

# สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสำหรับการระเหยของสารอินทรีย์ ระเหยจากน้ำเสีย

จรัญ บุญกาญจน์<sup>1</sup> แสนสุข แซ่อึ้ง<sup>2</sup> จรรยา อินทมณี<sup>3</sup> และ จันทิมา ชั่งสิริพร<sup>4</sup>

## Abstract

Bunyakan, C., Saeoung, S., Intamane, J. and Chungsiriporn, J.  
Mass transfer coefficient for volatilization of volatile organic compounds  
from wastewater  
Songklanakarin J. Sci. Technol., 2006, 28(5) : 1095-1107

Volatilization of volatile organics compounds (VOCs) from wastewater is recognized as an important source that caused air pollution today. In air pollution management regarding VOCs emission to atmosphere, the amount of VOCs that released from wastewater needs to be known. A model for predicting of VOCs volatilized from wastewater is then necessary. The aim of this research was to develop the gas-film ( $k_G a_{VOC}$ ) and liquid-film ( $k_L a_{VOC}$ ) mass transfer coefficients from volatilization of VOCs from wastewater. The volatilization experiments were performed in a pilot volatilization tank with a volume of 100 L. The wind speed over the water surface, measured at 10 cm above water surface ( $U_{10cm}$ ), was the main parameter which investigated in this work. The  $U_{10cm}$  were varied from 0 to 4.42 m/s. VOCs used in this investigation were methanol, toluene and methyl ethyl ketone.

Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Prince of Songkla University, Hat Yai, Songkhla, 90112 Thailand.

<sup>1</sup>Ph.D.(Chemical Engineering) รองศาสตราจารย์ <sup>2</sup>นักศึกษาลัทธิสุตร วศ.ม. สาขาวิศวกรรมเคมี <sup>3</sup>วท.บ.(เคมี) ครูชำนาญการ <sup>4</sup>Ph.D. (เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม) ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา 90112

Corresponding e-mail: charun.b@psu.ac.th

รับต้นฉบับ 6 ตุลาคม 2548      รับลงพิมพ์ 20 เมษายน 2549

The results revealed that the gas-film coefficient of methanol increased linearly with increasing  $U_{10cm}$  over the investigated range of  $U_{10cm}$  whereas the liquid-film coefficient of toluene fell into two regimes with a break at the  $U_{10cm}$  of 2.4 m/s. The correlations of  $k_{G,a,VOC}$  and  $k_{L,a,VOC}$  were developed from gas-film and liquid-film coefficient of methanol and toluene, respectively, and verified by predicting overall mass transfer coefficient ( $K_{OL,a}$ ) of MEK. It was found that the correlations of  $k_{G,a,VOC}$  and  $k_{L,a,VOC}$  predicted the mass transfer coefficient of MEK which volatilized from wastewater quite well but underestimated  $K_{OL,a}$  of MEK volatilized from pure water. Since the mass transfer coefficient of VOCs volatilized from pure water were significant higher than that of wastewater as found in this work, the  $k_{G,a,VOC}$  and  $k_{L,a,VOC}$  developed based on wastewater is recommended for prediction of VOCs emission rate from wastewater rather than the correlation previously developed based on pure water.

**Key words :** VOCs, volatilization, mass transfer coefficient, MEK, toluene, methanol

### บทคัดย่อ

จรัญ บุญกาญจน์ แสนสุข แซ่เอ็ง จรรยา อินทมณี และ จันทิมา ชั่งสิริพร  
สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสำหรับการระเหยของสารอินทรีย์ระเหยจากน้ำเสีย

ว. สงขลานครินทร์ วทท. 2549 28(5) : 1095-1107

การระเหยของสารอินทรีย์ระเหย (volatile organic compounds, VOCs) จากน้ำเสียเป็นแหล่งก่อมลพิษทางอากาศที่สำคัญ ในการจัดการมลพิษทางอากาศที่เกี่ยวข้องกับการปล่อย VOCs สู่บรรยากาศ จำเป็นต้องทราบปริมาณของ VOCs ที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วย แบบจำลองที่ใช้ในการทำนายปริมาณการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียจึงเป็นสิ่งจำเป็น การวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อพัฒนาสมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส ( $k_{G,a,VOC}$ ) และสมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว ( $k_{L,a,VOC}$ ) จากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียจริง โดยทำการทดลองในถังระเหยปริมาตร 100 ลิตร ตัวแปรหลักที่ศึกษาคือความเร็วลมเหนือผิวน้ำ ความเร็วลมเฉลี่ยที่ระยะ 10 ซม. เหนือผิวน้ำ ( $U_{10cm}$ ) ที่ศึกษามีค่าอยู่ในช่วง 0-4.42 เมตร/วินาที และ VOCs ที่ใช้ในการศึกษาคือ เมทานอล ทูโลอิน และเมทิลเอทิลคีโตน (Methyl Ethyl Ketone, MEK)

ผลการศึกษาพบว่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของเมทานอลเพิ่มขึ้นกับ  $U_{10cm}$  ที่เพิ่มขึ้นแบบเชิงเส้นตลอดช่วงของ  $U_{10cm}$  ที่ศึกษา ในขณะที่สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของทูโลอินแบ่งออกเป็นสองช่วงโดยมีจุดเปลี่ยนที่  $U_{10cm}$  เท่ากับ 2.4 เมตร/วินาที สมการของ  $k_{G,a,VOC}$  และสมการของ  $k_{L,a,VOC}$  ถูกพัฒนาขึ้นจากข้อมูลการระเหยของเมทานอลและของทูโลอินจากน้ำเสียตามลำดับ และได้ตรวจสอบความถูกต้องของสมการดังกล่าวโดยใช้ทำนายสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสีย ( $K_{OL,a}$ ) ผลการตรวจสอบพบว่าสมการ  $k_{G,a,VOC}$  และ  $k_{L,a,VOC}$  ที่พัฒนาขึ้นจากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียทำนาย  $K_{OL,a}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียได้ดีแต่ทำนาย  $K_{OL,a}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์ต่ำกว่าค่าที่วัดได้จริง เนื่องจากผลการศึกษาพบว่า  $K_{OL,a}$  ของ VOCs ที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์มีค่าสูงกว่า  $K_{OL,a}$  ของ VOCs ที่ระเหยจากน้ำเสียมาก สมการ  $k_{G,a,VOC}$  และสมการ  $k_{L,a,VOC}$  ที่พัฒนาขึ้นจากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียจริงในการศึกษานี้ จึงเหมาะสมสำหรับใช้ทำนายการระเหยของ VOC จากน้ำเสียมากกว่าการใช้สมการที่พัฒนาขึ้นมาจากผลการระเหยของ VOCs จากน้ำบริสุทธิ์ที่มีรายงานไว้ทั่วไป

สารอินทรีย์ระเหย (volatile organic compounds, VOCs) เป็นสารเคมีที่มีใช้ทั่วไปในอุตสาหกรรมประเภทต่างๆ เช่น อุตสาหกรรมปิโตรเคมี อุตสาหกรรมการผลิตสี อุตสาหกรรมพลาสติกและพอลิเมอร์ และอุตสาหกรรมกระดาษ เป็นต้น นอกจากนี้จะใช้ในอุตสาหกรรมขนาดใหญ่

ข้างต้นแล้ว พบว่ายังมีการใช้ VOCs ในกิจกรรมอื่นๆ ที่อยู่ใกล้ตัวเรามาก ได้แก่ การเคลือบผิว เช่น ู่เคาะพ่น สีรถยนต์ และโรงงานผลิตเฟอร์นิเจอร์ การกำจัดสารหล่อลื่น เช่น การใช้ตัวทำละลายเพื่อล้างชิ้นส่วนต่างๆ ของเครื่องจักรในการซ่อมบำรุงของโรงงานอุตสาหกรรม

ทั้งขนาดเล็กและขนาดใหญ่ การผลิตสิ่งพิมพ์ การซักแห้ง การเก็บและจ่ายผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียม เป็นต้น การดำเนินการในอุตสาหกรรมหรือกิจกรรมข้างต้นจะส่งผลให้มีการปนเปื้อนของ VOCs ในน้ำใช้ในกระบวนการ ซึ่งในที่สุด VOCs ส่วนหนึ่งก็จะถูกถ่ายโอนไปอยู่ในน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรม หรือในน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียของชุมชน ดังนั้นการระเหยของ VOCs จากระบบบำบัดน้ำเสียจึงเป็นแหล่งกำเนิดของมลพิษทางอากาศที่สำคัญ และได้มีการศึกษาเรื่องนี้กันมาเป็นเวลานานกว่า 20 ปี และยังมีนักวิจัยวิจัยเรื่องนี้อย่างต่อเนื่อง (Hwang, 1981; Mackay *et al.*, 1983; Corsi, 1991; Sedek *et al.*, 1996; Aneja *et al.*, 2001; Escalas *et al.*, 2003; Lin *et al.*, 2004) การระเหยของ VOCs จากระบบบำบัดน้ำเสียมีผลกระทบต่อสุขภาพของสิ่งมีชีวิตทั้งคน สัตว์ และพืชโดยตรง โดยความรุนแรงเนื่องจากความเป็นพิษของ VOCs ต่อสุขภาพของสิ่งมีชีวิตนั้นจะขึ้นอยู่กับชนิดและปริมาณของ VOCs ที่ระเหยสู่อากาศและขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่สิ่งมีชีวิตสัมผัสกับ VOCs ด้วย การที่จะต้องทราบถึงปริมาณของ VOCs ที่ระเหยจากน้ำเสียในช่วงเวลาใดที่สนใจจึงเป็นสิ่งจำเป็นสำหรับการหาแนวทางเพื่อป้องกันมลพิษทางอากาศ อันเนื่องมาจากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสีย

#### การระเหยของสารอินทรีย์ระเหยง่ายจากน้ำเสีย

อัตราการระเหยของสารอินทรีย์ระเหยง่ายจากน้ำเสีย เช่นจากบ่อบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ สามารถวัดได้โดยตรงโดยใช้อุปกรณ์ที่เรียกว่าฟลักซ์แชมเบอร์ (flux chamber) หรือใช้วิธีประมาณโดยการคำนวณจากความเข้มข้นของ VOCs ในน้ำเสีย วิธีหลังจะนิยมมากกว่าวิธีแรกเพราะสามารถทำนายอัตราการระเหยของ VOCs เมื่อสภาวะแวดล้อมเปลี่ยนแปลงไปได้สะดวกกว่า วิธีการคำนวณอัตราการระเหยของ VOCs ที่เป็นที่ยอมรับและใช้กันมานานคือการประยุกต์ใช้ทฤษฎีสองฟิล์มของ Whitman (อ้างโดย Treybal, 1980) อัตราการระเหยของ VOCs ใดๆ จากน้ำเสียแสดงได้ดังสมการ

$$R_{VOC} = K_{OL} a_{VOC} C_{VOC} \quad (1)$$

เมื่อ  $R_{VOC}$  คืออัตราการระเหยของ VOC จากน้ำเสีย (โมล/วินาที)  $C_{VOC}$  คือความเข้มข้นของ VOC นั้นๆ ในน้ำเสีย

(โมล/ลบ.เมตร)  $K_{OL} a_{VOC}$  คือสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC (ลบ.เมตร/วินาที) ซึ่งขึ้นอยู่กับสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว และค่าคงที่เฮนรี่ของ VOC ตามสมการ (2)

$$\frac{1}{K_{OL} a_{VOC}} = \frac{1}{k_L a_{VOC}} + \frac{RT}{H k_G a_{VOC}} \quad (2)$$

เมื่อ  $k_L a_{VOC}$  คือสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC (ลบ.เมตร/วินาที)  $k_G a_{VOC}$  คือสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของ VOC (ลบ.เมตร/วินาที)  $H$  คือค่าคงที่เฮนรี่ของ VOC (บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล)  $T$  คืออุณหภูมิสัมบูรณ์ (เคลวิน) และ  $R$  คือค่าคงที่สากลของแก๊ส (บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล/เคลวิน) แม้ว่านักวิจัยหลายท่านได้เสนอสมการสำหรับหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวสำหรับใช้หาค่า  $K_{OL} a_{VOC}$  ไว้หลายรูปแบบ แต่สมการที่มีอยู่ทั้งหมดถูกพัฒนาขึ้นจากข้อมูลที่ได้จากการระเหยของ VOCs จากน้ำบริสุทธิ์ (Mackay and Yeun, 1983; Lunney *et al.*, 1985; Liss and Merlivat, 1986; Bunyakan *et al.*, 2001) ซึ่งมีคุณสมบัติที่แตกต่างไปน้ำเสียจริงมาก Bunyakan และคณะ (2005) พบว่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ MEK ลดลงอย่างมีนัยสำคัญกับปริมาณของของแข็งแขวนลอย (suspended solid) ในน้ำเสีย ดังนั้นการใช้สมการ  $k_L a_{VOC}$  และ  $k_G a_{VOC}$  ที่พัฒนาขึ้นมาจากการระเหยของ VOCs จากน้ำบริสุทธิ์มาทำนายค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOCs ที่ระเหยจากน้ำเสียจะทำให้ได้ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOCs ที่สูงกว่าความเป็นจริง งานวิจัยนี้จึงทำการศึกษาเพื่อพัฒนาสมการ  $k_L a_{VOC}$  และ  $k_G a_{VOC}$  ขึ้นมาใหม่โดยทำการศึกษาค่าสัมประสิทธิ์ดังกล่าวจากการทดลองระเหย VOCs ของน้ำเสียจริง วัตถุประสงค์หลักของงานวิจัยนี้เพื่อพัฒนาและตรวจสอบความถูกต้องของสมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่ได้จากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียจริง สมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่ได้จากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียจริงจะสามารถนำไปใช้ทำนายการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียได้

### ทฤษฎีและหลักการ

#### วิธีการหาค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม, $K_{OL}a_{VOC}$

การหาค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOCs ที่ระเหยจากน้ำเสียใช้วิธีการเดียวกับการหาค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมจากการระเหยของ VOCs จากน้ำ ที่ได้รายงานไว้ทั่วไป (Bunyakan *et al.*, 2001) โดยที่  $K_{OL}a_{VOC}$  สามารถหาค่าได้จากข้อมูลความเข้มข้นของ VOCs ในระบบที่ศึกษาที่เวลาต่างๆ ดังสมการ (3)

$$-\ln \frac{C_{VOC}}{C_{VOC,0}} = \frac{K_{OL}a_{VOC}}{V} t \quad (3)$$

เมื่อ  $V$  คือปริมาตรของน้ำเสียที่มี VOC ละลายอยู่ (ลบ. เมตร)  $C_{VOC,0}$  คือความเข้มข้นของ VOC ในน้ำเสียที่เวลาเริ่มต้น (โมล/ลบ. เมตร)  $C_{VOC}$  คือความเข้มข้นของ VOC ในน้ำเสียที่เวลาใดๆ (โมล/ลบ. เมตร) และ  $t$  คือเวลาที่ใช้ในการระเหยของ VOC (วินาที) จากสมการ (3) สามารถหาค่า  $K_{OL}a_{VOC}$  ได้จากความชันของกราฟที่พล็อตระหว่าง  $-\ln (C_{VOCt}/C_{VOC,0})$  กับ  $t$  คือ

$$K_{OL}a_{VOC} = VS \quad (4)$$

เมื่อ  $S$  คือความชันของกราฟ (วินาที<sup>-1</sup>) ดังนั้นโดยการวัดความเข้มข้นของ VOCs ที่เวลาต่างๆ ตลอดกระบวนการระเหยภายใต้สภาวะที่สนใจ ก็จะสามารถหาค่า  $K_{OL}a_{VOC}$  ภายใต้สภาวะนั้นได้

#### วิธีการหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส, $k_G a_{VOC}$

สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สหาค่าได้จากสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOCs ที่มีความสามารถในการละลายน้ำสูงหรือมีค่าคงที่ของเฮนรีต่ำโดยที่  $H < 5 \times 10^{-6}$  บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล (Mackay *et al.*, 1979) ในการทดลองนี้เลือกวัดสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สจากการระเหยของเมทานอลจากน้ำเสีย จากความสัมพันธ์ระหว่างสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของเมทานอลกับสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส และค่าคงที่ของเฮนรีสำหรับเมทานอลดังแสดงในสมการ (2) เมื่อค่าคงที่ของเฮนรีมีค่าต่ำ ผลคูณของค่าคงที่ของเฮนรีกับสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สที่ปรากฏอยู่ในเทอมที่สองทางขวามือของสมการ

ดังกล่าวมีค่าน้อยมากทำให้เทอมดังกล่าวมีค่ามากกว่าเทอมแรกมากจึงสามารถละเลยเทอมแรกได้จึงเหลือเฉพาะเทอมของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของเมทานอลและเทอมของสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของเมทานอลเท่านั้นซึ่งสามารถจัดสมการใหม่เพื่อหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของเมทานอลได้ดังสมการ (5)

$$k_G a_{MeOH} = \frac{RTK_{OL}a_{MeOH}}{H} \quad (5)$$

เมื่อ  $k_G a_{MeOH}$  คือสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของเมทานอล (ลบ. เมตร/วินาที)  $K_{OL}a_{MeOH}$  คือสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของเมทานอล (ลบ.เมตร/วินาที)  $H$  คือค่าคงที่เฮนรีของ VOC (บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล)  $T$  คืออุณหภูมิสัมบูรณ์ (เคลวิน) และ  $R$  คือค่าคงที่สากลของแก๊ส (บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล/เคลวิน) จากสมการที่ (5) ในการหาค่า  $k_G a_{MeOH}$  สำหรับการระเหยของเมทานอลจากน้ำเสียจำเป็นต้องทราบค่า  $H$  ของเมทานอลในน้ำเสียซึ่งไม่มีข้อมูลรายงานไว้และในการศึกษานี้ไม่ได้ทำการทดลองเพื่อหาค่า  $H$  จึงยังคงใช้ค่า  $H$  ที่ได้จากการศึกษาโดยใช้น้ำบริสุทธิ์ที่มีรายงานไว้ทั่วไป (Zierold, 1996) แม้ว่าค่า  $H$  ที่ใช้อยู่เป็นค่าที่ได้จากน้ำบริสุทธิ์ แต่การใช้ค่า  $K_{OL}a_{MeOH}$  ที่ได้จากการทดลองโดยใช้น้ำเสียจริงจะทำให้ค่า  $k_G a_{MeOH}$  ที่ได้มีความเหมาะสมที่จะนำไปประยุกต์ใช้เพื่อหาค่า  $k_G a_{VOC}$  ของ VOC ใดๆ ที่สนใจได้ โดย  $k_G a_{VOC}$  สามารถหาค่าได้โดยใช้เมทานอลเป็นสารอ้างอิงและใช้สัมประสิทธิ์การแพร่เป็นตัวปรับแก้ตามวิธีที่มีรายงานไว้ก่อนหน้านี้ (Bunyakan, 1998)

$$k_G a_{VOC} = k_G a_{MeOH} \left( \frac{D_{VOC-air}}{D_{MeOH-air}} \right)^n \quad (6)$$

เมื่อ  $k_G a_{VOC}$  คือสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของ VOC (ลบ.เมตร/วินาที)  $D_{VOC-air}$  และ  $D_{MeOH-air}$  คือสัมประสิทธิ์การแพร่ของ VOCs และของเมทานอล (ตร.เมตร./วินาที) ในอากาศตามลำดับ  $n$  คือค่าคงที่ สำหรับทฤษฎีฟิล์ม (อ้างโดย Treybal, 1981)  $n$  มีค่าเท่ากับ 1.0

#### วิธีการหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว, $k_L a_{VOC}$

สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวหาค่าได้จากสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC ที่มีความสามารถในการ

ละลายน้ำต่ำซึ่งก็คือ VOC ที่มีค่าคงที่ของเฮนรี่สูง ( $H > 5 \times 10^{-3}$  บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล) (Mackay *et al.*, 1979) ในการทดลองนี้เลือกวัสดุสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวจากการระเหยของทุโลอินจากน้ำเสีย ความสัมพันธ์ระหว่างสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของทุโลอินกับสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส และค่าคงที่ของเฮนรี่ของทุโลอินแสดงในสมการ (2) เมื่อค่าคงที่ของเฮนรี่มีค่าสูงผลคูณของค่าคงที่ของเฮนรี่กับสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สที่ปรากฏอยู่ในเทอมที่สองทางขวามือของสมการดังกล่าวมีค่ามากทำให้เทอมดังกล่าวมีค่าน้อยกว่าเทอมแรกมากและสามารถละเลยเทอมดังกล่าวได้จึงเหลือเฉพาะเทอมของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของทุโลอินและเทอมของสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของทุโลอินเท่านั้นซึ่งสามารถจัดสมการใหม่เพื่อหาสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของทุโลอินได้ดังสมการ (7)

$$k_{L,a,Toluene} = K_{OL,a,Toluene} \quad (7)$$

เมื่อ  $k_{L,a,Toluene}$  คือสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของทุโลอิน (ลบ.เมตร/วินาที)  $K_{OL,a,Toluene}$  คือสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของทุโลอิน (ลบ.เมตร/วินาที) เมื่อได้ค่า  $k_{L,a,Toluene}$  ก็สามารถหาค่า  $k_{L,a,VOC}$  ได้โดยใช้ทุโลอินเป็นสารอ้างอิงและใช้สัมประสิทธิ์การแพร่เป็นตัวปรับแก้ตามวิธีที่มีรายงานไว้ก่อนหน้านี้ (Bunyan, 1998) จะได้ว่า

$$k_{L,a,VOC} = k_{L,a,Toluene} \left( \frac{D_{VOC-water}}{D_{Toluene-water}} \right)^n \quad (8)$$

เมื่อ  $k_{L,a,VOC}$  คือสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC (ลบ.เมตร/วินาที)  $D_{VOC-water}$  และ  $D_{Toluene-water}$  คือสัมประสิทธิ์การแพร่ของ VOC และของทุโลอิน (ตร.เมตร/วินาที) ในน้ำ ตามลำดับ และ  $n$  คือค่าคงที่ สำหรับทฤษฎีฟิล์ม  $n$  มีค่าเท่ากับ 1.0 เมื่อทราบค่า  $k_{G,a,VOC}$  และ  $k_{L,a,VOC}$  แล้วจะสามารถทำนายสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC ใดๆ ได้โดยใช้สมการ (2) และจะสามารถทำนายอัตราการระเหยและฟลักซ์การระเหยของ VOC ได้ดังสมการ (1) และสมการ (9) ตามลำดับ

$$N_{VOC} = \frac{R_{VOC}}{A} \quad (9)$$

เมื่อ  $N_{VOC}$  คือฟลักซ์การระเหยของ VOC จากน้ำเสีย (โมล/วินาที/ตร.ซม.)  $R_{VOC}$  คืออัตราการระเหยของ VOC จากน้ำเสีย (โมล/วินาที) และ  $A$  คือพื้นที่ของการระเหย (ตร.ซม.)

### อุปกรณ์ และวิธีการทดลอง

การศึกษาการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียทำในชุดทดลองขนาดต้นแบบที่ประกอบด้วยถังระเหย (ขนาดยาว 1 เมตร กว้าง 0.5 เมตร และสูง 0.2 เมตร) และระบบจำลองกระแสลมโดยใช้พัดลมขนาดใหญ่ที่สามารถส่งอากาศได้สูงสุดถึง 3000 CFM ติดตั้งอยู่เหนือผิวน้ำที่ปลายด้านหนึ่งของถังระเหยดังแสดงใน Figure 1 ปัจจัยหลักที่มีผลต่อการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียคือความเร็วลมเหนือผิวน้ำ การศึกษานี้จึงให้ความสนใจกับปัจจัยดังกล่าวเป็นหลัก โดยใช้ความเร็วลมที่ระยะ 10 ซม. เหนือผิวน้ำเป็นจุดอ้างอิง ทำการวัดความเร็วลมที่ระดับอ้างอิงนี้จำนวน 15 จุดกระจายทั่วผิวน้ำและหาค่าเฉลี่ย ความเร็วลมเฉลี่ยที่ระยะ 10 ซม. ( $U_{10cm}$ ) ที่ศึกษามีค่าอยู่ในช่วง 0-4.42 เมตร/วินาที ในขณะที่อุณหภูมิของน้ำและอุณหภูมิของอากาศมีค่าคงที่ในช่วง  $29 \pm 1^\circ C$  และ  $31 \pm 1^\circ C$  ตามลำดับ ค่า  $BOD_5$ ,  $COD$  และ  $SS$  ของน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษามีค่าอยู่ในช่วง 50-98 มก./ลิตร, 2320-2960 มก./ลิตร และ 27-38 มก./ลิตร ตามลำดับ VOCs ที่ใช้ในการศึกษาคือ เมทานอล ทุโลอิน และเมทิลเอทิลคีโตน (Methyl Ethyl Ketone, MEK) เมทานอลถูกเลือกใช้เพื่อหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส ทุโลอินถูกเลือกใช้เพื่อหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว และ MEK ถูกเลือกใช้เพื่อตรวจสอบความถูกต้องของสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว เพราะความต้านทานต่อการระเหยของ MEK จากน้ำเสียมีอยู่ในทั้งสองวิฤภาคอย่างมีนัยสำคัญ ความเข้มข้นเริ่มต้นของ VOCs ในน้ำเสียที่ใช้ แสดงดัง Table 1

การทดลองเริ่มต้นด้วยการเตรียมสารละลาย VOC ในน้ำเสียให้มีความเข้มข้นตามต้องการและมีปริมาตรของน้ำเสียรวมเท่ากับ 100 ลิตร เติมสารละลายที่ผสมกันดีแล้วลงในถังระเหย เก็บตัวอย่างน้ำเสียเพื่อวิเคราะห์หาความเข้มข้นของ VOC เริ่มต้น เปิดพัดลมให้มีกระแสลมพัดผ่านผิวน้ำและเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากถังระเหยตาม



Figure 1. Pilot volatilization tank equipped with a wind generated system  
[Color figure can be viewed in the electronic version]

Table 1. Summary of the experimental conditions for studying the influence of wind speed on volatilization rate of methanol, toluene and MEK from wastewater

$U_{10\text{cm}}$ ( $\text{m s}^{-1}$ )	$T_{\text{water}}$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	Initial concentration of VOCs in wastewater ( $\text{mg L}^{-1}$ )		
		Methanol	Toluene	MEK
0.00	29±1	1330	269	759
0.43	29±1	1259	280	718
1.86	29±1	1164	259	698
2.40	29±1	1376	268	1091
2.81	29±1	1053	228	621
3.43	29±1	1236	249	600
4.42	29±1	1068	268	365

ระยะเวลาที่กำหนดเพื่อวิเคราะห์หาความเข้มข้นของ VOC ที่เวลาใดๆ การวิเคราะห์ความเข้มข้นของ VOC ในน้ำเสียใช้แก๊สโครมาโทกราฟี (model HP9806, Hewlett Packard) โดยมีสภาวะสำหรับการวิเคราะห์คือ อุณหภูมิของอินเจคเตอร์ (Injector) เท่ากับ  $180^{\circ}\text{C}$  อุณหภูมิของดีเทคเตอร์ (Detector) เท่ากับ  $200^{\circ}\text{C}$  และอุณหภูมิคอลัมน์เท่ากับ  $50^{\circ}\text{C}$  คอลัมน์ที่ใช้เป็น capillary คอลัมน์ (HP-FAAP, Polyethylene glycol-TPA modified, Hewlett Packard) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.25 มม. ยาว 30 เมตร อัตราการไหลของฮีเลียมเท่ากับ 0.2 มล./นาที นำข้อมูลความเข้มข้นรวมของ VOC ที่เปลี่ยนไปกับเวลามาใช้หาสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมตามสมการ (3) หาสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สจากสมการ (6) และหาสัม-

ประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวจากสมการ (8) จากนั้นจึงทำการวิเคราะห์หาสมการแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเร็วลมกับสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส และสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC และตรวจสอบความถูกต้องของสมการดังกล่าว

#### ผลการทดลองและวิจารณ์

1. สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC,  $K_{OL} a_{VOC}$  สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC ในกระบวนการระเหยจากน้ำเสียที่สภาวะการทดลองต่างๆ หาค่าได้จากการวัดความเข้มข้นของ VOC ในน้ำเสียที่เวลาต่างๆ แล้วทำการแปลผลจากข้อมูลของความเข้มข้นเป็นค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมโดยใช้สมการ (3)

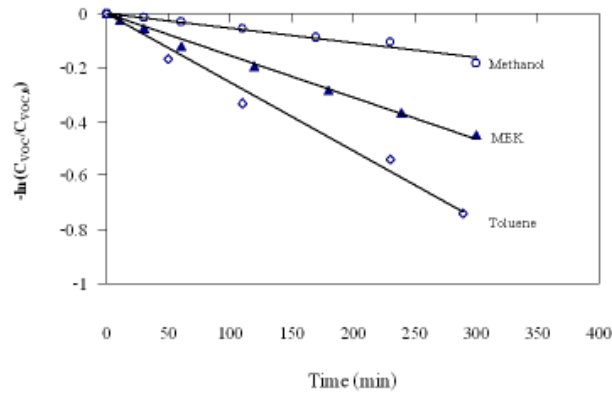


Figure 2. Typical plot of  $-\ln(C_{VOC}/C_{VOC,0})$  versus  $t$  for volatilization of methanol, MEK, and toluene from wastewater ( $T_{wastewater} = 29 \pm 1^\circ\text{C}$ , water depth = 20 cm and wastewater properties: BOD 50-98 mg/L, COD = 2320-2960 mg/L and SS = 27-38 mg/L)

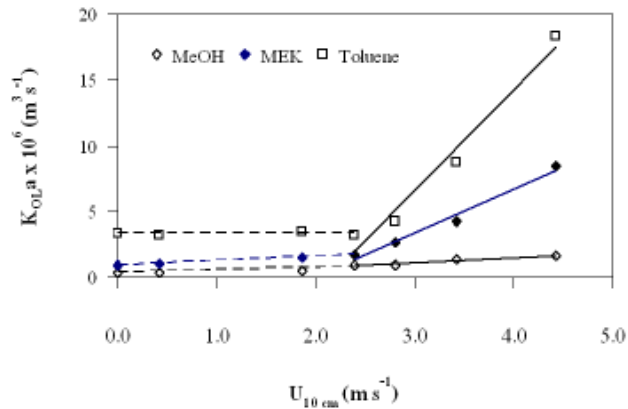


Figure 3.  $K_{OL} a$  of methanol, MEK, and toluene as a function of wind speed ( $T_{wastewater} = 29 \pm 1^\circ\text{C}$ , water depth = 20 cm and wastewater properties: BOD 50-98 mg/L, COD = 2320-2960 mg/L and SS = 27-38 mg/L)

Figure 2 แสดงลักษณะโดยทั่วไปของกราฟที่พล็อตระหว่าง  $-\ln(C_{VOC}/C_{VOC,0})$  กับ  $t$  สำหรับการระเหยของเมทานอล, MEK และทูลูเอินจากน้ำเสียที่ความเร็วลมเหนือผิวน้ำเท่ากับ 2.81 เมตร/วินาที จาก Figure 2 ความชันของกราฟ  $-\ln(C_{VOC}/C_{VOC,0})$  กับ  $t$  ของเมทานอล, เมทิลเอทิลคีโตน และทูลูเอินเท่ากับ  $5.535 \times 10^{-4}$ ,  $1.553 \times 10^{-3}$  และ  $2.532 \times 10^{-3}$  นาที<sup>-1</sup> ในขณะที่ปริมาตรของน้ำเสียในถังระเหยเท่ากับ 0.1 ลบ.เมตร ดังนั้น  $K_{OL} a_{VOC}$  ภายใต้สภาวะดังกล่าวซึ่งคำนวณจากสมการ (4) คือ  $9.23 \times 10^{-7}$ ,  $2.59 \times 10^{-6}$  และ  $4.22 \times 10^{-6}$  ลบ.เมตร/วินาที การหาค่า  $K_{OL} a$  ของเมทานอล, MEK และทูลูเอินที่สภาวะการ

ทดลองอื่นๆ ใช้วิธีการวิเคราะห์ข้อมูลเช่นเดียวกันกับที่ได้แสดงข้างต้น ค่า  $K_{OL} a$  ของเมทานอล, MEK และของทูลูเอินที่ความเร็วลมต่างๆ แสดงเปรียบเทียบกันใน Figure 3 ซึ่งจะเห็นได้ว่า  $K_{OL} a$  ของเมทานอลมีค่าต่ำสุด,  $K_{OL} a$  ของทูลูเอินมีค่าสูงสุด และ  $K_{OL} a$  ของ MEK มีค่าอยู่ระหว่างของเมทานอลและของทูลูเอินในทุกความเร็วลมที่ศึกษา ผลการทดลองสอดคล้องกับลักษณะของ VOC คือ ทูลูเอินเป็นสารอินทรีย์ระเหยที่มีค่าคงที่ของเฮนรี่สูงสุดจึงสามารถระเหยจากน้ำได้เร็ว (H ของทูลูเอินที่  $25^\circ\text{C}$  เท่ากับ  $6.68 \times 10^{-3}$  บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล (Mackay and Leinonen, 1975)) ในขณะที่เมทานอลเป็นสารอินทรีย์

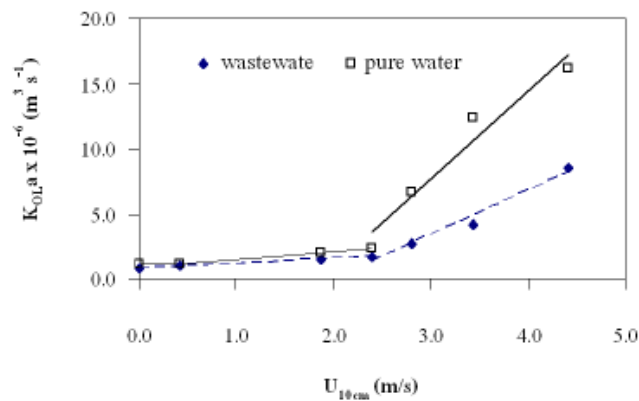


Figure 4. The comparison between  $K_{OL,a}$  of MEK volatilization from wastewater (BOD 50-98 mg/L, COD = 2320-2960 mg/L and SS = 27-38 mg/L) and that from pure water at  $T_{water} = 29 \pm 1^\circ\text{C}$  and a water depth of 20 cm.

ที่มีค่าคงที่ของเฮนรีต่ำสุดจึงระเหยจากน้ำได้ยากที่สุด (H ของเมทานอลที่  $25^\circ\text{C}$  เท่ากับ  $5.05 \times 10^{-6}$  บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล (Zierold, 1996)) ส่วนค่าคงที่เฮนรีของ MEK อยู่ระหว่างของเมทานอลและทูโลอิน (H ของ MEK ที่  $25^\circ\text{C}$  เท่ากับ  $6.39 \times 10^{-5}$  บรรยากาศ ลบ.เมตร/โมล (Zierold, 1996)) ความสามารถในการระเหยจากน้ำจึงอยู่ระหว่างเมทานอลและทูโลอิน

เมื่อพิจารณาผลของความเร็วลมต่อค่า  $K_{OL,a}$  ของ VOC แต่ละชนิดพบว่าในช่วงของความเร็วลมต่ำๆ  $U_{10\text{cm}} \leq 2.4$  เมตร/วินาที ค่า  $K_{OL,a}$  ของเมทานอลค่อยๆ เพิ่มขึ้นกับความเร็วที่เพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ ในขณะที่  $K_{OL,a}$  ของ MEK และของทูโลอินมีค่าเกือบคงที่ตลอดช่วงของความเร็วลมนี้ และมีค่าใกล้เคียงกับกรณีที่ไม่มีการผสมพุดผ่าน ( $U_{10\text{cm}} = 0$  เมตร/วินาที) หรือกล่าวอีกนัยหนึ่งได้ว่าความเร็วลมน้อยกว่า 2.4 เมตร/วินาที นั้นไม่สูงพอที่จะทำให้เกิดความปั่นป่วนในวัฏภาคของเหลวจึงไม่สามารถทำให้เกิดการระเหยของ VOC จากน้ำเสียได้อย่างมีนัยสำคัญ แต่เมื่อ  $U_{10\text{cm}} > 2.4$  เมตร/วินาที พบว่า  $K_{OL,a}$  ของ VOC ทั้ง 3 ประเภทแปรผันกับความเร็วลมอย่างมีนัยสำคัญ โดยเฉพาะของของทูโลอินซึ่งระเหยได้ง่ายนั้นพบว่าการเพิ่มขึ้นของความเร็วลมในช่วงนี้มีผลต่อการระเหยของทูโลอินอย่างชัดเจนซึ่งเห็นได้จากความชันของเส้นกราฟที่เปลี่ยนไปอย่างมาก

ผลการเปรียบเทียบระหว่าง  $K_{OL,a}$  ของ MEK ที่

ระเหยจากน้ำเสียกับกรณีที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์ที่ความเร็วลมต่างๆแสดงใน Figure 4 พบว่าในช่วงของความเร็วลมต่ำๆ ( $U_{10\text{cm}} < 2.4$  เมตร/วินาที) ความแตกต่างระหว่าง  $K_{OL,a}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียกับที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์มีค่าโดยเฉลี่ยประมาณ 27% และความแตกต่างดังกล่าวแปรผันกับความเร็วลมที่เพิ่มขึ้นน้อยมาก ผลการทดลองแสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่าสารประกอบอินทรีย์ (organic mass) ที่อยู่ในน้ำเสียสามารถลดการระเหยของ MEK จากน้ำเสียได้ซึ่งเกิดจากกลไกการกีดกันการเคลื่อนที่ของโมเลกุลของ MEK ในน้ำเสียทำให้การระเหยของ MEK ลดลงเมื่อเทียบกับการระเหยจากน้ำบริสุทธิ์ซึ่งไม่มีกลไกดังกล่าว และจากการที่ความแตกต่างระหว่าง  $K_{OL,a}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียกับที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์มีค่าเกือบคงที่ในช่วงความเร็วลมต่ำๆ แสดงให้เห็นว่าขนาดของความเร็วลมในช่วงดังกล่าวไม่สามารถทำให้เกิดความปั่นป่วนในวัฏภาคของเหลวในระบบที่ศึกษาได้ ความแตกต่างระหว่าง  $K_{OL,a}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียกับที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์น่าจะเป็นผลมาจากการกีดกันการระเหยโดยสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียเพียงอย่างเดียว

อย่างไรก็ตาม เมื่อความเร็วลมสูงกว่า 2.4 เมตร/วินาที พบว่า  $K_{OL,a}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์มีค่าแตกต่างจาก  $K_{OL,a}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียอย่างมีนัยสำคัญและความแตกต่างนี้จะเพิ่มขึ้นเมื่อความเร็วลม



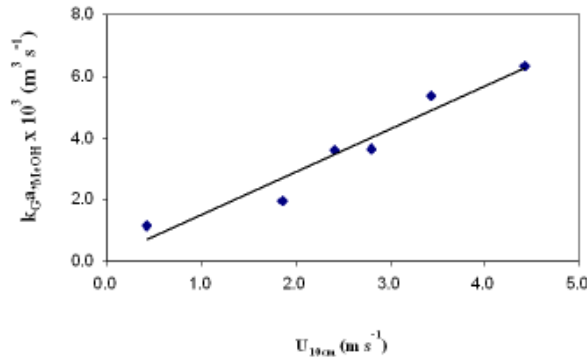


Figure 5.  $k_G a_{MeOH}$  of methanol in wastewater as a function of wind speed ( $T_{wastewater} = 29 \pm 1^\circ C$ , water depth = 20 cm and wastewater properties: BOD 50-98 mg/L, COD = 2320-2960 mg/L and SS = 27-38 mg/L)

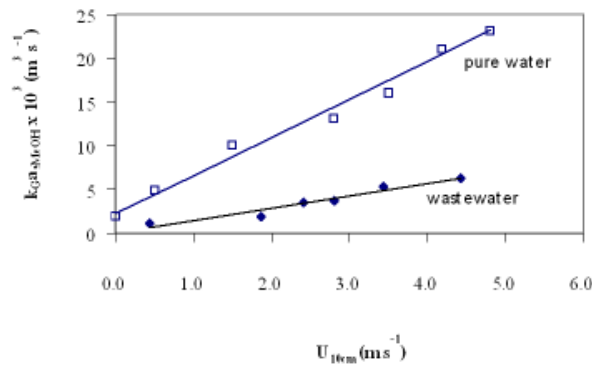


Figure 6. The comparison between  $k_G a_{MeOH}$  of methanol volatilization from wastewater (BOD 50-98 mg/L, COD = 2320-2960 mg/L and SS = 27-38 mg/L) and that from pure water at  $T_{water} = 29 \pm 1^\circ C$  and a water depth of 20 cm.

สูงขึ้น ผลการทดลองนี้ยืนยันว่าสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียทำหน้าที่กีดกันการระเหยและลดความปั่นป่วนในน้ำเสียเนื่องจากกระแสลมได้ดีส่งผลให้  $K_{OL} a$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียนั้นมีค่าต่ำกว่าที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์อย่างมีนัยสำคัญ จากความแตกต่างระหว่าง  $K_{OL} a$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์กับ  $K_{OL} a$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียแสดงว่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ใช้ทำนายการระเหยของ VOC จากน้ำเสียที่พัฒนาขึ้นจากการศึกษาการระเหยของ VOC จากน้ำบริสุทธิ์และใช้กันอยู่ทั่วไปนั้นไม่น่าจะทำนายการระเหยของ VOC จากน้ำเสียได้ดี การใช้สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่ได้จากการระเหยของ VOC จากน้ำเสียโดยตรงจึงเป็นแนวทางที่ดีกว่า

## 2. สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สสำหรับการระเหยของ VOC จากน้ำเสีย, $k_G a_{VOC}$

สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของ VOC ที่ระเหยจากน้ำเสียคำนวณได้จากสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของเมทานอล ( $k_G a_{MeOH}$ ) ดังแสดงด้วยสมการ (6) โดยที่  $k_G a_{MeOH}$  คำนวณได้จาก  $K_{OL} a$  ของเมทานอลตามสมการ (5) Figure 5 แสดงข้อมูลของ  $k_G a_{MeOH}$  ที่คำนวณได้กับความเร็วมเฉลี่ยเหนือผิวน้ำ ( $U_{10cm}$ ) ในช่วงที่ศึกษา พบว่าความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_G a_{MeOH}$  กับ  $U_{10cm}$  มีลักษณะเป็นกราฟเส้นตรงที่สามารถแทนได้ด้วยสมการ (10) โดยมีค่า  $R^2 = 0.94$

$$k_G a_{MeOH} = 1.39 \times 10^{-3} U_{10cm} + 1.22 \times 10^{-4},$$

$$0 \leq U_{10cm} \leq 4.42 \text{ ms}^{-1} \quad (10)$$

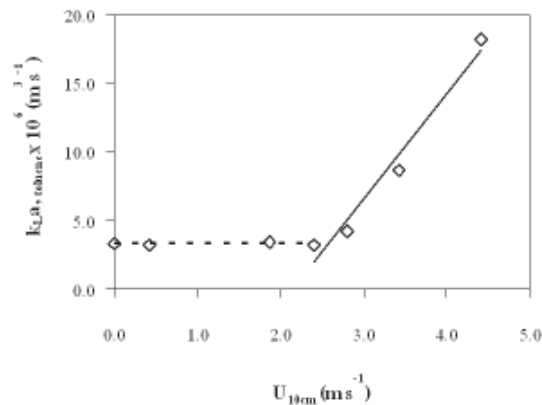


Figure 7.  $k_L a_{Toluene}$  of toluene in wastewater as a function of wind speed ( $T_{wastewater} = 29 \pm 1^\circ C$ , water depth = 20 cm and wastewater properties: BOD 50-98 mg/L, COD = 2320-2960 mg/L and SS = 27-38 mg/L)

ความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นระหว่าง  $k_{G,a,MeOH}$  กับ  $U_{10cm}$  ที่ได้จากการระเหยของเมทานอลจากน้ำเสียในงานวิจัยนี้ สอดคล้องกับกรณีของการระเหยของเมทานอลจากน้ำบริสุทธิ์ที่เคยศึกษาไว้ก่อนหน้านี้ (Bunyakan et al., 2001; Liss, 1974) แต่การระเหยของเมทานอลจากน้ำเสียจะให้ค่า  $k_{G,a,MeOH}$  ที่ต่ำกว่าอย่างชัดเจนดังแสดงเปรียบเทียบใน Figure 6 ความแตกต่างดังกล่าวเป็นผลจากกลไกการกีดกันการระเหยและกลไกการลดความปั่นป่วนในน้ำเสียเนื่องจากสารอินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำเสียมีผลต่อการระเหยของ VOCs ดังที่ได้กล่าวมาแล้ว งานวิจัยจึงเสนอสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สสำหรับใช้ทำนายการระเหยของ VOC จากน้ำเสียใหม่โดยใช้ค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของเมทานอลที่ระเหยจากน้ำเสียจริงและปรับแก้สำหรับ VOC ใดๆ โดยอาศัยความสัมพันธ์ระหว่างสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สกับสัมประสิทธิ์การแพร่ตามสมการ (6) จะได้สมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของ VOC ใดๆ ดังแสดงด้วยสมการ (11) ซึ่งสามารถใช้ทำนายค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของ VOC ใดๆ ที่ระเหยจากน้ำเสียได้ การตรวจความถูกต้องของสมการนี้โดยใช้ทำนายสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC ใดๆ ที่สนใจตามสมการ (2) จะกล่าวถึงในหัวข้อต่อไป

$$k_{G,a,VOC} = \left[ 1.39 \times 10^{-3} U_{10cm} + 1.22 \times 10^{-4} \right] \left[ \frac{D_{VOC-air}}{D_{MeOH-air}} \right] \quad (11)$$

### 3. สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวสำหรับการระเหยของ VOC จากน้ำเสีย, $k_L a_{VOC}$

สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC ที่ระเหยจากน้ำเสียคำนวณได้จากสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของทูลอีน ( $k_L a_{Toluene}$ ) ดังแสดงด้วยสมการ (8) โดยที่  $k_L a_{Toluene}$  มีค่าเท่ากับ  $K_{OL} a$  ของทูลอีนตามสมการ (7) Figure 7 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_L a_{Toluene}$  กับความเร็วลมเฉลี่ยเหนือผิวน้ำ ( $U_{10cm}$ ) ในช่วงที่ศึกษา ซึ่งพบว่าความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_L a_{Toluene}$  กับ  $U_{10cm}$  สามารถแบ่งได้เป็น 2 ช่วง คือช่วงความเร็วลมต่ำ ( $U_{10cm} \leq 2.4$  เมตร/วินาที)  $k_L a_{Toluene}$  ไม่แปรเปลี่ยนกับความเร็วลมโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $3.35 \times 10^{-6}$  ลบ.เมตร/วินาที ในขณะที่  $U_{10cm} > 2.4$  เมตร/วินาที ความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_L a_{Toluene}$  กับ  $U_{10cm}$  มีลักษณะเป็นเชิงเส้น ดังนั้นสมการแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_L a_{Toluene}$  กับ  $U_{10cm}$  ตลอดช่วงของความเร็วลมที่ศึกษาคือ

$$k_L a_{Toluene} = 3.35 \times 10^{-6}, U_{10cm} \leq 2.4 \text{ m s}^{-1} \quad (12)$$

$$\text{และ } k_L a_{Toluene} = 7.67 \times 10^{-6} U_{10cm} - 1.64 \times 10^{-5}, \quad 2.4 < U_{10cm} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1} \quad (13)$$

ความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_L a_{Toluene}$  กับ  $U_{10cm}$  ที่ได้จากการระเหยของทูลอีนจากน้ำเสียในงานวิจัยนี้มีการเปลี่ยนความชันที่ความเร็วลมเท่ากับ 2.44 เมตร/วินาที ให้ผลที่สอดคล้องกับกรณีของการระเหยของทูลอีนจาก

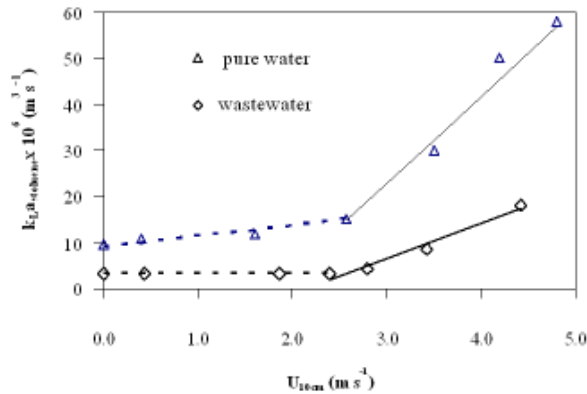


Figure 8. The comparison between of toluene volatilization from wastewater (BOD 50-98 mg/L, COD = 2320-2960 mg/L and SS = 27-38 mg/L) and that from pure water at  $T_{\text{water}} = 29 \pm 1^\circ\text{C}$  and a water depth of 20 cm.

น้ำบริสุทธิ์ที่เคยศึกษาไว้ก่อนหน้านี้ (Bunyakana *et al.*, 2001) ที่พบจุดเปลี่ยนของความชันที่ความเร็วลมเท่ากับ 2.58 เมตร/วินาที แต่การระเหยของทูลอีนจากน้ำเสียจะให้ค่า  $k_L a_{\text{Toluene}}$  ที่ต่ำกว่ากรณีของการระเหยจากน้ำบริสุทธิ์อย่างชัดเจนดังแสดงเปรียบเทียบใน Figure 8 ความแตกต่างดังกล่าวเป็นผลจากกลไกการกีดกันการระเหยและกลไกการลดความปั่นป่วนในน้ำเสียเนื่องจากสารอินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำเสียดังที่ได้กล่าวมาแล้ว สมมุติฐานที่เชื่อว่าความเจือจางของ VOC ในน้ำเสียจะทำให้ VOC มีพฤติกรรมการถ่ายโอนมวลเหมือนกับในน้ำบริสุทธิ์และสามารถใช้สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่ได้จากการระเหยของ VOC จากน้ำบริสุทธิ์ในการทำนายการระเหยของ VOC จากน้ำเสียจึงไม่ถูกต้องอีกต่อไป งานวิจัยจึงเสนอสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวสำหรับใช้ทำนายการระเหยของ VOC จากน้ำเสียใหม่โดยใช้ค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของทูลอีนที่ระเหยจากน้ำเสียจริงและปรับแก้สำหรับ VOC ใดๆ โดยอาศัยความสัมพันธ์ระหว่างสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวกับสัมประสิทธิ์การแพร่ตามสมการ (8) จะได้สมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC ใดๆ ดังแสดงด้วยสมการ (14) และ (15) ซึ่งสามารถใช้ทำนายค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC ใดๆ ที่ระเหยจากน้ำเสียได้ การตรวจความถูกต้องของสมการนี้โดยใช้ทำนายสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC ใดๆ ที่สนใจตามสมการ (2) จะกล่าวถึงในหัวข้อต่อไป

$$k_L a_{\text{VOC}} = 3.35 \times 10^{-6} \left[ \frac{D_{\text{VOC-liquid}}}{D_{\text{Toluene-liquid}}} \right] U_{10cm} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1} \quad (14)$$

และ

$$k_L a_{\text{VOC}} = \left[ 7.67 \times 10^{-6} U_{10cm} - 1.64 \times 10^{-5} \right] \left[ \frac{D_{\text{VOC-liquid}}}{D_{\text{Toluene-liquid}}} \right], \quad 2.4 < U_{10cm} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1} \quad (15)$$

#### 4. สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC: เปรียบเทียบระหว่างการทำนายโดยแบบจำลองกับผลการทดลอง

ในส่วนสุดท้ายของการวิจัยนี้ได้ทำการตรวจสอบความถูกต้องของสมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส (สมการ (11)) และสมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว (สมการ (14) และ (15)) ที่พัฒนาขึ้น โดยใช้ทำนายสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ MEK (ตามสมการ (2)) และเปรียบเทียบกับค่าที่วัดได้จากการทดลองโดยตรง ผลการคำนวณ  $K_{OL} a$  ของ MEK โดยใช้ชุดสมการข้างต้นแสดงเปรียบเทียบกับค่าที่วัดได้จริงจากการระเหยของ MEK จากน้ำเสียและน้ำบริสุทธิ์ดังแสดงใน Figure 9 ซึ่งจะเห็นได้ว่าชุดสมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่พัฒนาขึ้นจากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียทำนาย  $K_{OL} a$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียได้ดีตลอดช่วงความเร็วลมที่ศึกษา แต่ทำนาย  $K_{OL} a$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำ

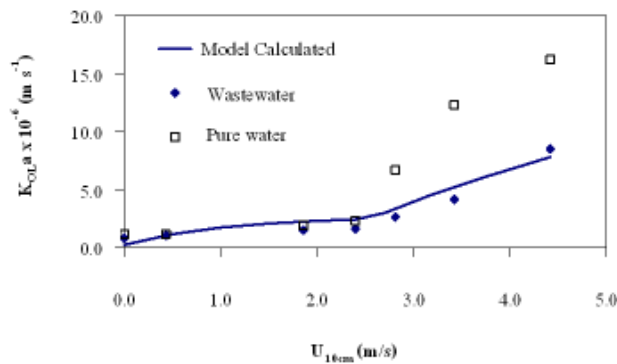


Figure 9. The comparison between predicted of MEK volatilization from wastewater and from pure water.

บริสุทธิ์ต่ำกว่าค่าที่วัดได้จริง ซึ่งจะเห็นอย่างชัดเจนเมื่อความเร็วลมสูงขึ้น ทั้งนี้เกิดจากความแตกต่างระหว่างคุณลักษณะของน้ำเสียกับน้ำบริสุทธิ์ดังที่ได้กล่าวมาแล้ว สมการ  $k_{G,a,VOC}$  และสมการ  $k_{L,a,VOC}$  ที่พัฒนาขึ้นจากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียจริงในการศึกษานี้ จึงเหมาะสมสำหรับใช้ทำนายการระเหยของ VOC จากน้ำเสียมากกว่าการใช้สมการที่พัฒนาขึ้นมาจากการระเหยของ VOCs จากน้ำบริสุทธิ์ที่มีรายงานไว้ทั่วไป

ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์มีค่าสูงกว่า  $K_{OL}$  ของ VOCs ที่ระเหยจากน้ำเสียมาก สมการ  $k_{G,a,VOC}$  และสมการ  $k_{L,a,VOC}$  ที่พัฒนาขึ้นจากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียจริงในการศึกษานี้ จึงเหมาะสมสำหรับใช้ทำนายการระเหยของ VOC จากน้ำเสีย มากกว่าการใช้สมการที่พัฒนาขึ้นมาจากการระเหยของ VOCs จากน้ำบริสุทธิ์ที่มีรายงานไว้ทั่วไป

สรุปผลการทดลอง

การศึกษาระเหยของสารอินทรีย์ระเหยจากน้ำเสียที่ความเร็วลมเหนือผิวน้ำต่างๆ ในถังระเหยขนาด 100 ลิตร พบว่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของเมทานอลเพิ่มขึ้นกับ  $U_{10cm}$  ที่เพิ่มขึ้นแบบเชิงเส้นตลอดช่วงของ  $U_{10cm}$  ที่ศึกษา ในขณะที่สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของทุโลอินแบ่งออกเป็นสองช่วงโดยมีจุดเปลี่ยนที่  $U_{10cm}$  เท่ากับ 2.4 เมตร/วินาที สมการของ  $k_{G,a,VOC}$  และสมการของ  $k_{L,a,VOC}$  ถูกพัฒนาขึ้นจากข้อมูลการระเหยของเมทานอลและของทุโลอินจากน้ำเสียตามลำดับ และได้ตรวจสอบความถูกต้องของสมการดังกล่าวโดยใช้ทำนาย  $K_{OL}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสีย ผลการตรวจสอบพบว่าสมการ  $k_{G,a,VOC}$  และ  $k_{L,a,VOC}$  ที่พัฒนาขึ้นจากการระเหยของ VOCs จากน้ำเสียทำนาย  $K_{OL}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียได้ดี แต่ทำนาย  $K_{OL}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำบริสุทธิ์ต่ำกว่าค่าที่วัดได้จริง การศึกษานี้ยังพบว่า  $K_{OL}$  ของ VOCs ที่

กิตติกรรมประกาศ

การศึกษานี้เป็นส่วนหนึ่งของงานวิจัยที่ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากงบประมาณแผ่นดินประจำปี 2546 ขอขอบคุณ ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้ความอนุเคราะห์สถานที่เครื่องมือวิเคราะห์ สารานุกรมโรค ทำให้การวิจัยสำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

เอกสารอ้างอิง

Aneja, V.P., Bunton, B. Walker, J.T., Malik, B.P. 2001. Measurement and analysis of atmospheric ammonia emissions from anaerobic lagoons. Atmos. Environ. 35: 1949-1958.  
 Bunyakan, C., Saeoung, S., Intamane, J. and Chungsiriporn, J. 2005. Effect of suspended solid on volatilization of MEK from wastewater. The 4<sup>th</sup> PSU-Engineering Conference (PEC-4), 8-9 December 2005, Hat Yai Songkhla.

- Bunyakana, C., Tongsoi, P. and Tongurai, C. 2001. Film mass transfer coefficient for the prediction of volatile organic compound evaporation rate from open water basin. *Songklanakrin J. Sci. Technol.* 23(4): 563-577.
- Bunyakana, C. 1998. Mass transfer coefficient for surface impoundments and the reduction of volatile organic compound emissions. Ph.D. Dissertation. Vanderbilt University. Nashville TN. USA.
- Corsi, R.L. 1991. Estimation of VOC emissions using the BASTE model. *Environ. Prog.* 10(4): 290-299.
- Escalas, A., Guadayol, J.M., Cortina, M., Rivera, J. and Caixach, J. 2003. Time and space patterns of volatile organic compounds in a sewage treatment plant. *Water. Res.* 37: 3913-3920
- Hwang, S.T. 1981. Treatability and pathways of priority pollutants in the biological wastewater treatment. *AIChE Symposium Series.* 209 (77): 316-326.
- Lin, T.Y., Sree, U., Tseng, S.H., Chiu, K.H., Wu, C.H., Lo, J.G. 2004. Volatile organic compound concentrations in ambient air of Kaohsiung Petroleum Refinery in Taiwan. *Atmos. Environ.* 38: 4111-4122
- Liss, P. S. 1973. Processes of gas exchange across an air-water interface. *Deep-Sea Research.* 20: 221-238
- Lunney, P.D., Springer, C., Thibodeaux, L.J. 1985. Liquid-phase mass transfer coefficients for surface impoundments. *Environ. Prog.* 4(3): 203-211.
- Mackay, D. and Yeun, A.T.K. 1983. Mass transfer coefficient correlations for volatilization of organic solutes from water. *Environ. Sci. Technol.* 17: 211-217
- Mackay, D., and Leinonen, P.J. 1979. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 9(13): 1178-1180.
- Sadek, S.E., Smith, J.D., Watkin, A.T., Gebel, R. 1996. Mass transfer of volatile organics from large open basins. *Environ. Prog.* 15(2): 82-92.
- Treybal, R.E. 1981. *Mass transfer operations.* 3<sup>rd</sup> edition. McGRAW-HILL BOOK COMPANY. Singapore: 59-60
- Zierold, M.K. 1996. Henry's Law constants of selected VOCs: experimentally determined and estimated values. Master Thesis. Vanderbilt University. Nashville TN. USA.