recorded the wet weight. The sediments were dried at 105°C . Bulk density was calculated by wet weight minus with dry weight. Moisture content was calculated in each sediment layer.

2.3 Chemicals

Authentic standards of PAHs were purchased from Sigma and Wako Pure Chemical Co.Ltd as follows phenanthrene, anthracene, 4,5-methylphenanthrene, pyrene, methylphenanthrene, fluoranthene, benzo(a)anthracene, chrysene, benzo(b)fluoranthene, benzo(e)pyrene, benzo(a)pyrene, perylene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, benzo(ghi)perylene, coronene. Hopanes standards, $18\alpha(\text{H})$ -22,29,30-Trisnorhopane (Ts), $17\beta(\text{H})$, $21\alpha(\text{H})$ -30-norhopane ($\text{C}_{29} 17\beta$), $17\alpha(\text{H})$ -22,29,30-

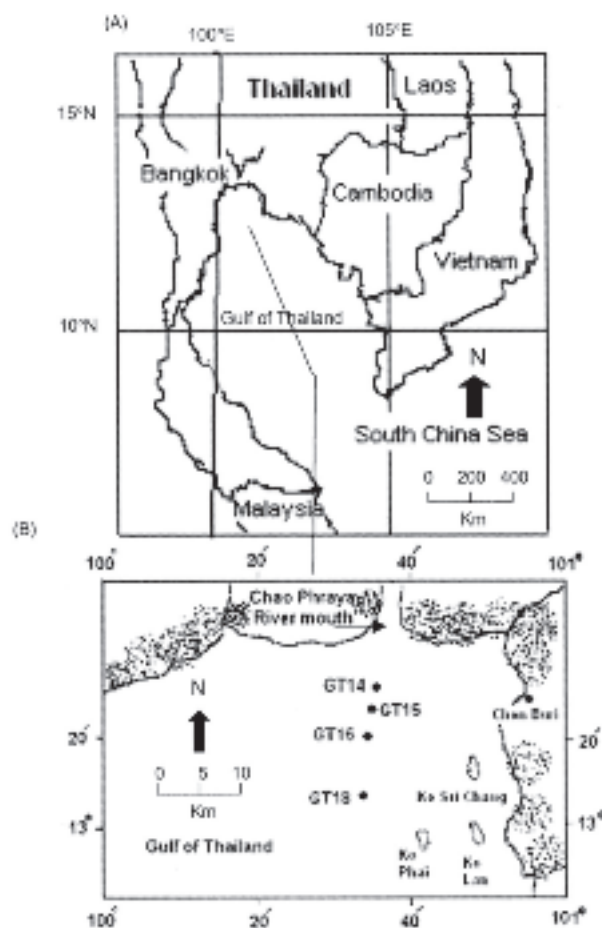


Figure 1 Sampling location from the upper Gulf of Thailand

Trisnorhopane (Tm), $17\alpha(\text{H}), 21\beta(\text{H})$ -30-norhopane ($\text{C}_{29}, 17\alpha$), $18\alpha(\text{H})$ -oleanane, $17\alpha(\text{H}), 21\beta(\text{H})$ -hopane ($\text{C}_{30}, 17\alpha$) and $17\beta(\text{H}), 21\alpha(\text{H})$ -hopane ($\text{C}_{30}, 17\beta$), $\text{C}_{30}, 17\beta(\text{H}), 21\beta(\text{H})$, were purchased from Chiron, Norway.

2.4 Extraction and Fractionation

To analyze triterpanes, and PAHs, sediment samples were exactly weighed to 3 g and extracted with 40 ml (1:3, v/v) acetone: dichloromethane (DCM) by accelerate solvent extraction (Dionex, ASE-200). The extract

was spiked with surrogate of PAHs, and concentrated to 1 ml by rotary evaporation. Elimination of some polar compound impurities was carried out using a 5% H_2O deactivated silica gel column (1cm i.d. X 9 cm length). The target compounds were eluted by 20 ml (3:1; v/v) hexane: $\text{DCM}^{(9)}$. The fractionation of triterpanes and PAHs was carried out by a fully activated silica gel column (0.47 cm i.d. 18 cm length) and eluted with 4 ml hexane and 10 ml (3:1, v/v) hexane: DCM, respectively. All fractions were concentrated just to

dry, and then redissolved with 50 μ l of isooc-tane, then injected into a gas chromatograph - mass spectrometer (GC/MS). QA/QC samples were analyzed in batch of usually 6 samples along with one sample blank, and sediment sample spiked with a surrogate standard. Recovery of each surrogate standard relative to the internal standard added just before instrument analysis was between 80-105%.

2.5 Instrumental analysis

PAHs and hopanes were quantified by gas chromatograph-mass spectrometer (GC-MS) (Hewlett-Packard 5892 series II) equipped with a quadrupole and electron impact modes (70 eV). Chromatographic column was a J&W Scientific Durabond HP-5MS fuse silica capillary column (30 m X 0.25 mm i.d. with 0.25 μ m film thickness) with splitless injection at 310 °C. Helium gas was used as a carrier gas



Figure 2 Sediment core sampling

Sampling code	Sampling date	Latitude	Longitude	Depth (m)	Distance from river mouth(km)	Length sample of sediment (cm)
GT14	June-10-2004	13 °21'64N	100 °34'58E	10.7	15	85
GT15	June-10-2004	13 °24'86N	100 °34'60E	13.8	20	60
GT16	June-10-2004	13 °18'90N	100 °34'45E	13.4	25	40
GT18	June-10-2004	13 °13'58N	100 °34'23E	17.8	35	40

at a flow rate of 1 ml/min. PAHs instrument parameters are; initial temperature at 70 °C for 2 min., increase at the rate of 30 °C/min. to 150 °C, then 4 °C/min. to 310 °C for 10 min. For the triterpanes analysis, the initial temperature is at 70 °C, hold for 1 min., then increase at the rate of 30 °C/min., and hold for 10 min. Detail identification and quantification of individual triterpanes and PAHs were explained elsewhere ⁽¹⁹⁾.

3. Results and discussion ►

3.1 Sediment dating

Four sediment cores were collected from the upper Gulf of Thailand. The cores were representative of near shore (GT14 and GT15), and far from the river mouth (GT16 and GT18). The GT15 was selected to determine age of sediment profile the using ¹³⁷Cs. The ¹³⁷Cs started to be detected at the layer 45-46 cm

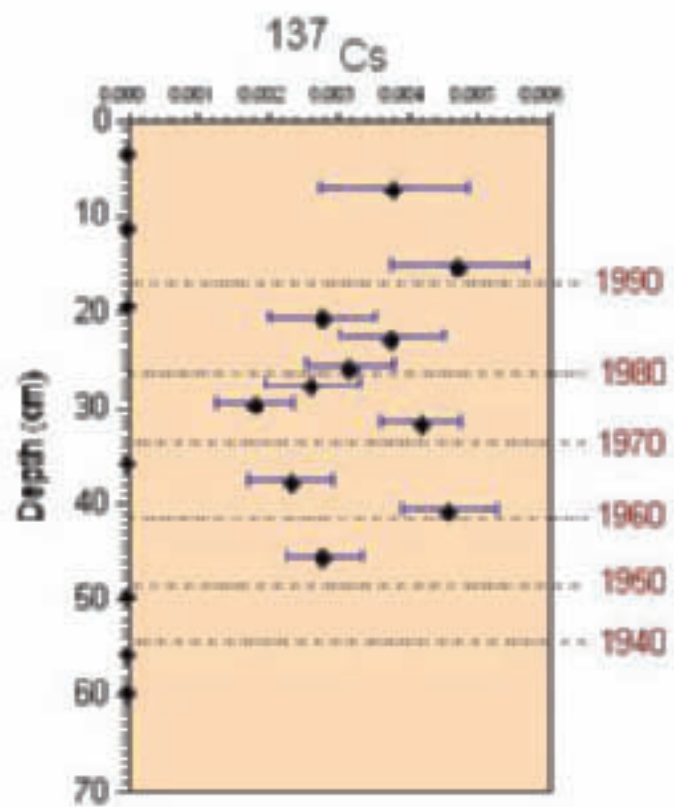


Figure 3 Estimation of sediment dating on GT15

of GT15, which were indicated year 1954 as shown in Figure 3. Calculated average of accumulation rates of GT15 were $0.5 \text{ g/cm}^2/\text{year}$ ($\sim 0.9 \text{ cm/year}$), which the rate was closed to previous study ⁽²⁰⁾.

3.2 Vertical profile of anthropogenic compounds in sediment core (GT15)

The concentrations and vertical profiles of anthropogenic compounds (PAHs and triterpanes) were calculated on a dry weight basis. GT15 was a representative sediment core sample because it clearly showed discrimination of petrogenic and pyrogenic on the sediment core. Therefore, this study selected GT15 to analyze for all compounds. The concentration of PAHs on sediment core,

the GT15 showed slightly increasing trend from deeper layer around 50cm in the early 1940s (18 ng-total PAH /g) to around 30cm in the mid 1970s (90 ng-total PAH /g), and PAHs concentration from 20 cm to the surface layers ranged from 100 to 60 ng-total PAH /g), as shown in Figure 4.

The PAHs compositions of the GT15 showed mixture of PAHs compositions are pyrogenic signature in deeper layer until around 40 cm and the PAHs compositions change to petrogenic signature up to the surface layer. There are approaches using several ratios to investigate sources such as phenanthrene to anthracene (P/Anth), sum of methylphenanthrene to phenanthrene (MP/P), benz(a)anthracene to chrysene (BaA/Chr),

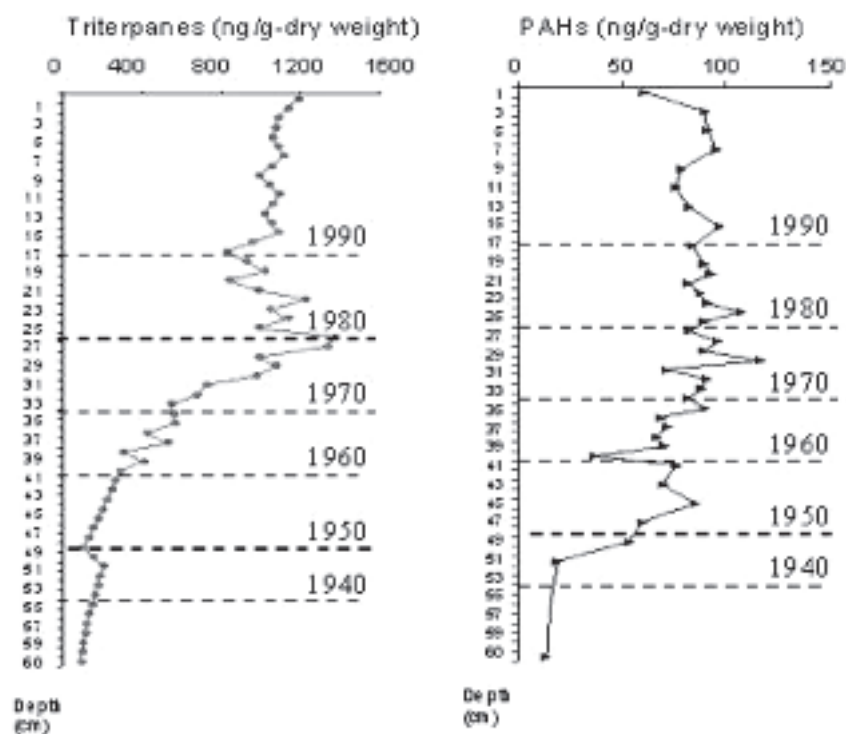


Figure 4 Vertical concentrations of triterpanes, and PAHs of GT15

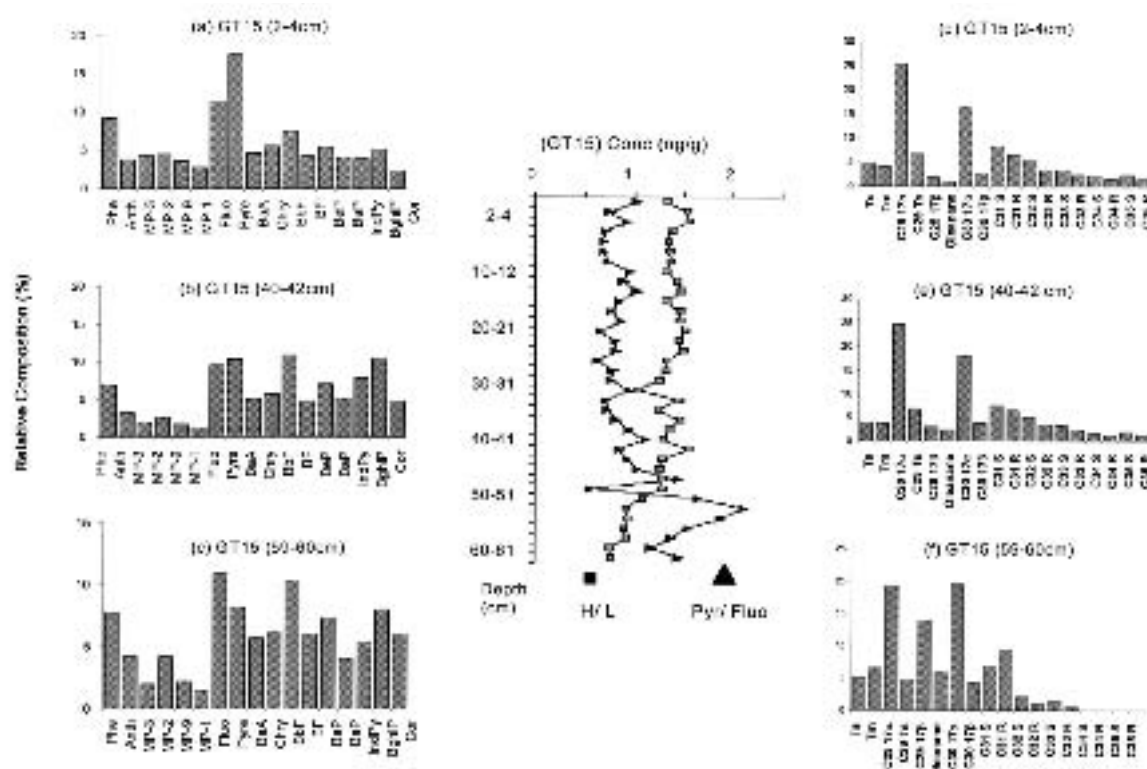


Figure 5 PAHs, triterpanes compositions Pyr/Fluo (▲) and H/L (■) of GT15

Fluoranthene to Pyrene (Fluo/Pyr), High molecular weight PAHs to low molecular weight PAHs (H/L) and 4H-cyclopenta (def) phenanthrene to methylphenanthrene (CPP/MP) for combustion process, pyrene to perylene for diagenetic process^(9, 21-24).

The relationship of ratios as follows: P/Anth <10, MP/P <1, Pyr/Fluo <1, CPP/MP >0.2, and H/L >0.8 can interpret that PAHs contaminant were derived from pyrogenic source. This report calculated some ratios, which suggested possible sources of PAHs, as summarized the PAHs composition in Figure 5.

The discrimination between pyrogenic and petrogenic sources among those ratios, MP/P, Pyr/Fluo, H/L and CPP/MP were

efficient tool for this study. The ratios of sediment core GT15 (n = 37) indicated that the source of PAHs in sediment core is mixture of petrogenic input (0-40 cm) and pyrogenic input (40-60cm) as shown in Figure 5. The ratios indicated petrogenic signature from 0-40 cm layers, MP/P ranged from 1.0 to 1.6 (± 0.16 , n = 30), Pyr/Fluo ranged from 1.5 to 1.0 (± 0.11 , n = 30), H/L ranged from 0.75 to 0.50 (± 0.17 , n = 30), CPP/MP ranged from 0.11 to 0.13 (± 0.01 , n = 30). In contrast, pyrogenic signature from 40-60 cm layers was explained, Pyr/Fluo ranged from 0.91 to 0.76 (± 0.11 , n = 7), H/L ranged from 1.7 to 1.4 (± 0.31 , n = 7), and CPP/MP ranged from 0.54 to 0.33 (± 0.15 , n = 7).

The PAHs concentration among 4 cores showed slightly increasing trend from the deeper layer to surface layer ranging from 54 to 87 ng/g for GT14, 13 to 60 ng/g for GT15, 8 to 22 ng/g for GT16 and 5 to 13 ng/g for GT18. Total deposition of sediment core (ng/cm²) was indicated offshore transport from land-base to open ocean. Total deposition of sediment core (ng/cm²) was calculated from total concentration (ng/g) X bulk density (g/cm³). Total deposition of PAHs in sediment cores indicated that GT14 had higher deposition than other cores as follows; 3297 ng/cm² for GT14, 2043 ng/cm² for GT15, 513 ng/cm² for GT16 and 277 ng/cm² for GT18. A comparison PAHs accumulation from the upper Gulf of Thailand data with other areas indicated that PAHs accumulation were low to moderate level such as 65-2010 ng/g from Tokyo Bay, 30-112000 ng/g from the Adriatic Sea, Italy ⁽²⁵⁻²⁶⁾.

The possible mechanism transports of PAHs were associated with soot particles and distributed by wind, the influence of which can extend a great distance out into in aquatic environment because of their hydrophobic marker. Therefore, this marker can be indicated the movement of particle from their point of origin. For these occurrences could explain by long-range atmospheric transport, which were discussed in many studies ⁽²⁷⁻³⁰⁾.

Triterpanes ►

In order to elucidate the contribution of petrogenic input in aquatic environment, triterpanes series were used as a molecular marker. The triterpanes concentration and compositions of the GT15 was shown in Figure 4 and 5. The trends of triterpanes concentration showed dramatic increasing trend in each layer from deeper layers ~ 50cm (~1950s) up to the layers ~ 25cm (~1980s) from 90 to 1200 ng/g and then the concentrations were almost constant from ~25cm to surface layer (~900 to 1100 ng/g). The triterpanes composition in sediment samples showed predominance of 17 α 21 β (H) C₂₉ hopane (C₂₉ 17 α) over 17 α 21 β (H) C₃₀ hopane (C₃₀ 17 α) with stair-step of C₃₁-C₃₅ homohopane. The triterpanes compositions were consistent for all the layers of the GT15 as shown in Figure 4. The trend of triterpanes concentrations in surface sediments increased from offshore to inshore area (210 ng/g for GT18, 334 ng/g for GT16, 1083 ng/g for GT15 and 1352 ng/g for GT14, respectively). The vertical profile showed significant increasing trend from the deeper layer to the surface layer in each sediment core. The concentration of GT14 showed increasing trend from the deeper layer (80-85cm) to the surface layer ranging from 467 to 1352 ng/g. The offshore sediments (GT16 and GT18) were detected from the bottom layer (~40-41 cm) to surface layer ranging

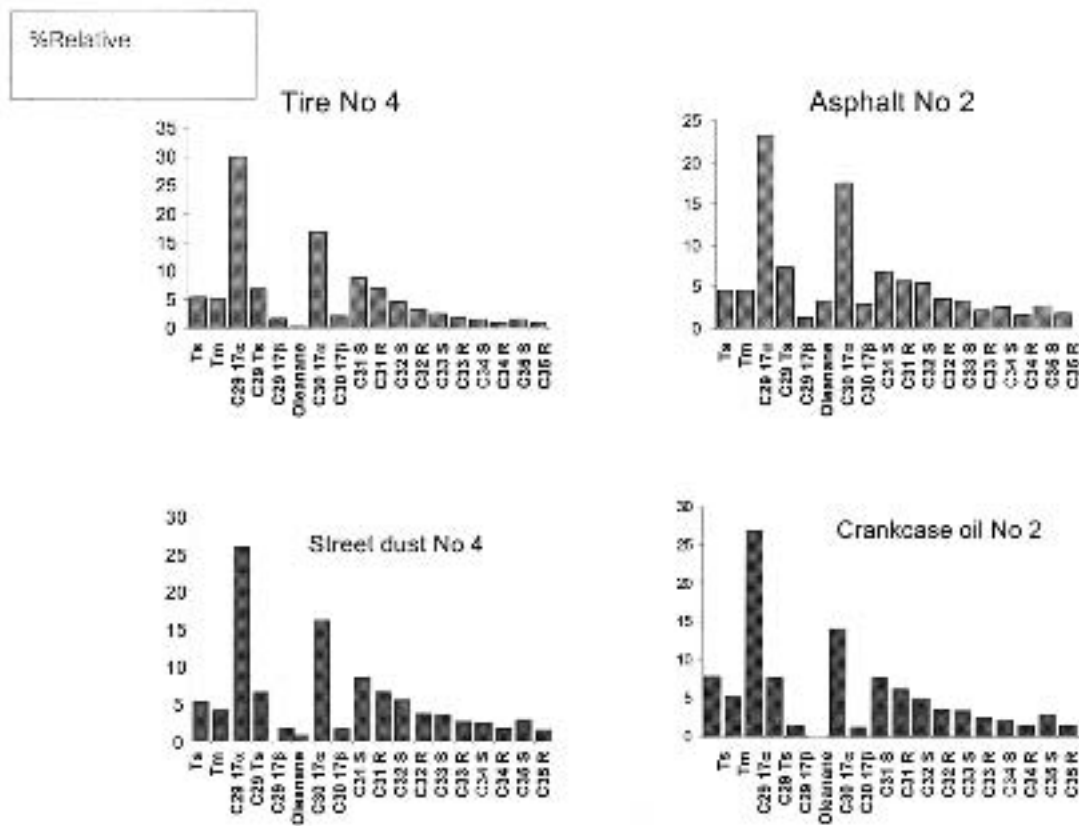


Figure 6 Tire, Asphalt, street dust and crankcase oil composition

from 34 to 334 ng/g and 28 to 209 ng/g, respectively. Total deposition of triterpanes showed decreasing trend from inshore (GT14 = 47.4 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, GT15 = 19.6 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) to off-shore area (GT16 = 4.0 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, GT18 = 3.8 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$). The triterpanes compositions were similar to the composition of petroleum products during 50 years to present. (e.g. street dust tire, asphalt and crankcase oil), as shown in Figure 6. Therefore, we assumed that other triterpanes profiles, which were difference from the major profiles; it might be derived from different sources. Several factors may account for the difference in concentration and com-

position among these contaminants. The mass input of the pollutants were possible derived from many sources such as wastewater, urban runoff, atmospheric deposition and agriculture runoff⁽³¹⁾.

Sediment contamination from river and adjacent depths around river mouth can also be mixed and lateral transport the contaminants into inshore area. Lateral transport normal occur on surface sediments, which the sediments could be moved from river mouth because of watershed of water from river to sea.

For this study, it suggested that possible sources of the triterpanes in the upper Gulf derived from urban area and could be come from inland source and transported to estuaries and deposited around the inshore and offshore area. Hypothesis of triterpanes transport pathways of pollutants were binding with particle and long-range transport. However, the possible source of petrogenic input from land-base such as street dust and crank-case oil, and others material sources will discuss for our future study.

Conclusion and Suggestion ►

The reconstruction of sedimentary record of anthropogenic pollutants and molecular marker reflected to urbanization and historical trends in the aquatic environment. In this finding were concluded as followed:

- (1) PAHs started to be detected around 1940s. Concentrations of PAHs were slightly increasing trends from the offshore area to inshore area. The level of PAHs concentration are low to moderate contamination. PAHs composition of sediment core from inshore to offshore area indicated dominance of petrogenic PAHs for the GT14, mixture of petrogenic and pyrogenic signature for the GT15, and predominance of pyrogenic signature for the GT16 and GT18, respectively.

- (2) Triterpanes started to be detected around 1950s. The triterpanes concentration showed dramatically increasing trend from offshore to inshore sediment. It infers that inshore area was contaminated with petrogenic input higher than offshore area because of human activities.

- (3) Total deposition of total PAHs and triterpanes showed decreasing trend from inshore to offshore area. The highest deposition of total hopanes = $47.4 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ for GT14 and total PAHs = $3.3 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ for GT14. The anthropogenic pollutants were detected lower concentration than other developing countries such as Japan around Tokyo Bay and UK.

The lateral transport was possible part-way for anthropogenic pollutants in the upper Gulf of Thailand. For other transportation of organic pollutants to sediment such as atmospheric deposition is one of our possible considerations. It can be cross the air sea interface and deposited to sediment. The transportation and pathways of PAHs to the Gulf of Thailand will be demonstrated in our further research.

References ►

- (1) Gullaya, W., Brain, K., Eric, W., Ponsri, S., (1998) Seasonal dispersion of petroleum contaminants in the Gulf of Thailand.

- Continental Shelf Research* 18, 641-659
- (2) สถิติการเกิดน้ำมันรั่วไหลสู่แหล่งน้ำธรรมชาติในประเทศไทย กรมควบคุมมลพิษ
- (3) Youngblood, W. W. (1975). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment: homologous series in soils and recent marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 39, 1303-1314
- (4) IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: an updating of IAPC monographs volumes 1-42. *Suppl.7. International Agency for Research on Cancer*, Lyon, France., 1987
- (5) Kvenvolden, K.A., Hostettler, F.D., Carlson, P.R., Rapp, J.B.(1995). Ubiquitous Tar Ball with California-source Signature on the shorelines of Prince William sounds, Alaska. *Environmental Science and Technology*, 29, 2684-2694
- (6) Silliman, J.E., Meyer, P.A., Eadie, B.J. (1998). Perylene: an indicator of alternation process or precursor materials. *Organic Geochemistry* 29, 5-7, 1737-1744
- (7) Boehm, P.D., Page, D.S., Gilfillan, E.S., Bence, A.E., Burns, W.A., Mankiewicz, P.J.(1998). Study Of The Fates And Effects of The Exxon Valdez Oil Spill on benthic sediments In two bays In Prince William Sound, Alaska. 1. Study Design, Chemistry, And Source Fingerprinting. *Environmental Science & Technology*.32, 5, 567-576
- (8) Manolis, M., Orjan, Gu., Tomas, Alsberg.,A-L.E. ,Christopher, M.R. , Li Xu. , Jana K., Ivan H, Euripides G. S.(2005). Contribution of biomass burning to atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons at three European background Sites. *Environmental Science & Technology* 39, 9, 2976-2982
- (9) Garrigues, P., Budzinski, H., Manitz, M.P., Wise, S.A. (1995). Pyrolytic and petrogenic inputs in recent sediments: a definitive signature through phenanthrene and chrysene compounds distribution. *Polycyclic Aromatic Compounds* 7, 275-284.
- (10) Readman, J.W., Fillmann, G., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, P., Catinni, C., Mee, L. D. (2002). Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin* 44, 48-62.
- (11) Overton, E.B., Ashton, B.M., Miles, M.S. (2004). Historical polycyclic aromatic and hydrocarbon Historical polycyclic aromatic and hydrocarbon loading in Northern Central Gulf of Mexico shelf sediment. *Marine Pollution Bulletin* 49, 557-563
- (12) Volkman, J. K., Revill, T A., Murray, A. P. (1997). Applications of biomarkers for Identifying sources of natural and pollutant hydrocarbons in aquatic environments. Editor, Robert P.Eganhouse. *American*

- Chemical Society*, 2, 83-99
- (13) Nytoft, H.P., BoJesen-Koeford, J., Christiansen, F.G.(2000). C26 and C28-C34 28-hopanes in sediments and petroleum. *Organic Chemistry*, 31, 25-39
- (14) Yunker, M. Macdonald. B., Robie W., Vingarzan. R.M., Reginald H., Darcy G., Stephanie S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33, 4, 489- 515
- (15) Ensminger, A., Van. Dorselaer, A., Spyckerelle, Ch., Albrech, P. P., Ourisson, G. (1974). Pentacyclic triterpanes of the hopane type as ubiquitous geochemical markers: origin and significance. In Tissot, B, Bienner F.(Eds). *Advances in organic geochemistry* 1973. Edition Technip, Paris pp.245-260.
- (16) Subroto, E.A., Alexander, R., Kagi, R.I.(1991) 30-Norhopanes: their occurrence in sediments and crude oils. *Organic Geochemistry* 93, 179-192.
- (17) Sosrowidjojo, Imam. B., Alexander, R., Kagi, Robert. I. (1994). The biomarker composition of some crude oils from Sumatra. *Organic Geochemistry* 21, 303-312
- (18) Piyakarnchana, T (1999). Changing state and health of the Gulf of Thailand Large Marine Ecosystem. Kenneth Sherman and Qisheng Tang (eds) Large Marine Ecosystems of the Pacific Rim- Assessment, Sustainability, and Management. Publisher (Blackwell Science) 240-250
- (19) Zakaria, M.P., Takada, H., Horinouchi, A., Tanabe, S., and Ismail, A. (2000) Application of Biomarkers for Source Identification of Oil Pollution in The Straits of Malacca, Malaysia. *Environmental Science & Technology* 34, 1189-1196.
- (20) Kanitha, S., Boonsom, P., Sunan, N., Pathom, Y., Roy, C., Michael, L.P., Terry, H., (1997) Radionuclide activities, geochemistry and accumulation rates of sediments in the Gulf of Thailand. *Continental Shelf Search*. 17, 8, 925-965
- (21) Laflamme, R. E., Hites, A. Ronald. (1978). The global distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 289-303
- (22) Frederic, G. Prahl., Roy, C. (1983). Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-phase associations in Washington coastal sediment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47, 1013-1023
- (23) Notar, M., Leskovsek, H., Faganelli, J. (2001). Composition, Distribution and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1, 36-44

- (24) Ricking, M., Schulz, H.-M. (2002). PAH-profiles in sediment core from the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 44, 551-576
- (25) Yamaguchi, Y., Sato, F., Akiyama, K.- I, Kouno, E., Tsutsumi, S., Takada, H. (2000) a. Biomonitoring of organic micropollutants in coastal zones using mussels-characteristics of application to Tokyo Bay. *Chikyukagaku (Geochemistry)* 34, 1, 41- 57
- (26) Fabbri, D., Ivano, V., Cheng-Gong, S., Colin, E.S., Carole, M., Anthony, E. F. (2003). Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in a coastal lagoon by molecular and isotopic characterization. *Marine Chemistry*, 84, 123-135
- (27) Simcik, M.F., Eisenreich, S.J., Golden, K.A., Liu, S.P., Lipiatou, E., Swackhamer, D.L., Long, D.T. (1996). Atmospheric Loading of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons To Lake Michigan as recorded In the sediments. *Environmental Science & Technology* 30, 10, 3039-3046
- (28) Simcik, M.F., Eisenreich, S.J., Lloy, P.J. (1999). Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment* 33, 5071-5079
- (29) Hatsall, C.J., Sweetman, A.J., Barrie, L.A., Jones, K.C. (2001). Modelling the behaviour of PAHs during atmospheric transport from UK to the Arctic. *Atmospheric Environment* 35, 255-267
- (30) Mastral, M., Callen, M.S., Lopez, J.M., Murillo, R., Garcia, T., Navarro, M.V. (2003). Critical review on atmospheric PAH, Assessment of report of reported data in the Mediterranean basin. *Fuel Processing Technology* 80, 2, 183-193



การพบสาร ลิเนีย อัลคิลเบนซีน ในแหล่งน้ำของประเทศไทย

Occurrence of Linear Alkylbenzenes in Aquatic Environment of Thailand

รุชยา บุญยทุมานนท์^[1] กัลยา วัฒนยากร^[2] Kei O.Isobe^[3] และ Hideshige Takada^[3]

Ruchaya Boonyatumanond, Gullaya Wattayakorn, Kei O.Isobe, and Hideshige Takada

Submitted to 3rd-Asian Pacific International Chemical Pollution Analysis and Control

13-15 December 2005 Bangkok, Thailand

บทคัดย่อ

การประเมินการกระจายตัวของมลพิษจากสิ่งโสโครกในแหล่งน้ำในประเทศไทย ลิเนีย อัลคิลเบนซีน linear alkylbenzenes (LABs) ได้นำมาใช้เป็นสารบ่งชี้ (molecular marker) สำหรับการสำรวจ โดยเก็บตัวอย่าง 28 ตัวอย่างน้ำและ 60 ตัวอย่างตะกอนดินผิวหน้าจากบริเวณแม่น้ำเจ้าพระยา คลองที่เชื่อมต่อกับแม่น้ำเจ้าพระยา บริเวณปากแม่น้ำ บริเวณชายฝั่ง และบริเวณชายฝั่งที่ไกลออกไปมากกว่า 48 กิโลเมตร อ่าวไทยตอนบน ตัวอย่างน้ำและตะกอนดินมาวิเคราะห์สารดังกล่าวกลุ่ม LABs ทั้ง 26 isomers โดยเทคนิคก๊าซโครมาโตกราฟี-แมสสเปคโตรเมตรีและใช้ I/E ratio เป็นตัวชี้บ่งชี้การสลายตัวเนื่องจากจุลินทรีย์ ซึ่ง I/E ratio ประกอบด้วย 6-C₁₂ AB+5-C₁₂ AB/4-C₁₂ AB+3-C₁₂ AB+2-C₁₂ AB การคำนวณผลใช้น้ำหนักแห้ง ความเข้มข้นของ LABs ในตัวอย่างน้ำพบช่วงประมาณ 60 to 450 นาโนกรัม/ลิตร (I/E = 1.0-1.8) ความเข้มข้นมีแนวโน้มลดลงจากแม่น้ำและปากแม่น้ำช่วง 10-140 นาโนกรัม/ลิตร และ 6-30 นาโนกรัม/ลิตรตามลำดับ ตะกอนดินพบความเข้มข้นสูงสุดบริเวณคลองที่ผ่านกรุงเทพฯ ช่วง 300 -14,000 นาโนกรัม/ลิตร ตะกอนดินมีความเข้มข้นลดลงอย่างมีนัยสำคัญจากบริเวณแม่น้ำ ปากแม่น้ำ และบริเวณไกลฝั่งช่วง 3-700 นาโนกรัม/ลิตร 47-280 นาโนกรัม/ลิตร และ 20-130 นาโนกรัม/ลิตร ตามลำดับ บริเวณชายฝั่งทะเลพบความเข้มข้นช่วง 4-47 นาโนกรัม/ลิตร การศึกษาครั้งนี้ LABs สามารถใช้เป็นตัวชี้บ่งชี้การเคลื่อนย้ายจาก LABs จากแผ่นดินสู่ทะเล และแสดงให้เห็นว่ามีกระบวนการสลายตัวด้วยจุลินทรีย์ระหว่างการเคลื่อนย้าย และให้ LABs สามารถเป็นตัวชี้บ่งชี้ที่สำคัญสำหรับมลพิษจากน้ำทิ้งชุมชน

คำสำคัญ: ลิเนีย อัลคิลเบนซีน กรุงเทพฯ แม่น้ำ ตะกอนดิน

(1) ส่วนวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีด้านสารพิษ

(2) คณะวิทยาศาสตร์ ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย,

(3) Laboratory of Organic Geochemistry, Tokyo University of Science and Technology, Japan

E-mail : ruchayapoo@hotmail.com

Abstract

To access the distribution of sewage pollution in the aquatic environment of Thailand, linear alkylbenzenes (LABs) were used as molecular markers for our investigation. Twenty-eight water samples and sixty surface sediment samples were collected from the Chao Phraya River, canals, estuaries, coastal and offshore areas of the upper Gulf of Thailand. The samples were analyzed for 26 isomers of LABs by gas chromatograph equipped with mass spectrometer. I/E ratio, which consists of $6-C_{12}AB+5-C_{12}AB/4-C_{12}AB+3-C_{12}AB+2-C_{12}AB$, was applied as an indicator of LABs biodegradation process. LABs in sediment samples were calculated in dry weight basis. The concentrations of LABs in water samples were detected in the range of ~60 to ~450 ng/L with I/E ratio ranged from ~1.0 to ~1.8. The concentrations showed decreasing trend from river to estuarine waters, with the range of ~10 to 140 ng/L and ~6 to 30 ng/L, respectively. LABs in sediment samples were detected at the highest concentration from urban canals around Bangkok Metropolitan, with the concentration ranged from ~300 to 14,000 ng/g. LABs concentration in sediments showed significant decreasing trend from river, estuaries to offshore area with the range of ~3 to ~700 ng/g, ~47 to ~280 ng/g and ~20 to ~130 ng/g, respectively. LABs concentrations in sediment at coastal areas were detected in the range of ~4 to ~47 ng/g. These findings indicated that LABs were transported from land-based sources to the marine environment and biodegraded during such transportation. This study demonstrated that the occurrence of LABs could be used as significant indicator of domestic pollution in the aquatic environment around Bangkok Metropolitan area, as well as indicator for the degradation process while being transported to the Gulf of Thailand.

Keywords : linear alkylbenzene, Bangkok, river, sediment

1. Introduction ►

This study applied linear alkylbenzenes (LABs) to assess the source of domestic wastes. LABs with $(C_{10}-C_{14})$ normal alkyl chains are hydrophobic molecular markers ⁽¹⁻⁶⁾. Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) are used as anionic surfactants in commercial formulas for household detergent. LABs are used as raw material in detergent production and discharged to the coastal marine environment ⁽⁷⁾. Due to their hydrophobicity, which the water solubility is range 1.1×10^{-6} to 8.3×10^{-6} and $\log K_{ow}$ values from ~ 7 to ~ 9 , this residue is transported, along with LAS in municipal and industrial waters. LABs are found attached and absorbed to particles and sediment in aquatic environment ⁽⁸⁾. LABs are more stable in the aquatic environment than LAS, therefore LABs are commonly applied as molecular marker of land-based pollutants. At present, LABs were introduced as replacement for tetrapropylene-based alkylbenzenes (TABs), which were feedstock used for producing branched-chain alkylbenzene sulfonates with tetrapropylene-based alkyl chains (ABS). Because of their highly branched alkyl chain, TABs are more resistant to microbial degradation than the LABs. Therefore, this study applied TABs together with LABs as hydrophobic molecular markers. In Thailand, the amount of an anionic detergent was imported from 1983 to 2004 from 600 Ton/year to 3,700

Ton/year. On the other hand, TABs has promoted to use around 1978. Therefore, TABs was applied for molecular marker together with LABs in this study.

2. Materials and method ►

The Gulf of Thailand located in the western side of the South China Sea, surrounded by Thailand, Vietnam, Cambodia and Malaysia. The upper Gulf located between latitudes $13^{\circ}30'N$ and $12^{\circ}60'N$ and longitudes $100^{\circ}00'E$ and $101^{\circ}00'E$. The sediment cores were collected as described in Figure 1. All samples were collected by Ekman dredge. The top 2 cm was sub-sampled with a stainless steel scoop and kept in stainless steel containers as shown in Figure 2. The samples were freeze-dried and stored at $-30^{\circ}C$ until analyses.

Sediment samples were analyzed for PAHs and triterpanes and LABs. Sediment samples were exactly weighed to 3 g and extracted with, 40ml (1:3:v/v) acetone: dichloromethane (DCM) by accelerate solvent extraction (Dionex, ASE-200), purified with 5% H_2O silica gel column (1 cm i.d. x 9 cm length) and fully activated silica gel column (0.47cm i.d. x 18 cm length) and eluted with 4ml hexane, 32 ml hexane and 10ml (3:1,v/v) hexane: DCM, respectively. The detail of analysis was described in ^(9, 11).

3. Results and discussion ►

Total LABs concentrations in sediments were calculated from 26 isomers. In order to evaluate sewage pollution, LABs were investigated and selected an isomer 6-C₁₂ because of its abundance and reliable identification. I/E ratio, which consists of 6-C₁₂ AB+5-C₁₂ AB+4-C₁₂ AB+3-C₁₂ AB+2-C₁₂ AB, was applied to an indicator of LABs degradation process.

The concentrations of LABs in water samples were detected in the range of ~60 to ~450 ng/L with I/E ratio ranged from 1.0 to 1.8. The concentrations showed decreasing trend from river to estuarine waters, with the range of 10 to 140 ng/L and ~6 to ~30 ng/L, respectively as shown in Figure 3. LABs in sediment samples were detected at the highest concentration from urban canals around

Bangkok Metropolitan, with the concentration ranged from ~300 to ~14,000 ng/g. LABs concentration in sediments showed significant decreasing trend from river, estuaries to offshore area with the range of ~3 to ~700 ng/g, ~47 to 280 ng/g and ~20 to ~130 ng/g, respectively

LABs concentrations in sediment at coastal areas were detected in the range of ~4 to ~47 ng/g. These LABs concentration levels ranged from 7.0 ng/g to 258 ng/g around 4 rivers mouth and the highest concentration was detected at the Chao Phraya River. Trend of total LABs concentration decreased from the river mouth to offshore area as shown in Figure 4. The concentrations of Total LABs around offshore area (96 km) ranged from 2.4 to 7.9 ng/g with average 4.1 ng/g. The result suggested that LABs contribution might

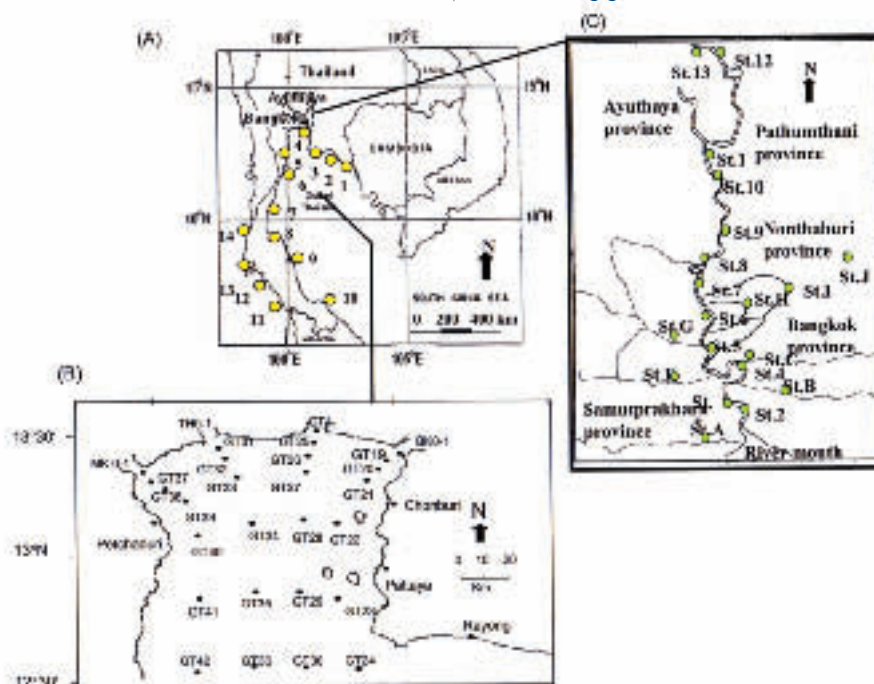


Figure 1. Sampling locations of surface sediments from the upper Gulf of Thailand

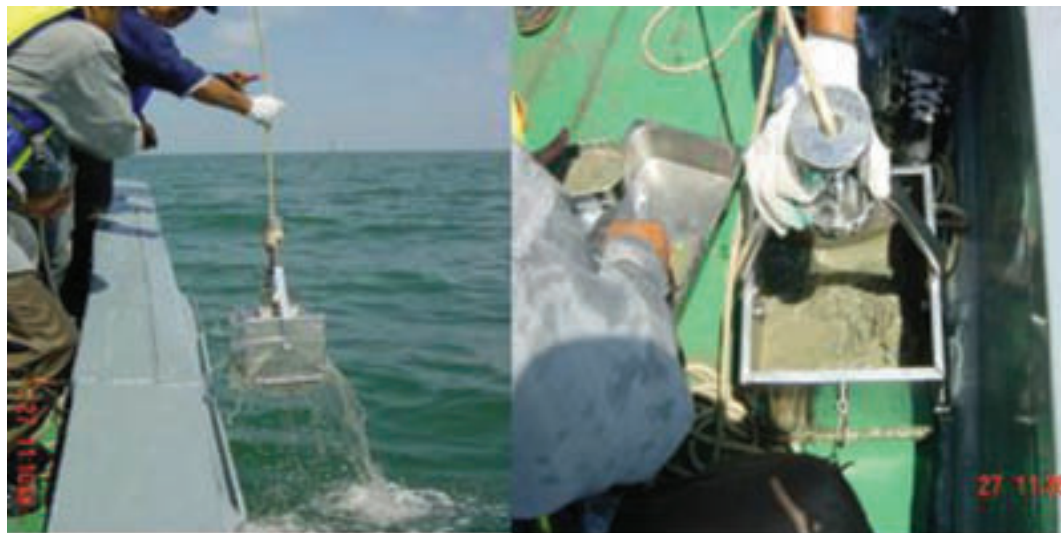


Figure 2. Surface sediment sampling by Ekman dredge

be derived from the rivers and distribute to the Gulf of Thailand. I/E ratio, which consists of $6-C_{12}$ $AB+5-C_{12}$ $AB/4-C_{12}$ $AB+3-C_{12}$ $AB+2-C_{12}$ AB_{12} , was applied as an indicator of LABs biodegradation process. I/E ratio of sediments around river mouth to inshore area (0-6 km) was 4.15

to 1.85 (the Bang pakong River), 3.53 to 6.90 (the Chao Phraya River), 2.59 to 3.65 (the Tha chin River), 2.32 to 1.15 (the Mae klong River) while 0.72 to 0.86 (procedure blank).

I/E ratio could explain variety activities along the rivers. The upper Gulf of Thailand

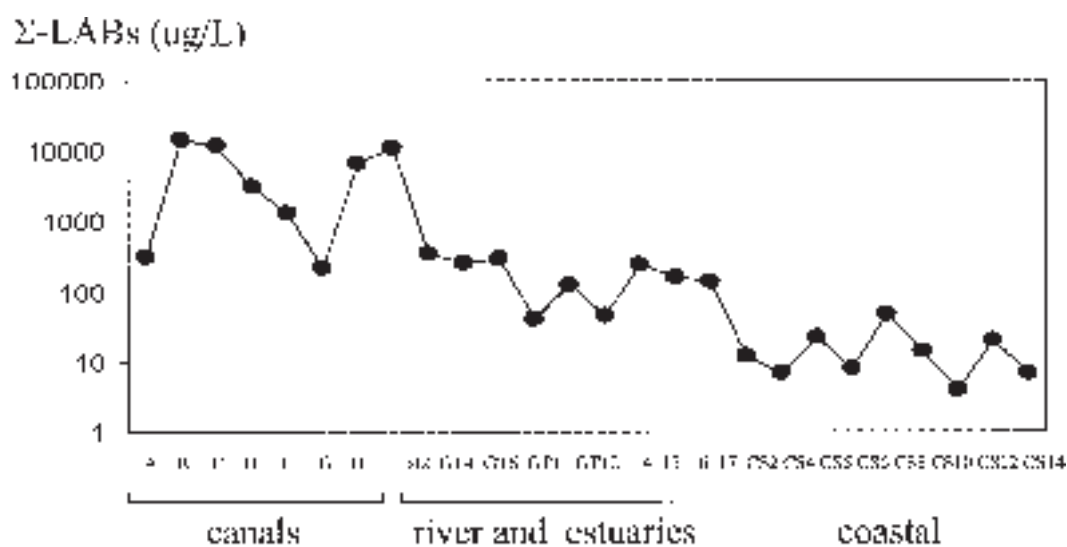


Figure 3 Trend of concentration of LABs in sediments from canals, river, estuaries and coastal locations

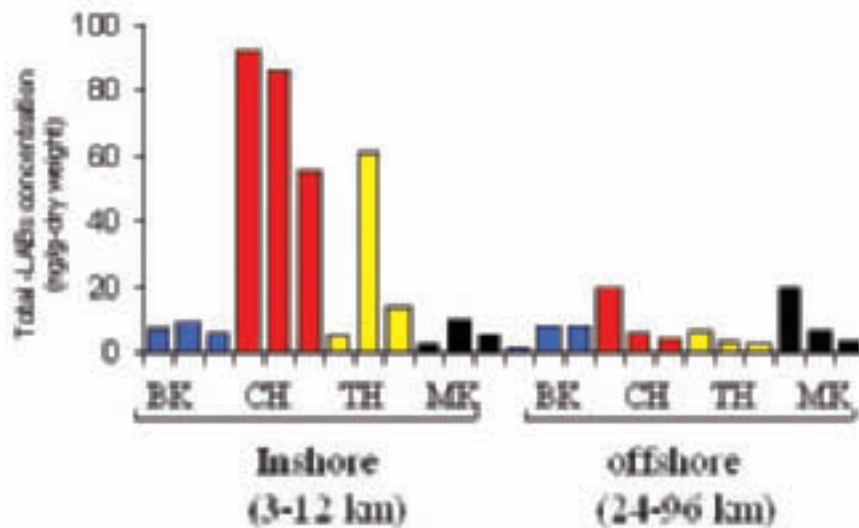


Figure 4 Concentration of T-LABs from inshore and offshore sediment

are $\sim 100 \text{ km}^2$ and the area covered with the industrial area at eastern site (Rayong and Chonburi province) and domestic area at western site (Petchaburi and Prachubkirikarn province). The Chao Phraya River is mainly domestic area and huge amount of untreated wastewater. Comparison of LABs in water and sediment samples were illustrated among other areas such as 1000-3000 ng/g from the upper

Tokyo Bay⁽⁵⁾ as shown in Figure 5 and 6. LABs in water samples were detected the highest concentration $\sim 4.1 \mu\text{g/L}$ (I/E ratio ~ 0.2 to 2.8), which it showed low concentration among the countries. The sediment samples from Thailand showed higher concentration than other countries ($\sim 14 \text{ ng/g}$) as shown in Figure 6. However, I/E ratio of sediment samples showed lower (~ 0.7 to 5.9).

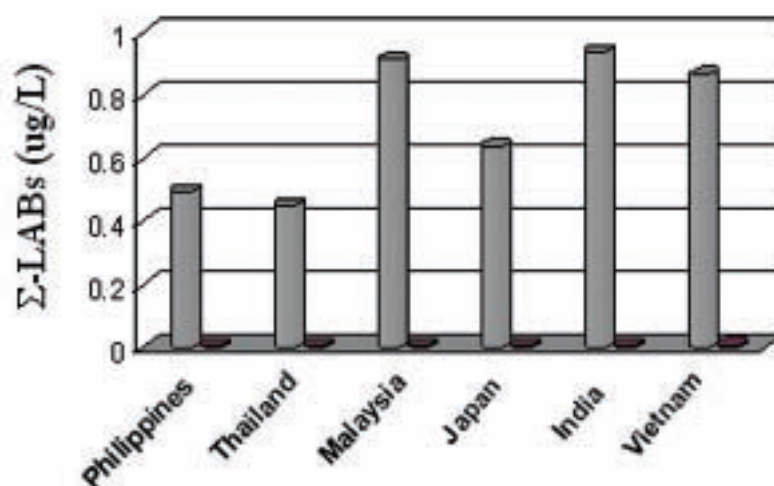


Figure 5. Comparison of LABs concentration in water samples among countries

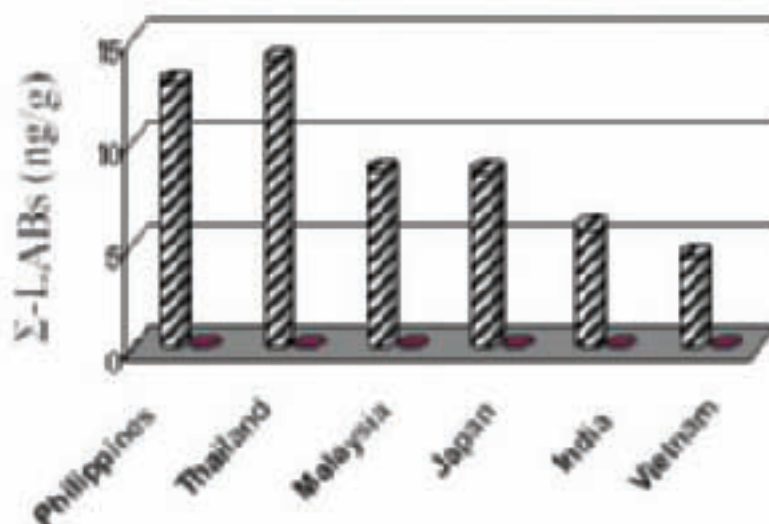


Figure 6. Comparison of LABs concentration in sediment samples among countries

4. Conclusion and Suggestion ►

Large changes in sediment contaminant concentrations were measured in the upper Gulf of Thailand. Several factors may account for the difference concentration and composition among these contaminants. The mass input of all pollutants were possible derived from many sources such as waste water, urban runoff. Trend of total LABs concentration in water samples and sediment samples were detected at high concentration in urban area and decreased from river mouth to offshore area. I/E ratio could explain variety activities along the rivers. Comparison of LABs concentration of other countries showed that Thai sediments are lower concentrated than others. Sediment contami-

nation from river and adjacent depths around river mouth can also be mixed and lateral transport the contaminants into inshore area. It were widespread distributed the pollutants. Urban runoff is commonly considered a significant source of sediment contaminant, which had evident in our previous data.

5. References ►

- (1) Chalaux, N, Takada, H., Bayona, J.M. (1995) Molecular markers in Tokyo Bay sediments: sources and distribution. *Marine Environmental Research*, 40, 1, 77-92
- (2) Eganhouse, Robert P., Blumfield, D.L., Kaplan, I.R. (1983) Long-chain alkylbenzenes as molecular tracers of domestic wastes in the marine environment. *Environmental Sciences and Technology*, 17, 523-530

- (3) Ishiwatari, Ryoshi; Takada, H. ; Yun, S. J. (1983). Alkylbenzene pollution of Tokyo Bay sediments. *Nature*, 301, 599-600
- (4) Takada H., Ogura N., Ishiwatari R. (1992) Seasonal Variations and Modes of Riverine Input of Organic Pollutants to the Coastal Zone: 1. Flux of Detergent-Derived Pollutants to Tokyo Bay. *Environmental Sciences and Technology*, 26, 12, 2517-2523
- (5) Takada H., Ishiwatari R. (1987). Linear alkylbenzenes in urban riverine environments in Tokyo: Distribution, Sources and Behavior. *Environmental Sciences and Technology* 21, 9, 875-883
- (6) Takada, H., Eganhouse, Robert P. (1998) Molecular markers of anthropogenic waste. In: Meyers, R.A (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation*. John Wiley and Sons, Inc,
- (7) Zeng, E.Y., Vista, C.L. (1997) Organic Pollutants In The Coastal Environment Off SanDiego, California 1. Source Identification And Assessment By Compositional Indices Of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16, 2, 179-188
- (8) Takada H., Farrington J. W., Bothner M.H., Johnson C.H., Tripp B.W. (1994) Transport of sludge-derived organic pollutants to deep-sea sediments at Deep Water Dump Site106. *Environmental Sciences and Technology* 28, 6, 1062-1072
- (9) Kei O.Isobe, Mohamad P.Zakaria, Nguyen H.Chien, Le Y.Minh, Maricar Prudente, Ruchaya Boonyatumanond, Mahua Saha, Santosh Sarkar, Hideshige Takada (2004) Distribution of linear alkylbenzene (LABs) on riverine and coastal environments in South and Southeast Asia. *Water Research*, 38 pp 2449-2459
- (10) Macias-Zamora, J.V, Mendoza-Vega, E., Villaescusa-Celaya, J.A. (2002). PAHs composition of surface marine sediments: a comparison to potential local sources in Todos Santos Bay, B.C. Mexico. *Chemosphere*, 46, 459-468
- (11) Ruchaya B. Gullaya W., Ayako T., Takada H. (Article in press, *Marine Pollution Bulletin*, 2006). Distribution and origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine, estuarine, and marine sediments in Thailand.



การศึกษาการสะสมของสารพิษประเภทโลหะหนักในปลานิลที่อาศัย อยู่ในบ่อบำบัดน้ำเสียของเทศบาลนครนครราชสีมา

Study on Heavy Metals Accumulation in Nile Tilapia (*Tilapia nilotica*) from Nakhonratchasima Municipal Wastewater Treatment Plant

สุทิยา ศรีลาชัย⁽¹⁾ พนมพร วงษ์ปาน⁽¹⁾ และประจวบ กูณาเอก⁽¹⁾

Sutiab Srilachai, Panomporn Wongpan and Prachuab Kuna-ek

บทคัดย่อ

ค่าเฉลี่ยการสะสมของโลหะหนัก 4 ชนิด คือ แคดเมียม ตะกั่ว ทองแดง และสังกะสี ในปลานิลจากบ่อบำบัดน้ำเสียของเทศบาลนครนครราชสีมา มีค่าเท่ากับ 0.049, 0.398, 1.541 และ 13.924 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักเปียกตามลำดับ โดยค่าเฉลี่ยการสะสมในเนื้อมีค่าเท่ากับ 0.043, 0.327, 0.545 และ 8.260 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักเปียกตามลำดับ ซึ่งมีค่าต่ำกว่าค่าเฉลี่ยการสะสมในเครื่องในที่มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.055, 0.469, 2.537 และ 19.587 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักเปียกตามลำดับ ส่วนค่าเฉลี่ยของการสะสมเมื่อจำแนกตามขนาดและแหล่งที่เก็บตัวอย่าง ไม่พบว่ามีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($\alpha = 0.05$) ถึงแม้ว่าค่าเฉลี่ยของการสะสมของโลหะหนักทั้ง 4 ชนิด ยังอยู่ในเกณฑ์กำหนดสำหรับการปนเปื้อนของโลหะหนักในอาหารที่กำหนดโดยกระทรวงสาธารณสุขของประเทศไทยและหลายองค์การก็ตาม แต่ก็ยังพบว่าค่าเฉลี่ยการสะสมของตะกั่วสูงกว่าค่ามาตรฐานอาหารระหว่างประเทศ (Codex)

คำสำคัญ : โลหะหนัก ระบบบำบัดน้ำเสีย ระบบบ่อฝัง

(1) ส่วนวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีด้านสารพิษ

E-mail : ssrilachai@yahoo.com

Abstract

The average accumulation of cadmium lead copper and zinc in NILE TILAPIA (Tilapia nilotica) which collected from wastewater treatment plant of Nakornratchasima municipal were 0.049, 0.398, 1.541 and 13.924 mg/kg wet weight, respectively. It was signifies difference of average accumulation in visceral was higher than the accumulation in flesh. The average accumulation in flesh were 0.043, 0.327, 0.545 and 8.260 mg/kg wet weight, respectively and the average accumulation in visceral were 0.055, 0.469, 2.537 and 19.587 mg/kg wet weight, respectively. Although , the average accumulation of 4 kind metals remain in the limitation for contamination in the food that recommend by Ministry of Public Health of Thailand and many organization no matter , but the average accumulation of lead was higher than the international food standard (CODEX)

Keywords : heavy metal, wastewater treatment plant, oxidation pond

คำนำ ►

การเพิ่มขึ้นของประชากร โดยเฉพาะอย่างยิ่งในเขตเทศบาลขนาดใหญ่ นั้น ได้ก่อให้เกิดปัญหาและผลกระทบทางด้านสิ่งแวดล้อมมากมาย โดยปัญหาที่มีความรุนแรงในลำดับต้นๆ ก็คือปัญหาของน้ำเสีย ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียของเทศบาลขนาดใหญ่ที่มีพื้นที่มากๆ มักใช้การบำบัดโดยการใช้อบ่อบำบัด (Oxidation Pond) ซึ่งคุณลักษณะเด่นของการบำบัดแบบดังกล่าว ก็คือการบำบัดโดยวิธีทางธรรมชาติที่มีการใช้พื้นที่ที่เป็นบ่อหรือสระน้ำขนาดใหญ่ สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ได้ดี ส่วนข้อด้อยของบ่อบำบัดก็คือการบำบัดน้ำเสียที่มีองค์ประกอบต่างๆ ที่เป็นสารอินทรีย์ต่างๆ ได้ไม่ดีเท่าที่ควร



รูปที่ 1 บ่อบำบัดน้ำเสียของเทศบาลนครนครราชสีมา เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อบำบัด (Oxidation Pond)

ลักษณะและปริมาณของน้ำเสียจากเทศบาลเหล่านี้ ส่วนมากจะไม่แตกต่างกันมากนัก เนื่องจากว่าเป็นน้ำเสียจากการประกอบกิจกรรมของชุมชน โดยในอดีตที่ผ่านมา นั้น องค์ประกอบหลักของน้ำเสียจากชุมชนเมืองจะมีลักษณะเป็นน้ำเสียที่มี

ส่วนประกอบของสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลัก แต่ในปัจจุบันรูปแบบของกิจกรรมต่างๆ ภายในชุมชนเมืองมีความแตกต่างออกไป และมีความหลากหลายของกิจกรรมต่างๆ มากขึ้นและมีน้ำเสียซึ่งเป็นองค์ประกอบของสารอินทรีย์มากขึ้นเช่น โรงงานชุบโลหะ อู่ซ่อมรถ ร้านซ่อมอุปกรณ์ไฟฟ้า หรืออิเล็กทรอนิกส์ เป็นต้น ซึ่งกิจกรรมเหล่านี้ได้ก่อให้เกิดน้ำเสียที่มีองค์ประกอบที่เป็นพิษ โดยเฉพาะโลหะหนักเพิ่มขึ้น อันจะส่งผลให้มีการตกค้างของโลหะหนักในระบบบำบัดน้ำเสียและสะสมในสิ่งแวดล้อมหรือสัตว์น้ำที่อยู่อาศัยในบ่อบำบัดมากขึ้น



รูปที่ 2 การจับปลาโดยใช้ตาข่าย ซึ่งเป็นวิธีการหนึ่งที่ใช้โดยทั่วไปในการจับปลา

ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม ซึ่งมีหน้าที่หลักในการศึกษาวิจัยและนำเสนอแนวทางเพื่อลดปัญหาทางด้านสิ่งแวดล้อม จึงได้ทำการศึกษาการสะสมของโลหะหนักในปลานิลจากบ่อบำบัดน้ำเสีย เพื่อนำข้อมูลที่ได้จากการศึกษาสำหรับใช้เป็นแนวทางในการป้องกันปัญหาทั้งด้านสิ่งแวดล้อมและด้านสุขภาพที่อาจจะเกิดขึ้น

ปลานิล NILE TILAPIA (*Tilapia nilotica*) เข้าสู่ประเทศไทยครั้งแรกโดยเจ้าชายฮาภิสาโต มงกุฎราชกุมารแห่งประเทศญี่ปุ่น ซึ่งทรงจัดส่งเข้ามาทูลเกล้าถวายพระบาทสมเด็จพระเจ้าอยู่หัว เมื่อวันที่ 25 มีนาคม 2508 จำนวน 50 ตัว โดยรูปร่างคล้ายปลาหมอเทศ แตกต่างกันว่าปลานิลมีลายสีดำและจุดสีขาวสลับกันไป บริเวณครีบหลัง ครีบหางและลำตัวมีสีเขียวปนน้ำตาล มีลายดำพาดขวางตามลำตัวมีความยาวประมาณ 10 - 30 เซนติเมตร กินอาหารจำพวกไรน้ำ ตะไคร่น้ำ ตัวอ่อนของแมลง ซึ่งปัจจุบันสามารถเลี้ยงเป็นปลาเศรษฐกิจ⁽⁵⁾

โลหะหนักในสิ่งแวดล้อม

โลหะหนักทั้ง 4 ชนิดที่ทำการศึกษาคือ แคดเมียม ตะกั่ว ทองแดง และสังกะสี มีคุณสมบัติแหล่งที่มา และค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ในอาหารแต่ละประเภทมีค่าแตกต่างกันออกไป ซึ่งจากข้อมูลพบว่าการกำหนดมาตรฐานหรือค่าอ้างอิง เกี่ยวกับโลหะหนักทั้ง 4 ชนิด จากหน่วยงานต่างๆ ดังนี้

แคดเมียม ส่วนมากมาจากอุตสาหกรรมที่ทิ้งของเสียโดยไม่ผ่านกรรมวิธีกำจัด และอีกส่วนหนึ่งมาจากปุ๋ย เนื่องจากปุ๋ยฟอสเฟตจะมีแคดเมียมเจือปนอยู่ ดังนั้นการใส่ปุ๋ยลงในไร่นาก็เป็นการเติมแคดเมียมลงในไร่นา แล้วก็จะเกิดการปนเปื้อนมาสู่

อาหารได้ โดยในปัจจุบันนี้ประเทศไทย ยังไม่มีการกำหนดเป็นมาตรฐาน แต่จากการสำรวจในประเทศไทย พบว่า ในสัตว์น้ำ มีการปนเปื้อนของแคดเมียมประมาณ 1 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ซึ่งเท่ากับมาตรฐานของแคดเมียมในอาหารของประเทศนิวซีแลนด์ ในขณะที่ประเทศออสเตรเลียกำหนดค่า Maximum Permitted Concentration (MPCs) สำหรับแคดเมียมในปลาและผลิตภัณฑ์เท่ากับ 0.2 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ส่วนองค์การอนามัยโลก (WHO) แนะนำว่าในแต่ละสัปดาห์ไม่ควรได้รับแคดเมียมเข้าสู่ร่างกายเกิน 8.3 ไมโครกรัมต่อน้ำหนักตัว 1 กิโลกรัม โดยหากได้รับแคดเมียมมากจะมีผลกระทบต่อไตและเป็นโรคไต-อิตาลี ได้⁽⁷⁾

ตะกั่ว มีความแตกต่างกันในแต่ละชนิดของอาหาร โดยตะกั่วไม่ถือว่าเป็นธาตุที่มีความจำเป็นต่อร่างกาย (Not essential) และองค์การอนามัยโลก (WHO) แนะนำว่าในแต่ละสัปดาห์ไม่ควรได้รับตะกั่วเข้าสู่ร่างกายเกิน 50 ไมโครกรัมต่อน้ำหนักตัว 1 กิโลกรัม โดยกระทรวงสาธารณสุขมีเกณฑ์กำหนดให้อาหารทั่วไปมีตะกั่วได้ไม่เกิน 1.0 มิลลิกรัม/กิโลกรัม สำหรับมาตรฐานอาหารระหว่างประเทศ (Codex) ได้มีการกำหนดค่าของตะกั่วในปลาไว้ไม่เกิน 0.2 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม

ทองแดง จากการศึกษาพิษของโลหะต่อปลา fathead minnow, *Pimephales promelas* ในน้ำจืดที่มีความกระด้าง มีอันดับความเป็นพิษเรียงจากมากไปน้อย พบว่า ทองแดงมีความเป็นพิษมากที่สุด โดยเรียงได้ ดังนี้ $Cu > Cd > Be > Sb > Ni > V > Pb > Ti > U > Sr > Mo$ ในขณะที่ความเป็นพิษต่อไข่และตัวอ่อนของหอยเม่น พบว่า $Hg > Cu > Zn > Pb > Cd$ ⁽³⁾ โดยประกาศกระทรวงสาธารณสุข ฉบับที่ 98 (พ.ศ. 2529) เรื่อง

ตารางที่ 1 มาตรฐานของ The Australian, New Zealand Food Authority (ANZFA) ในอาหาร

โลหะหนัก	ค่าสูงสุดที่ยอมให้มีได้ (มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม)
แคดเมียม (Cd)	0.2 *
ตะกั่ว (Pb)	1.5 **
ทองแดง (Cu)	10.0 **
สังกะสี (Zn)	150.0 **

หมายเหตุ : * สำหรับการสะสมในปลาเท่านั้น

** สำหรับอาหารทั่วไปที่ไม่มีระบุในปลา

มาตรฐานอาหารที่มีสารปนเปื้อน กำหนดให้มีสารทองแดงได้ไม่เกิน 20 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม⁽²⁾ และค่า ADI (Adequate Daily Dietary Intakes) ที่แนะนำไว้สำหรับผู้ใหญ่อยู่ระหว่าง 2 - 3 มิลลิกรัมต่อวัน

สังกะสี ถือว่าเป็นธาตุที่มีความจำเป็นต่อร่างกายโดยจะมีผลต่อการเผาผลาญโปรตีนและคาร์โบไฮเดรต ของร่างกาย โดยประเทศออสเตรเลียแนะนำว่าในแต่ละวันควรได้รับสังกะสี 12 - 16 มิลลิกรัม ส่วนกระทรวงสาธารณสุขของไทยกำหนดให้มีสังกะสีปนเปื้อนในอาหารได้ไม่เกิน 100 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม

นอกจากนี้ยังมีมาตรฐานของ The Australian, New Zealand Food Authority (ANZFA) ที่กำหนดค่าความเข้มข้นของโลหะหนักชนิดต่างๆ ที่ยอมให้มีได้ในอาหาร ดังนี้⁽⁸⁾

NHMRC (National Health and Medical Research Council, Australian Government) แนะนำว่าค่าของโลหะหนัก คือ แคดเมียม ตะกั่ว ทองแดง และสังกะสี ในสัตว์น้ำนั้น ควรมีค่า 0.03 - 2, 0.05 - 2, 0.03 - 30 และ 3.6 - 100 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักเปียก

อุปกรณ์และวิธีการศึกษา ►

การเก็บและย่อยตัวอย่าง

บ่อบำบัดน้ำเสียของเทศบาลนครนครราชสีมา ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อผึ่ง (Oxidation Pond) ใช้การย่อยสลายอินทรีย์สารในน้ำเสียด้วยจุลินทรีย์ตามธรรมชาติ อากาศจากกระแสลมและสายฟ้าให้ออกซิเจนแก่จุลินทรีย์ บ่อบำบัดน้ำเสียมีพื้นที่ประมาณ 300 ไร่ แบ่งการบำบัดเป็น 3 ส่วน ส่วนละ 3 บ่อ รวมเป็น 9 บ่อ บำบัดน้ำเสียได้ประมาณวันละ 32,000 ลบ.ม. โดยการศึกษาเน้น



รูป 3 ตัวอย่างเนือปลาที่ทำการย่อยด้วยกรด

ทำการเก็บตัวอย่างปลาที่อยู่อาศัยในบ่อบำบัดน้ำเสียตามขนาดที่ประชาชนนิยมจับเพื่อนำไปรับประทาน โดยจะเก็บจากทุกบ่อๆ ละ 10 ตัวอย่าง จากนั้นนำมาทำการย่อยด้วยกรด ตามวิธีของ FAO/ SIDA (1983) ⁽¹⁰⁾

การวิเคราะห์ตัวอย่าง

ตัวอย่างที่ผ่านการย่อยอย่างสมบูรณ์แล้ว จะนำมาทำการวิเคราะห์หาปริมาณ แคดเมียม ตะกั่ว และทองแดง โดยใช้เครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer ของ Perkin Elmer รุ่น 4100ZI (Furnace) สังกะสี ใช้เครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer ของ Perkin Elmer รุ่น 4100 (Flame)

การวิเคราะห์และประเมินผลข้อมูล ผลการวิเคราะห์ที่ได้ จะนำมาประเมินผลโดยใช้โปรแกรมสำเร็จรูปทางสถิติต่างๆ ได้แก่ SPSS @Risk Microsoft ต่างๆ เป็นต้น

ผลการศึกษา ►

จากการเก็บตัวอย่างปลาจากบ่อบำบัดของเทศบาลฯ บ่อละ 10 ตัวอย่าง รวมทั้งสิ้น 90 ตัวอย่าง พบว่าน้ำหนักเฉลี่ยของตัวอย่างปลาทั้งหมด มีค่าเท่ากับ 69.1 กรัม โดยขนาดและจำนวนของปลา ดังแสดงในรูป 4

ผลการวิเคราะห์การสะสมของโลหะหนัก 4 ชนิด คือ แคดเมียม ตะกั่ว ทองแดง และสังกะสี พบว่าในเนื้อหามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.294 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม น้ำหนักเปียก และในเครื่องในมีค่าเท่ากับ 5.662 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม น้ำหนักเปียก ซึ่งในเนื้อหามีค่าน้อยกว่าในเครื่องในอย่างมีนัยสำคัญ ($\alpha = 0.05$)

ค่าเฉลี่ยการสะสมเมื่อจำแนกตามชนิดของโลหะในเนื้อของโลหะหนัก 4 ชนิดดังกล่าว มีค่า

เท่ากับ 0.043, 0.327, 0.545 และ 8.260 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม น้ำหนักเปียกตามลำดับ ค่าเฉลี่ยการสะสมในเครื่องในมีค่าเท่ากับ 0.055, 0.469, 2.537 และ 19.587 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม น้ำหนักเปียก ตามลำดับ โดยแคดเมียมและตะกั่ว มีมากกว่าในเนื้อประมาณ 5/4 เท่า สังกะสี มากกว่าประมาณ 2.5 เท่า ส่วนทองแดงมีค่าที่แตกต่างกันค่อนข้างมาก คือมีค่าเฉลี่ยการสะสมในเครื่องในมากกว่าในเนื้อประมาณ 5 เท่า

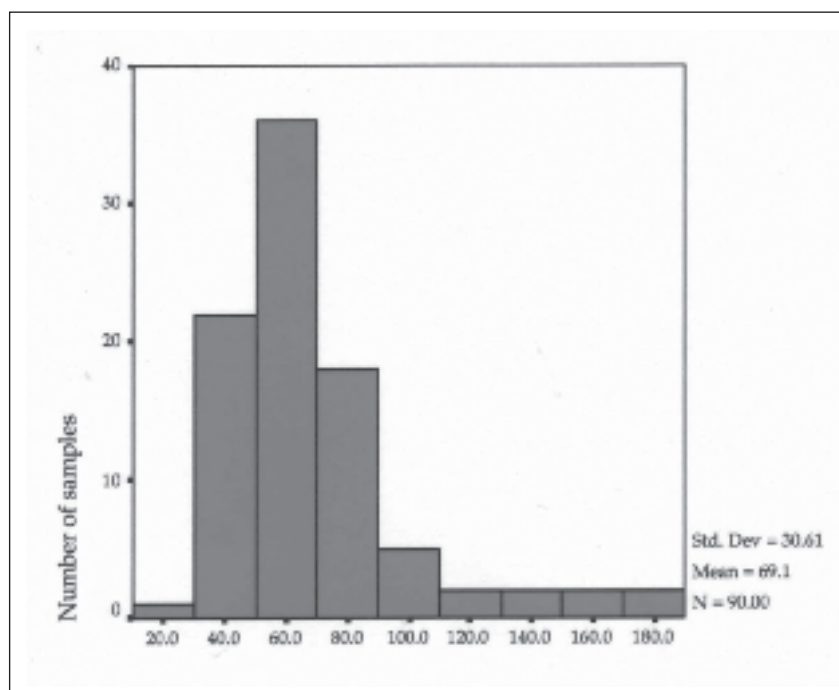
เมื่อนำค่าเฉลี่ยการสะสมของโลหะหนักชนิดต่างๆ ในปลานิลที่ทำการเก็บจากบ่อบำบัดน้ำเสียของเทศบาลนครนครราชสีมา มาเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานของประเทศไทยที่กำหนดค่าการสะสมของโลหะหนักแต่ละชนิด ไม่พบว่าค่าเฉลี่ยการสะสมทั้งในเนื้อและเครื่องในของโลหะหนักชนิดใดสูงกว่าค่ามาตรฐาน และค่าเฉลี่ยการสะสมทั้งหมดก็ยังอยู่ในช่วงคำแนะนำของ NHMRC แต่อย่างไรก็ตามหากใช้ค่ามาตรฐานอาหารระหว่างประเทศ (Codex) โดยเฉพาะค่าของตะกั่วในปลาไว้ไม่เกิน 0.2 มิลลิกรัม ต่อกิโลกรัม ก็จะเป็นพบว่าค่าเฉลี่ยการสะสมทั้งในเนื้อและเครื่องในมีค่าสูงกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม

นอกจากนี้ ยังมีการศึกษาของหน่วยงานต่างๆ เกี่ยวกับการสะสมของโลหะหนักเหล่านี้ เช่น สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์ทางทะเล มหาวิทยาลัยบูรพา ศึกษาปริมาณโลหะหนักบางชนิดในสัตว์ทะเลที่มีคุณค่าทางเศรษฐกิจบริเวณชายฝั่งทะเลภาคตะวันออก พบการสะสมของแคดเมียม ตะกั่ว สังกะสี และทองแดง ดังตารางที่ 2 ⁽¹¹⁾

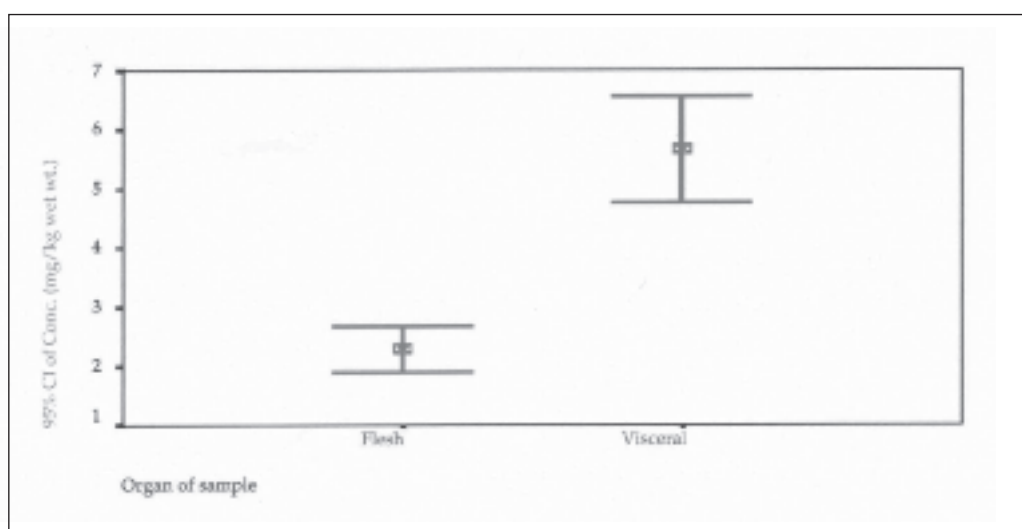
จากผลการศึกษาดังกล่าว พบว่าการสะสมของตะกั่วมีค่าสูงกว่ามาตรฐานเก็บทุกตัวอย่าง โดยเฉพาะหอยนางรมนั้นมีค่าการสะสมของทองแดง และสังกะสีสูงกว่าค่ามาตรฐานด้วย ข้อมูลของ

หน่วยตรวจรับรองเพื่อส่งออกของกรมประมงในปี 2542 พบปริมาณแคดเมียมเกิน 1 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ในหมึกสาย หมึกกระดอง และหมึกกล้วย ร้อยละ 24.8 (270 ตัวอย่าง) 24.13 (472 ตัวอย่าง)

และ 19 (470 ตัวอย่าง) ⁽⁴⁾ ในขณะที่การรายงานผลของกระทรวงสาธารณสุข กรณีหลังคลื่นสึนามิในพื้นที่ 6 จังหวัดที่ประสบเหตุ นั้น ไม่พบว่าการปนเปื้อนของโลหะหนักแต่อย่างใด ⁽¹⁾

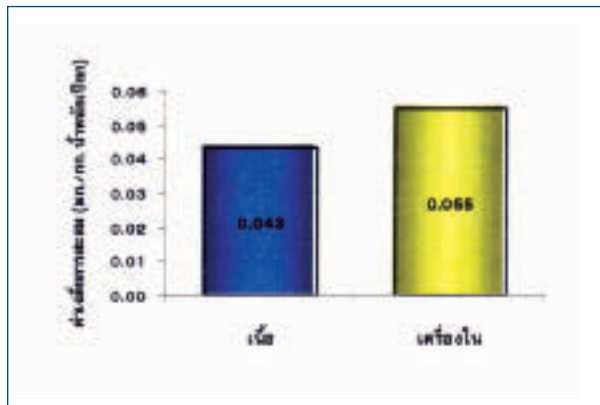


รูปที่ 4 จำนวนของตัวอย่างปลาในแต่ละขนาด (กรัม)

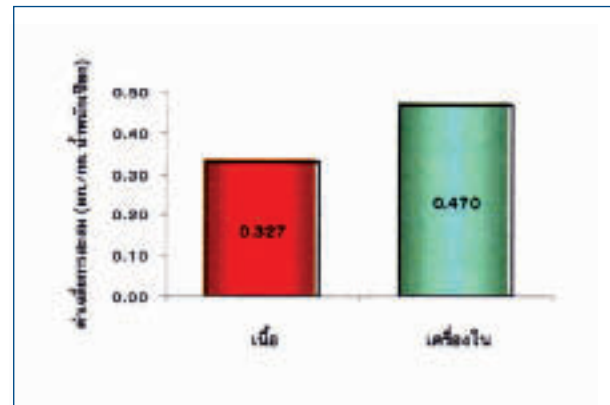


รูปที่ 5 ช่วงการสะสมของโลหะหนักในเนื้อและเครื่องในของตัวอย่าง

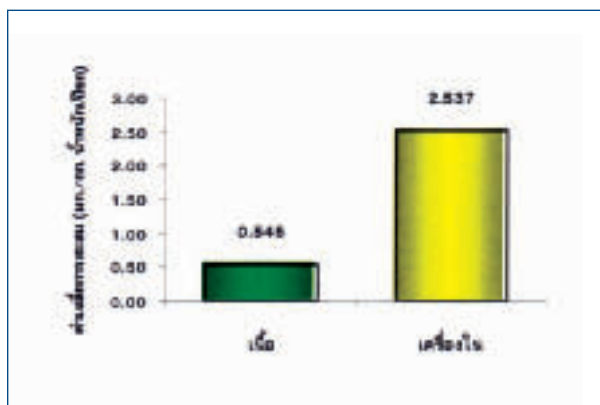
ผลการตรวจโลหะหนักที่พบประจำได้แก่ สารปรอท แคดเมียม และตะกั่ว ในอาหารทะเลต่างๆ เช่น กุ้ง หอย ปลา และปลาหมึก ของกรมวิทยาศาสตร์การแพทย์ ระหว่างปี พ.ศ. 2535-2537 จำนวน 1,368 ตัวอย่าง พบว่าร้อยละ 0.8 มีค่าการสะสมเกินมาตรฐาน



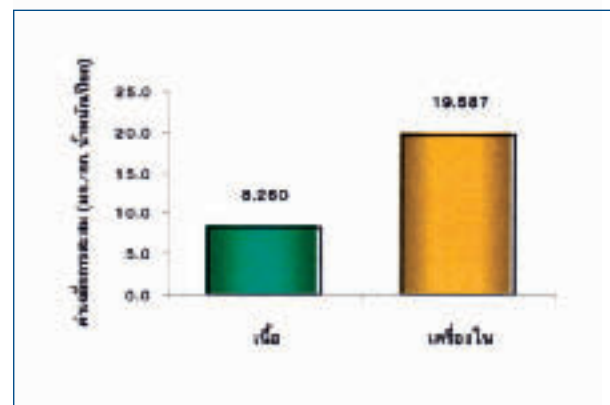
รูปที่ 6.1 แคดเมียม



รูปที่ 6.2 ตะกั่ว



รูปที่ 6.3 ทองแดง



รูปที่ 6.4 สังกะสี

รูปที่ 6.1 - 6.4 เปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมของโลหะหนักระหว่างในเนื้อและเครื่องในของตัวอย่างปลา

การศึกษาของต่างประเทศ เช่น การศึกษาของ Mohamed Ali ZYADAH ศึกษาเรื่อง Accumulation of Some Heavy Metals in *Tilapia Zilli* Organs From Lake Manzalah, Egypt พบว่าการสะสมของโลหะหนัก คือ แคดเมียม ตะกั่ว ทองแดง และสังกะสี มีค่า 0.05-0.64, 0.06-0.52, 0.23-2.10 และ 7.15-49.60 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม น้ำหนักเปียก ตามลำดับ ^(๙)

สรุป ►

จากการศึกษาพบว่าค่าเฉลี่ยการสะสมของโลหะหนักในเครื่องในมีมากกว่าในเนื้ออย่างมีนัยสำคัญ โดยแคดเมียม และตะกั่ว มีค่าเฉลี่ยการสะสมในเครื่องในมากกว่าในเนื้อประมาณ 5/4 เท่า สังกะสี มากกว่าประมาณ 2.5 เท่า ส่วนทองแดงมีค่าที่แตกต่างกันค่อนข้างมาก คือมีค่าเฉลี่ยการ

ตารางที่ 2 การสะสมของโลหะหนักที่ทำการศึกษาโดย สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์ทางทะเล มหาวิทยาลัยบูรพา

ชนิดของสัตว์	ค่าเฉลี่ยการสะสม (มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม น้ำหนักเปียก)			
	แคดเมียม	ตะกั่ว	ทองแดง	สังกะสี
ปลา	0.017	2.631	0.734	5.404
หมีก	0.124	2.535	2.404	12.938
ปูม้า	0.246	1.610	9.866	25.201
กั้งตักแตน	1.225	3.442	17.234	22.531
หอยนางรม	0.849	5.296	47.831	160.221
กุ้ง	0.074	0.960	1.963	13.464

สะสมในเครื่องในมากกว่าในเนื้อประมาณ 5 เท่า ส่วนค่าเฉลี่ยการสะสมของโลหะหนักทุกชนิดทั้งในเนื้อและเครื่องในมีค่าต่ำกว่าค่ามาตรฐานของประเทศไทย แต่เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานอาหารระหว่างประเทศ (Codex) พบว่าค่าเฉลี่ยการสะสมของตะกั่วทั้งในเนื้อและเครื่องในมีค่าสูงกว่า

ข้อเสนอแนะ ►

ถึงแม้ว่าผลการศึกษาจะพบว่าค่าเฉลี่ยการสะสมในปลานิลต่ำกว่าค่ามาตรฐานของประเทศไทย และค่าเฉลี่ยการสะสมทั้งหมดก็ยังอยู่ในช่วงคำแนะนำของ NHMRC แต่เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานอาหารระหว่างประเทศ (Codex) พบว่าตะกั่วมีค่าเฉลี่ยการสะสมสูงกว่าค่ามาตรฐาน และที่สำคัญก็คือว่า ตะกั่วจะมีผลกระทบต่อเด็ก โดยเฉพาะในเรื่องของพัฒนาการด้านการเรียนรู้⁽⁶⁾ นอกจากนี้ ในการศึกษาในครั้งนี้ เป็นการศึกษาเพียงการสะสมของโลหะเท่านั้น แต่ในสภาพ

แวดล้อมของบ่อบำบัดจริงๆ นั้น ยังมีอันตรายที่อาจจะเกิดจากส่วนอื่นๆ อีก เช่น เชื้อโรคต่างๆ สารพิษประเภทอื่นๆ เป็นต้น ดังนั้น เพื่อเป็นการป้องกันปัญหาต่างๆ ด้านสุขภาพที่อาจจะเกิดขึ้น จึงไม่ควรอย่างยิ่งที่จะมีการนำปลาชนิดต่างๆ จากบ่อบำบัดมาบริโภคหากยังไม่มีการศึกษาถึงอันตรายให้ครอบคลุมเสียก่อน

กิตติกรรมประกาศ ►

คณะผู้วิจัยใคร่ขอขอบคุณบุคคลและหน่วยงานต่างๆ ที่ได้ให้ความร่วมมือในการศึกษาในครั้งนี้ในทุกขั้นตอน อันได้แก่เจ้าหน้าที่ของเทศบาลนครนครราชสีมา เจ้าหน้าที่ของสำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 11 นครราชสีมา และที่ขาดไม่ได้ก็คือประชาชนที่มีการจับปลาจากบ่อบำบัดฯ มาบริโภค ที่ได้ให้ข้อมูลต่างๆ รวมทั้งให้ความอนุเคราะห์ในการเก็บตัวอย่างปลาเพื่อทำการศึกษา

เอกสารอ้างอิง ►

- (1) กรมควบคุมโรค. สธ.การันตีหลังคลีนสินค้า ไทย ไม่มีโรคติดต่อ-อาหาร-น้ำทะเลปลอดภัย ไร้เชื้อโรค-โลหะหนัก. http://www-ddc.moph.go.th/no_disease.html , 25/07/2005
- (2) กระทรวงสาธารณสุข. 2529. ประกาศกระทรวงสาธารณสุข ฉบับที่ 98 (พ.ศ.2529) เรื่อง มาตรฐานอาหารที่มีสารปนเปื้อน. (ราชกิจจานุเบกษาฉบับพิเศษ เล่มที่ 103 ตอนที่ 23 ลงวันที่ 16 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2529) กระทรวงสาธารณสุข กรุงเทพฯ
- (3) ผกา สุขเกษม. 2538. หลักการวิเคราะห์โลหะหนัก. เอกสารประกอบการฝึกอบรม หลักสูตรการวิเคราะห์โลหะหนักเบื้องต้น ณ ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม ระหว่างวันที่ 26 - 30 มิถุนายน 2538. ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, กรุงเทพฯ
- (4) พูลทรัพย์ วิรุฬห์กุล. โลหะหนัก : สถานะภาพการปนเปื้อนในสัตว์น้ำและผลิตภัณฑ์ของไทย. <http://www.fisheries.go.th/industry/news/art2Cadmium.htm> , 29/07/2005
- (5) สวนสัตว์เชียงใหม่. ปลานิล NILE TILAPIA (*Tilapia nilotica*). <http://www.chiangmaizoo.com/animal/pg-an161.asp> , 25/07/2005
- (6) สุทัศน์ ยกส้าน. มนุษย์กับการ “บริโภคร” ตะกั่ว. <http://docdis.pmk.ac.th/CAI/schoolnet/snet6/envi3/tatua/tatuan.htm> ,14/10/2005
- (7) สุภาวดี ศิริวัฒนานนท์ และสุจรรยา หมวดดาภิรักษ์. 2546. สารพิษจากโลหะหนัก. ภาควิชาเทคโนโลยีการอาหารและโภชนศาสตร์. คณะเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยมหาสารคาม.
- (8) George E. Rayment. n.d. Australian and Some International Food Standard for Heavy metals. Queensland Department of Primary Industries.
- (9) Mohamed Ali ZYADAH. 1998. Accumulation of Some Heavy Metals in *Tilapia Zillii* Organs From Lake Manzalah, Egypt. Environmental Sciences Department, Faculty of Science at Damietta, (Mansoura University), Damietta, Egypt. Tr. J. Zoology, 23: 365-372, 1999.
- (10) Olaifa, F .E , Olaifa, A.K and Lewis O.O. 2003. TOXIC STRESS OF LEAD ON CLARIAS GARIEPINUS (AFRICAN CATFISH) FINGERLINGS. African Journal of Biomedical Research, Vol. 6, No. 2, May, 2003, pp. 101-104
- (11) Tongra-ar, V. 1991. Proceeding the third technical conference on living aquatic resources. Chulalongkorn University, 17-18 January 1991, 359-370.



