



รายงานการวิจัย

การศึกษาสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสารเพื่อใช้ทำนายอัตราการ
ระเหยของสารอินทรีย์จากแหล่งน้ำเปิดขนาดใหญ่

The Study of the Overall Mass Transfer Coefficient for Prediction of
VOCs Emission from Large Open Basin

งบประมาณแผ่นดิน 2543

๒๐๐

เลขที่	๒๑๘๖๕๒
Lib Key	๒๑๘๖๕๒

คณะผู้วิจัย

นาย จรัญ บุญกาญจน์

นายสรวิศ จิตรบรรเจิดกุล

นายชาคริต ทองอุไร

หัวหน้าโครงการ .

ผู้ร่วมวิจัย

ที่ปรึกษาโครงการ

สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสำหรับทำนายอัตราการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิด: ผลของความเร็วม

จรัญ บุญกาญจน์¹ ปริยาภรณ์ ทองสร้อย² และ ชาคกริต ทองอุไร³

Abstract

Bunyakan, C., Tongsoy, P., and Tongurai, C.

Mass Transfer Coefficient for the Prediction of Volatile Organic Compound Evaporation Rate from Water Basin: Effect of Wind Speed

Recently, volatile organic compound (VOC) evaporation from open water basin such as an equalization basin in wastewater treatment plant has been recognized as an important source of air pollution. The amount of VOC evaporation from open water basin can be predicted by using the two-film theory that requires two mass transfer coefficients including k_g and k_L . This paper studies the effect of wind speed over water surface on the gas-film (k_g) and the liquid-film (k_L) mass transfer coefficient. A series of volatile organic compounds evaporation experiments were performed in a wind tunnel-water tank system in which the wind speed above the water surface can be easily controlled. The wind speeds were varied from 0 to 4.8 m/s. The water and the air temperature were constant at 25 ± 1 and $28 \pm 1^\circ\text{C}$, respectively.

The k_g and k_L for various wind speeds were determined from unsteady state evaporation of methanol and toluene from water, respectively. The results indicated that k_g increased linearly with wind speed over the entire range while the relationship between k_L and wind speed fell into two regimes with a break at the wind speed of 2.58 m/s. The mass transfer coefficient correlations (k_g and k_L) were developed from the experimental data and validated by comparing the predicted value of K_{OL} and the evaporation flux (N_{VOC}), which were predicted from k_g and k_L correlations, against the experimental data from evaporation of acetone and chloroform from water. The predicted value of K_{OL} and N_{VOC} provided good agreement with the experimental data.

Key words : mass transfer coefficient, evaporation, air pollution, VOC

¹Ph.D. (Chemical Engineering) Lecturer, ²B.Sc. Master Student, ³D.Eng. (Chemical Engineering) Asst. Prof., Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Prince of Songkla University, Songkhla 90112, Thailand. Corresponding e-mail: bcharun@ratree.psu.ac.th

บทคัดย่อ

จรัญ บุญกาญจน์ ปริญญาภรณ์ ทองสร้อย และ ชาศกริต ทองอุไร

สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสำหรับทำนายอัตราการระเหยของสารอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิด: ผลของความเร็วม

ในปัจจุบันการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (VOC) จากแหล่งน้ำเปิด เช่นจากบ่อน้ำบาดาล น้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ เป็นสาเหตุหลักอีกประการหนึ่งที่ก่อให้เกิดมลภาวะทางอากาศซึ่งได้รับความสนใจอย่างมาก การทำนายอัตราการระเหยของ VOC ดังกล่าวสามารถทำได้โดยการใช้ทฤษฎีสองฟิล์ม ซึ่งต้องการค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลทั้งในวัฏภาคแก๊ส (k_g) และในวัฏภาคของเหลว (k_L) และในกรณีนี้ ปัจจัยที่มีผลอย่างมากต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลและอัตราการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดคือ ความเร็วมเหนือผิวน้ำ การศึกษานี้จึงเป็นการศึกษาถึงผลของความเร็วมเหนือผิวน้ำต่อ k_g และ k_L ซึ่งกระทำโดยศึกษาการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดที่ความเร็วมต่างๆ โดยใช้ถังสำหรับการระเหยที่ติดตั้งอยู่ในอุโมงค์ลมที่สามารถควบคุมความเร็วมได้ โดยความเร็วมเหนือผิวน้ำที่ใช้ในการศึกษานี้อยู่ในช่วง 0 ถึง 4.8 เมตร/วินาที อุณหภูมิของน้ำและอากาศในขณะที่ทำการทดลองจะคงที่ที่ประมาณ $25 \pm 1^\circ\text{C}$ และ $28 \pm 1^\circ\text{C}$ ตามลำดับ ทำการวัดค่า k_g และ k_L ที่ความเร็วมต่างๆ จากการระเหยของเมทานอลและโทลูอีนจากน้ำตามลำดับ จากการศึกษาพบว่าค่า k_g จะเพิ่มขึ้นแบบเชิงเส้นกับความเร็วมที่เพิ่มขึ้น ตลอดช่วงของความเร็วมที่ศึกษา ในขณะที่ความสัมพันธ์ระหว่าง k_L กับความเร็วมเป็นแบบเชิงเส้นเช่นกัน แต่แบ่งออกเป็นสองช่วงโดยมีจุดเปลี่ยนของความชันที่ความเร็วมเท่ากับ 2.58 เมตร/วินาที จึงได้พัฒนาสมการเอมพิริคัลของ k_g และ k_L ขึ้นจากข้อมูลที่ได้จากการทดลองนี้ และตรวจสอบความถูกต้องโดยใช้ทำนายค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม (K_{oL}) และฟลักซ์ (N_{VOC}) จากการระเหยของอะซีโตนและคลอโรฟอร์มจากแหล่งน้ำ เปรียบเทียบกับค่า K_{oL} และฟลักซ์ของ VOC ดังกล่าวที่วัดได้จากการทดลองโดยตรง พบว่าค่าที่ได้จากการทดลองสอดคล้องกับค่าที่ทำนายจากสมการเอมพิริคัลที่พัฒนาขึ้น

Film Mass Transfer Coefficient for the Prediction of Volatile Organic Compound Evaporation Rate from Open Water Basin

Charun Bunyakan¹, Preyaporn Tongsoi², Chakrit Tongurai³

Abstract

Bunyakan, C., Preyaporn, P. and Tongurai, C.

Film Mass Transfer Coefficient for the Prediction of Volatile Organic Compound Evaporation Rate from Open Water Basin

The evaporation of volatile organic compounds (VOCs) from treatment, storage, disposal facility (TSDF) is an important air pollution issue because of the evaporation quantity and toxicity and/or carcinogenicity. This paper concerns VOC evaporation from open water basins such as the equalization basin and nonaerated surface impoundments in a wastewater treatment plant. The amount of VOCs evaporation from open water basins can be predicted by using the two-film model that requires two mass transfer coefficients including liquid-film (k_L) and gas-film (k_G) mass transfer coefficients. This paper studies the effect of the wind speed and water temperature on these coefficients. A series of volatile organic compound evaporation experiments were performed in a wind tunnel-water tank system in which both the wind speed and the water temperature were easily controlled. The wind speeds and the water temperatures were varied from 0 to 4.8 m/s and 25°C to 45 °C, respectively. The air temperatures for all experiment were 28±2 °C.

The k_L and k_G for various wind speed and water temperatures were determined from unsteady state evaporation of toluene and methanol from water. The mass transfer coefficients (k_L and k_G) were then developed based on the experimental data to predict the overall mass transfer coefficient (K_{OL}). Unlike the existing correlations, our empirical equations correlate both the effect of the wind speed and water temperature to k_L and k_G and have been verified by laboratory experiments with three volatile organic compounds (acetone, MEK and chloroform). Predictions of the K_{OL} by using these correlations were generally in good agreement with the evaporation data supporting the use of the correlations to predict the VOC evaporations from open water basin.

Key words : mass transfer coefficient, evaporation, evaporation, volatile organic compound

¹Ph.D. (Chemical Engineering) Lecturer, ² B.Sc. Master Student, ³ D.Eng. (Chemical Engineering). Asst. Prof., Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Prince of Songkla University, Songkhla 90112, Thailand.

Corresponding author e-mail: bcharun@ratree.psu.ac.th

บทคัดย่อ

จรัญ บุญกาญจน์ ปรียาภรณ์ ทองสร้อย และ ชาศรีดิ ทองอุไร

สัมประสิทธิ์ฟิล์มการถ่ายโอนมวลสำหรับทำนายอัตราการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิด

การระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile organic compound, VOC) จากแหล่งบำบัด แหล่งเก็บ และสถานที่ที่จัดเป็นที่สำหรับทิ้งสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย เป็นปัจจัยสำคัญที่ก่อให้เกิดมลภาวะทางอากาศทั้งนี้ เพราะสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายเหล่านี้เป็นพิษต่อคน สัตว์ และพืชโดยตรงและยังเป็นสารก่อให้เกิดมะเร็งได้ด้วย บทความนี้ให้ความสนใจปัญหาเกี่ยวกับการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิดเช่น equalization basins และ nonaerated surface impoundment ในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมเคมี ปริมาณของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายที่ระเหยจากแหล่งน้ำเปิดสามารถทำนายได้โดยใช้ทฤษฎีสองฟิล์ม ซึ่งต้องการสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคแก๊ส (k_G) และสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคของเหลว (k_L) บทความนี้ศึกษาผลของความเร็วลมและผลของอุณหภูมิของแหล่งน้ำต่อสัมประสิทธิ์ดังกล่าว การทดลองเพื่อศึกษาการระเหยของ VOC กระทำในระบบที่ประกอบด้วยอุโมงค์ลมและถังระเหยที่สามารถควบคุมทั้งความเร็วลมและอุณหภูมิของแหล่งน้ำได้ ความเร็วลมและอุณหภูมิของแหล่งน้ำที่ใช้ในการศึกษาอยู่ในช่วง 0-4.8 m/s และ 25-45 °C ตามลำดับ ในขณะที่อุณหภูมิของอากาศสำหรับตลอดช่วงที่ศึกษาจะมีค่าเท่ากับ 28 ± 2 °C

ทำการวัดค่า k_L และ k_G ที่ความเร็วลมและที่อุณหภูมิของน้ำต่างๆจากการระเหยของโทลูอีนจากน้ำและจากการระเหยของเมทานอลจากน้ำตามลำดับ สมการเอมพิริคัลของ k_L และ k_G ได้ถูกพัฒนาขึ้นมาจากข้อมูลที่ได้จากการทดลองนี้ สมการเอมพิริคัลที่พัฒนาขึ้นจากการศึกษานี้แตกต่างจากสมการที่มีอยู่เดิมคือจะพิจารณาทั้งผลของความเร็วลมและผลของอุณหภูมิต่อ k_L และ k_G ไว้ในสมการเดียวกัน ความน่าเชื่อถือของสมการที่พัฒนาขึ้นได้ถูกตรวจสอบโดยใช้ทำนายค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม (K_{OL}) จากการระเหยของอะซีโตน เมทิล เอทิล คีโตน และคลอโรฟอร์มจากแหล่งน้ำเปรียบเทียบกับค่า K_{OL} ของ VOC ดังกล่าวที่วัดได้จากการทดลองโดยตรง พบว่าค่าที่ได้จากการทดลองสอดคล้องกับค่าที่ทำนายจากสมการเอมพิริคัลที่พัฒนาขึ้น สรุปได้ว่าสมการเอมพิริคัลของ k_L และ k_G ที่พัฒนาขึ้นสามารถใช้ในการทำนายลักษณะของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิดได้ เมื่อทราบความเร็วลมเหนือผิวน้ำ อุณหภูมิของแหล่งน้ำ และความเข้มข้นของ VOC ในแหล่งน้ำนั้น

การระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำจำลองที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นสม่ำเสมอ
จรัญ บุญกาญจน์¹ ปรียาภรณ์ ทองสร้อย² และ ชاکริต ทองอุไร³

Abstract

Bunyakan, C., Tongsoy, P., and Tongurai, C.

Volatile Organic Compound Evaporation from a Simulated Water Basin with Uniform Temperature and Concentration

The evaporations of volatile organic compounds (VOCs) from a simulated water with uniform temperature and concentration under mixed VOCs and unsteady wind conditions were studied experimentally to assess the validity of previously proposed mass transfer coefficient correlations for predicting the evaporation flux of VOC from water basin. Two sets of VOC evaporation experiment were performed in a wind tunnel-water tank system. First, the evaporation fluxes of acetone and methyl ethyl ketone (MEK) were measured individually from the evaporation experiment of mixture of acetone and MEK in water and compared with the values predicted by the two-film model. The results have shown that the mass transfer coefficient correlations obtained previously from evaporation of single VOC from water predict the evaporation rate of an individual VOC in mixture quite well. This indicated that the presence of a second VOC in the aqueous solution does not have any significant effect on the evaporation rate of the individual components possibly because their concentrations may be too dilute to exhibit any appreciable interaction. The second set of the experiments was the emission of acetone from water under unsteady wind speed with a wind speed range of 0-4.8 m.s⁻¹. This study leads to a procedure for VOC evaporation determination under unsteady wind condition using the mass transfer coefficient correlations proposed previously. The results have shown that the mass transfer coefficients based on the VOC evaporation from water basin under steady wind conditions can actually be applied to predict the time-average volatilization flux under unsteady wind speed condition as well. The results from these two sets of the experiments suggested that the mass transfer coefficient correlations proposed previously could be applied to water basin with uniform temperature and concentration under mixed VOC and unsteady wind conditions.

Keywords: emission, volatilization, mass transfer coefficient, volatile organic compound

¹Ph.D. (Chemical Engineering) Lecturer, ²B.Sc. Master Student, ³D.Eng. (Chemical Engineering) Asst. Prof., Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Prince of Songkla University, Songkhla 90112, Thailand. Corresponding e-mail:bcharun@ratree.psu.ac.th

บทคัดย่อ

จรัญ บุญกาญจน์ ปริญญาตรี ทองสร้อย และ ชاکริต ทองอุไร

การระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำจำลองที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นสม่ำเสมอ

การทดลองศึกษาการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile Organic Compound, VOC) จากแหล่งน้ำจำลองที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นสม่ำเสมอ ภายใต้สภาวะที่มี VOC ผสมกันอยู่ และความเร็วลมแบบไม่คงตัวพัดผ่าน มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อตรวจสอบความเป็นไปได้ที่จะนำเอาสมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นก่อนหน้านี้มาใช้ในการทำนายฟลักซ์ของ VOC ที่ระเหยจากแหล่งน้ำ การทดลองที่เกี่ยวข้องแบ่งออกเป็น 2 ชุดการทดลองคือ ชุดที่ 1 เป็นการศึกษาหาค่าฟลักซ์จากการระเหยของอะซีโตนและ เมทิล เอธิล คีโตน (MEK) จากแหล่งน้ำที่มีสารทั้งสองผสมกันอยู่และเปรียบเทียบค่าที่วัดได้กับค่าที่ทำนายโดยใช้ทฤษฎีสองฟิล์ม (Two-film) ผลจากการศึกษาพบว่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้จากกระบวนการ การระเหยของ VOC เดี่ยวๆจากแหล่งน้ำนั้นสามารถใช้ทำนายฟลักซ์ของแต่ละ VOC ที่ระเหยจากแหล่งน้ำที่มี VOC ผสมกันอยู่ได้ แสดงให้เห็นว่าการที่มี VOC ผสมกันอยู่ในแหล่งน้ำนั้นจะไม่ส่งผลกระทบต่ออย่างมีนัยสำคัญต่อฟลักซ์การระเหยของแต่ละ VOC ทั้งนี้อาจเป็นเพราะว่าความเข้มข้นของ VOC อาจจะไม่เจือจางเกินกว่าที่จะเกิดอันตรปฏิกิริยาใดๆระหว่าง VOC ได้ การทดลองชุดที่สองเป็นการทดลองการระเหยของอะซีโตนจากแหล่งน้ำภายใต้ความเร็วลมแบบไม่คงตัว โดยในแต่ละการทดลองความเร็วลมจะมีค่าอยู่ระหว่าง 0-4.8 $m.s^{-1}$ ผลจากการศึกษานี้นำไปสู่วิธีการใช้สมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นก่อนหน้านี้ในการหาค่าฟลักซ์เฉลี่ยของ VOC ในช่วงเวลาที่สนใจ จากแหล่งน้ำภายใต้ความเร็วลมแบบไม่คงตัวได้ ซึ่งผลการทดลองได้แสดงให้เห็นว่าสมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นภายใต้ความเร็วลมแบบคงตัวนั้น สามารถนำมาประยุกต์ใช้กับกรณีที่มีความเร็วลมไม่คงตัวได้ โดยสรุปแล้วผลการศึกษาจากทั้งสองชุดการทดลองข้างต้นแสดงให้เห็นว่าสมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นก่อนหน้านี้สามารถนำมาประยุกต์ใช้กับแหล่งน้ำ ที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย สม่ำเสมอ ภายใต้สภาวะที่มี VOC ผสมกันอยู่และมีความเร็วลมแบบไม่คงตัวพัดผ่านได้

สารบัญ

เรื่อง	หน้า
คำนำ	ii
สารบัญ	IV
1. สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสำหรับทำนายอัตราการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิด: ผลของความเร็วลม	1-1
Abstract	1-1
บทคัดย่อ	1-2
บทนำ	1-3
อุปกรณ์และวิธีการทดลอง	1-4
ผลการทดลองและวิจารณ์	1-6
ผลของความเร็วมต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมเมื่อเทียบกับวิฤภาคของเหลว, K_{OL}	1-6
ผลของความเร็วมต่อฟลักซ์ของ VOC จากแหล่งน้ำเปิด	1-8
ผลของความเร็วมต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวิฤภาคของเหลว, k_L	1-11
ผลของความเร็วมต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวิฤภาคแก๊ส, k_G	1-12
เปรียบเทียบผลการทำนาย K_{OL} และ N_{VOC} โดยสมการเอ็มพีริคัลของ k_G และ k_L กับผลการทดลอง	1-14
บทสรุป	1-15
กิตติกรรมประกาศ	1-16
เอกสารอ้างอิง	1-16
2. Film Mass Transfer Coefficient for the Prediction of Volatile Organic Compound Evaporation Rate from Open Water Basin	2-1
Abstract	2-1
บทคัดย่อ	2-2
Introduction	2-3
Theory	2-3

Experimental Methods	2-4
Results and Discussions	2-6
Influence of the wind speed and water temperature on liquid-film coefficient, k_L	2-9
Wind speed dependence of k_L	2-9
Water temperature dependency of k_L	2-10
Influence of the wind speed and water temperature on liquid-film coefficient, k_G	2-11
Wind speed dependence of k_G	2-11
Water temperature dependency of k_G	2-12
Verification of the validation of k_L and k_G correlations	2-13
The comparison of mass transfer coefficient developed in this work with correlation based on boundary layer theory	2-13
Conclusion	2-17
Acknowledgments	2-17
Reference	2-17
3. การระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำจำลองที่มีอุณหภูมิ และความเข้มข้นสม่ำเสมอ	3-1
Abstract	3-1
บทคัดย่อ	3-2
บทนำ	3-3
อุปกรณ์และวิธีการทดลอง	3-3
ผลการทดลองและวิจารณ์	3-5
ผลของอันตรปฏิกิริยาระหว่าง VOC ต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม (K_{oL}) และฟลักซ์ของ VOC (N_{VOC}) ที่ระเหยจากแหล่งน้ำ	3-6
ผลของความเร็วลมแบบไม่คงตัวต่อฟลักซ์การระเหยของ VOC จากแหล่ง น้ำ และการหาค่าฟลักซ์เฉลี่ยภายใต้สภาวะความเร็วลมไม่คงตัว	3-12
บทสรุป	3-18
กิตติกรรมประกาศ	3-18
เอกสารอ้างอิง	3-18

สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสำหรับทำนายอัตราการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิด: ผลของความเร็วม

จรัญ บุญกาญจน์¹ ปริยาภรณ์ ทองสร้อย² และ ชาคกริต ทองอุไร³

Abstract

Bunyakan, C., Tongsoy, P., and Tongurai, C.

Mass Transfer Coefficient for the Prediction of Volatile Organic Compound Evaporation Rate from Water Basin: Effect of Wind Speed

Recently, volatile organic compound (VOC) evaporation from open water basin such as an equalization basin in wastewater treatment plant has been recognized as an important source of air pollution. The amount of VOC evaporation from open water basin can be predicted by using the two-film theory that requires two mass transfer coefficients including k_g and k_L . This paper studies the effect of wind speed over water surface on the gas-film (k_g) and the liquid-film (k_L) mass transfer coefficient. A series of volatile organic compounds evaporation experiments were performed in a wind tunnel-water tank system in which the wind speed above the water surface can be easily controlled. The wind speeds were varied from 0 to 4.8 m/s. The water and the air temperature were constant at 25 ± 1 and $28 \pm 1^\circ\text{C}$, respectively.

The k_g and k_L for various wind speeds were determined from unsteady state evaporation of methanol and toluene from water, respectively. The results indicated that k_g increased linearly with wind speed over the entire range while the relationship between k_L and wind speed fell into two regimes with a break at the wind speed of 2.58 m/s. The mass transfer coefficient correlations (k_g and k_L) were developed from the experimental data and validated by comparing the predicted value of K_{OL} and the evaporation flux (N_{VOC}), which were predicted from k_g and k_L correlations, against the experimental data from evaporation of acetone and chloroform from water. The predicted value of K_{OL} and N_{VOC} provided good agreement with the experimental data.

Key words : mass transfer coefficient, evaporation, air pollution, VOC

¹Ph.D. (Chemical Engineering) Lecturer, ²B.Sc. Master Student, ³D.Eng. (Chemical Engineering) Asst. Prof., Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Prince of Songkla University, Songkhla 90112, Thailand. Corresponding e-mail: bcharun@ratree.psu.ac.th

บทคัดย่อ

จรัญ บุญกาญจน์ ปริญญาภรณ์ ทองสร้อย และ ชาคกริต ทองอุไร

สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสำหรับทำนายอัตราการระเหยของสารอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิด: ผลของความเร็วม

ในปัจจุบันการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (VOC) จากแหล่งน้ำเปิด เช่นจากบ่อน้ำบาดาล น้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ เป็นสาเหตุหลักอีกประการหนึ่งที่ก่อให้เกิดมลภาวะทางอากาศซึ่งได้รับความสนใจอย่างมาก การทำนายอัตราการระเหยของ VOC ดังกล่าวสามารถทำได้โดยการใช้ทฤษฎีสองฟิล์ม ซึ่งต้องการค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลทั้งในวัฏภาคแก๊ส (k_g) และในวัฏภาคของเหลว (k_L) และในกรณีนี้ ปัจจัยที่มีผลอย่างมากต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลและอัตราการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดคือ ความเร็วมเหนือผิวน้ำ การศึกษานี้จึงเป็นการศึกษาถึงผลของความเร็วมเหนือผิวน้ำต่อ k_g และ k_L ซึ่งกระทำโดยศึกษาการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดที่ความเร็วมต่างๆ โดยใช้ถังสำหรับการระเหยที่ติดตั้งอยู่ในอุโมงค์ลมที่สามารถควบคุมความเร็วมได้ โดยความเร็วมเหนือผิวน้ำที่ใช้ในการศึกษานี้อยู่ในช่วง 0 ถึง 4.8 เมตร/วินาที อุณหภูมิของน้ำและอากาศในขณะที่ทำการทดลองจะคงที่ที่ประมาณ $25 \pm 1^\circ\text{C}$ และ $28 \pm 1^\circ\text{C}$ ตามลำดับ ทำการวัดค่า k_g และ k_L ที่ความเร็วมต่างๆ จากการระเหยของเมทานอลและโทลูอีนจากน้ำตามลำดับ จากการศึกษาพบว่าค่า k_g จะเพิ่มขึ้นแบบเชิงเส้นกับความเร็วมที่เพิ่มขึ้น ตลอดช่วงของความเร็วมที่ศึกษา ในขณะที่ความสัมพันธ์ระหว่าง k_L กับความเร็วมเป็นแบบเชิงเส้นเช่นกัน แต่แบ่งออกเป็นสองช่วงโดยมีจุดเปลี่ยนของความชันที่ความเร็วมเท่ากับ 2.58 เมตร/วินาที จึงได้พัฒนาสมการเอมพิริคัลของ k_g และ k_L ขึ้นจากข้อมูลที่ได้จากการทดลองนี้ และตรวจสอบความถูกต้องโดยใช้ทำนายค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม (K_{oL}) และฟลักซ์ (N_{VOC}) จากการระเหยของอะซีโตนและคลอโรฟอร์มจากแหล่งน้ำ เปรียบเทียบกับค่า K_{oL} และฟลักซ์ของ VOC ดังกล่าวที่วัดได้จากการทดลองโดยตรง พบว่าค่าที่ได้จากการทดลองสอดคล้องกับค่าที่ทำนายจากสมการเอมพิริคัลที่พัฒนาขึ้น

บทนำ

การระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (volatile organic compound, VOC) จากแหล่งน้ำเปิด โดยเฉพาะจากแหล่งน้ำเปิดในระบบบำบัดน้ำเสียหรือแหล่งน้ำเปิดอื่นๆ ที่มี VOC ปนเปื้อน จัดเป็นสาเหตุหลักอีกประการหนึ่งที่ทำให้เกิดมลภาวะทางอากาศ และเป็นปัญหาที่ได้รับความสนใจอย่างกว้างขวางอยู่ในขณะนี้ (Olson et al., 2000; Chern and Yu, 1999; Langenhove et al., 1998; Braida, et al., 1998) ตัวแปรที่สำคัญที่มีผลต่อกระบวนการการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดเป็นอย่างมาก คือความเร็วลม โดยกระแสลมแรงที่พัดผ่านแหล่งน้ำเปิดจะช่วยส่งเสริมให้ VOC ถ่ายโอนจากแหล่งน้ำสู่บรรยากาศได้อย่างรวดเร็ว เพื่อให้สามารถระบุปริมาณของ VOC ที่ถ่ายโอนจากแหล่งน้ำเปิดสู่บรรยากาศได้ การพัฒนาวิธีการที่ใช้ประมาณปริมาณการระเหยของ VOC สู่บรรยากาศ โดยคำนึงถึงอิทธิพลของความเร็วลมจึงเป็นสิ่งจำเป็นอย่างยิ่ง วิธีการหนึ่งที่สามารถนำมาประยุกต์ใช้ได้ คือการคำนวณหาค่าฟลักซ์ของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดโดยใช้ทฤษฎีสองฟิล์ม (two film theory) จากทฤษฎีนี้ฟลักซ์ของ VOC ที่ถ่ายโอนผ่านผิวสัมผัสระหว่างน้ำและอากาศสู่สิ่งแวดล้อม จะมีความสัมพันธ์อยู่กับสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมเมื่อเทียบกับวิภาคของเหลว K_{OL} และค่า K_{OL} จะเป็นฟังก์ชันอยู่กับสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวิภาคของเหลว k_L สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวิภาคแก๊ส k_G และค่าคงที่ของเฮนรี่ H ดังสมการ

$$\frac{1}{K_{OL}} = \frac{1}{k_L} + \frac{RT}{Hk_G} \quad (1)$$

ดังนั้นค่า k_L และ k_G ของ VOC จึงเป็นพารามิเตอร์สำคัญที่ต้องใช้ในการหาค่าฟลักซ์ของ VOC จึงได้มีการศึกษาเพื่อหาค่า k_L และ k_G ของ VOC สำหรับใช้กับแหล่งน้ำเปิดต่างๆ ไปไว้มากพอสมควร โดยถึงปัจจุบันได้มีการพัฒนาสมการของ k_L และ k_G ไว้ในสองรูปแบบคือ เป็นแบบจำลองจากแนวคิด (conceptual model) และเป็นสมการเอมพิริคัลซึ่งพัฒนาขึ้นมาจากข้อมูลการทดลองโดยตรง แบบจำลองจากแนวคิดนี้จัดเป็นความพยายามแรกๆ ที่พยายามอธิบายให้เห็นภาพของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวล ซึ่งถึงแม้ว่าแบบจำลองประเภทนี้ จะช่วยให้เรามีความเข้าใจเกี่ยวกับสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลดีขึ้น แต่จะพบว่าไม่สามารถนำมาประยุกต์ใช้กับแหล่งน้ำเปิดต่างๆ ไปได้ ทั้งนี้เพราะพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ปรากฏในแบบจำลองเหล่านี้เกือบทั้งหมดไม่สามารถวัดค่าได้โดยตรง ดังนั้นสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ใช้ในกรณีนี้เกือบทั้งหมด จึงอยู่ในรูปของสมการเอมพิริคัลที่อยู่บนพื้นฐานของการทดลอง และถึงแม้ว่าจะได้มีการศึกษาหาค่า k_G ไว้มากพอสมควร (Liss, 1973; Munnich et al., 1978; Mackay and Yeun, 1983; Bunyakan, 1998) แต่สมการเอมพิริคัลของ k_G ที่พบในการตรวจเอกสาร ก็ยังมีข้อจำกัดที่จะสามารถพัฒนาให้มีความถูกต้องสูงขึ้นได้ อีกทั้งค่า k_G เกือบทั้งหมดได้จากการทดลอง โดยวัดจากอัตราการระเหยของน้ำบริสุทธิ์ที่อุณหภูมิประมาณ 20 °C และปรับค่าเพื่อใช้สำหรับ VOC โดยใช้อัตราส่วนของสัมประสิทธิ์การแพร่ของน้ำต่อสัมประสิทธิ์การแพร่ของ VOC ที่สนใจ ซึ่งอาจจะมีความคลาดเคลื่อนได้ เพราะโดยธรรมชาติแล้ว VOC และน้ำมีคุณสมบัติที่แตกต่างกันมาก

พอสมควร และสำหรับในกรณีของ k_L พบว่าค่า k_L ที่มีรายงานไว้ส่วนใหญ่ได้จากระบวนการปลดปล่อย (desorption) ของ แก๊สต่างๆ เช่น CO_2 , SF_6 , N_2O , CH_4 และ O_2 (Wanninkhof and Bliven, 1991; Tans et al.,1990) และปรับค่าเพื่อใช้สำหรับ VOC โดยใช้อัตราส่วนของสัมประสิทธิ์การแพร่ของแก๊สนั้นต่อสัมประสิทธิ์การแพร่ ของ VOC การหาค่า k_L โดยตรงจากการระเหยของ VOC นั้น มีรายงานไว้บ้างและส่วนใหญ่ได้ศึกษาไว้ที่อุณหภูมิประมาณ 20°C (Bunyakan,1998; Lunney et al.,1985; Mackay and Yeun, 1983) ซึ่งเหมาะสมกับประเทศในเขตนานว ดังนั้นการศึกษามลของความเร็วมต่อ k_G และ k_L จากการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำ ที่อุณหภูมิใกล้เคียงกับสภาวะในเมืองไทยจึงเป็นสิ่งจำเป็น

วัตถุประสงค์ของการศึกษานี้เพื่อศึกษาผลของความเร็วมต่อค่า k_G และ k_L และพัฒนาสมการเอ็มพิริคัลที่แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง k_G และ k_L กับตัวแปรดังกล่าวจากข้อมูลการทดลอง จากนั้นจึงทำการตรวจสอบความถูกต้องของสมการเอ็มพิริคัลที่พัฒนาขึ้นมา โดยใช้สมการดังกล่าวร่วมกับทฤษฎีสองฟิล์มทำนายฟลักซ์ของ VOC ที่สนใจแล้วเปรียบเทียบกับค่าที่วัดได้จากการทดลองโดยตรง โดยการศึกษาจะแตกต่างจากการศึกษาที่ผ่านมา มาคือในการหาค่า k_G จะหาค่าจากการระเหยของ VOC จากน้ำแทนการใช้ น้ำบริสุทธิ์ อีกทั้งถือได้ว่าเป็นการศึกษาหาค่า k_G และ k_L สำหรับใช้กับแหล่งน้ำเปิด เป็นงานแรกของประเทศไทยโดย อุณหภูมิของน้ำที่ใช้จะถูกกำหนดให้มีความใกล้เคียงกับสภาวะจริงที่พบในบ้านเรา ดังนั้นสมการเอ็มพิริคัลที่พัฒนาขึ้นจากข้อมูลที่ได้จากการศึกษานี้ น่าจะใช้ได้ดีกับภูมิภาคแถบนี้กว่าสมการที่พบในเอกสารอ้างอิง

อุปกรณ์ และวิธีการทดลอง

การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดกระทำในถังระเหย (evaporation tank) รูปสี่เหลี่ยมขนาด ยาว 3.9 เมตร กว้าง 0.4 เมตร และสูง 0.2 เมตร ติดตั้งอยู่ที่อุโมงค์ลม (wind tunnel) ขนาด ยาว 4 เมตร กว้าง 0.5 เมตร และสูง 0.5 เมตร ดังแสดงใน Figure 1. พบว่ากระแสลมที่พัดผ่านผิวน้ำ เกิดจากพัดลมขนาดใหญ่ที่ตั้งอยู่ที่ปลายสุดของอุโมงค์ลม ความเร็วลมในอุโมงค์สามารถควบคุมได้ โดยการปรับความถี่ที่ป้อนให้กับมอเตอร์ของพัดลมโดยใช้อินเวอร์เตอร์ (Noem Engineering, Model NSP) ในแต่ละการทดลองจะทำการวัดความเร็วมที่ระยะ 10 ซม. เหนือผิวน้ำเป็นจำนวน 15 จุดทั่วผิวน้ำ และความเร็วลมที่ได้จากการเฉลี่ยจากทั้ง 15 จุดที่ทำการวัดจะใช้เป็นความเร็วลมเฉลี่ยที่ระยะ 10 ซม. (U_{10cm}) สำหรับการทดลองนั้นๆ โดย U_{10cm} ที่ใช้ในการศึกษาจะอยู่ในช่วง 0-4.8 เมตร/วินาที

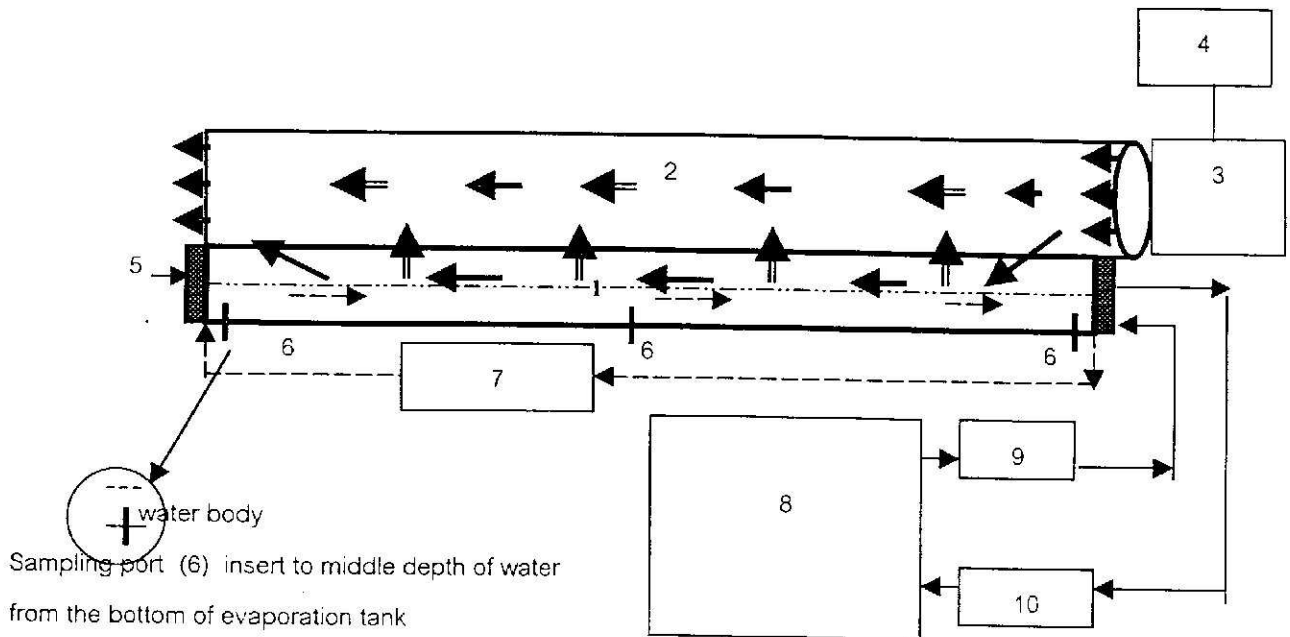


Figure 1 Schematic of wind tunnel-water tank system for unsteady state evaporation experiments (1 water tank, 2 wind tunnel, 3 blower, 4 inverter, 5 water tank jacket, 6 sampling port, 7, 9, 10 pump, 8 hot water tank and temperature controller)

→ jacket circulation loop, → water tank circulation loop, → wind direction
 ⇒ VOC evaporation direction, - - - - - water level in evaporation tank

อุณหภูมิของน้ำในถังระเหย ควบคุมโดยใช้น้ำร้อนหล่อในแจ็กเก็ตของถัง โดยอุณหภูมิของน้ำที่ใช้ในการศึกษาควบคุมให้คงที่ที่ประมาณ 25 ± 1 °C ส่วนอุณหภูมิและความชื้นของอากาศตลอดช่วงของการศึกษาอยู่ในช่วง 28 ± 1 °C และ 60-80% ตามลำดับ สารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายที่ใช้ในการศึกษา ประกอบด้วย เมทานอล อะซีโตน คลอโรฟอร์ม และโทลูอีน ก่อนการทดลอง VOC ที่ใช้จะถูกนำมาละลายในน้ำให้มีความเข้มข้นตามต้องการโดยความเข้มข้นเริ่มต้นของ VOC ที่ใช้เป็น 1000, 1000, 500, และ 200 มก/ลิตร สำหรับ เมทานอล อะซีโตน คลอโรฟอร์ม และ โทลูอีน ตามลำดับ จากนั้นสารละลายดังกล่าวปริมาตร 120 ลิตร จะถูกปั๊มเข้าสู่ถังระเหย เปิดปั๊มให้สารละลายในถังเกิดการไหลเวียนเพื่อให้ความเข้มข้นของ VOC เท่ากันทั่วทั้งถัง จึง

เปิดพัดลมให้มีความเร็วลมเหนือผิวน้ำตามต้องการ และเก็บตัวอย่างสารละลายเพื่อหาค่าความเข้มข้นของ VOC เริ่มต้นสำหรับการทดลองนั้นๆ และหลังจากนั้นก็ทำการเก็บตัวอย่างที่เวลาต่างๆ ตามเวลาที่กำหนด จนถึงสิ้นสุดการทดลอง โดยในการเก็บตัวอย่างสารละลายในถังระเหยในแต่ละครั้งนั้น จะเก็บที่จุดกึ่งกลางของความลึกของสารละลายที่ตำแหน่งกึ่งกลางของถังระเหย เป็นจำนวน 3 จุดตามความยาวของถัง ดังแสดงใน Figure 1 ระยะเวลาที่ใช้ในการทดลองและจำนวนครั้งที่เก็บตัวอย่าง ขึ้นอยู่กับความยากง่ายในการระเหย โดยในแต่ละการทดลองจะทำการทดลองจนกระทั่งมีการระเหยของ VOC ออกไปอย่างน้อย 60-80% ของความเข้มข้นเริ่มต้น ตัวอย่างของสารละลายที่เก็บที่เวลาต่างๆ จะเก็บไว้ในตู้เย็น และทำการวิเคราะห์หาความเข้มข้นของ VOC โดยใช้ แก๊สโครมาโทกราฟี (Hewlett Packard, Model 5790A) ซึ่งสภาวะสำหรับการวิเคราะห์เป็นดังนี้คือ เครื่องตรวจหา (detector) ที่ใช้เป็นชนิด FID ทำงานที่อุณหภูมิ 300 °C อุณหภูมิของ Oven เท่ากับ 80°C และอุณหภูมิของ Injection port เท่ากับ 250 °C คอลัมน์ที่ใช้ในการวิเคราะห์เป็นแพ็คคอลัมน์ยาว 6 ฟุต บรรจุด้วย 10% Carbowax 20 M และอัตราการไหลของแก๊สพาเท่ากับ 20 มล/นาที ความเข้มข้นของ VOC ที่วัดได้ที่เวลาต่างๆ ของแต่ละการทดลองจะถูกนำไปวิเคราะห์หาค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลต่อไป

ผลการทดลองและวิจารณ์

ผลของความเร็วมต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมเมื่อเทียบกับวิฤภาคของเหลว, K_{OL}

สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมเมื่อเทียบกับวิฤภาคของเหลว (K_{OL}) สำหรับกระบวนการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดใดๆ สามารถหาค่าได้โดยการวัดความเข้มข้นของ VOC ที่เวลาต่างๆ ตลอดกระบวนการการระเหย วิธีการหาค่า K_{OL} จากข้อมูลของความเข้มข้นและเวลานี้มีรายงานไว้ทั่วไป (จรัญ และคณะ, 2543; Bunyakan, 1998) สำหรับในการทดลองนี้ค่า K_{OL} ที่ได้จากกระบวนการระเหยของ เมทานอล อะซีโตน คลอโรฟอร์ม และโทลูอิน จากแหล่งน้ำเปิดที่ความเร็วลมต่างๆ แสดงได้ดัง Figure 2

จาก Figure 2 จะเห็นได้ว่าค่า K_{OL} ของเมทานอล จะค่อยๆ เพิ่มขึ้นกับความเร็วลมที่เพิ่มขึ้น ทั้งนี้เพราะอัตราการระเหยของเมทานอลจากน้ำ จะถูกควบคุมโดยชั้นของฟิล์มในวิฤภาคแก๊ส ดังนั้นการเพิ่มขึ้นของความเร็วลมเพียงเล็กน้อยก็จะสามารถทำให้ความหนาของชั้นฟิล์มของแก๊สที่อยู่เหนือผิวน้ำลดลงได้ ส่งผลให้ค่า K_{OL} เพิ่มขึ้นตามความเร็วลมที่เพิ่มขึ้นตลอดช่วงของความเร็วลมที่ศึกษา แต่จากกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง K_{OL} กับความเร็วลม ของ VOC ที่ระเหยง่ายคือโทลูอิน นั้นถึงแม้ว่าค่า K_{OL} จะเพิ่มขึ้นกับความเร็วลมตลอดช่วงของความเร็วลมที่ศึกษา แต่จะมีจุดเปลี่ยนความชันของความสัมพันธ์ระหว่าง K_{OL} กับ U_{10cm} ที่ความเร็วลมเท่ากับ 2.58 เมตร/วินาที โดยที่ในช่วงของความเร็วลมต่ำกว่า 2.58 เมตร/วินาที ค่า K_{OL}

ของโทลูอีนจะมีการเปลี่ยนแปลงกับความเร็วน้อยมาก ความชันของความสัมพันธ์ระหว่าง K_{OL} กับ U_{10cm} จะน้อย

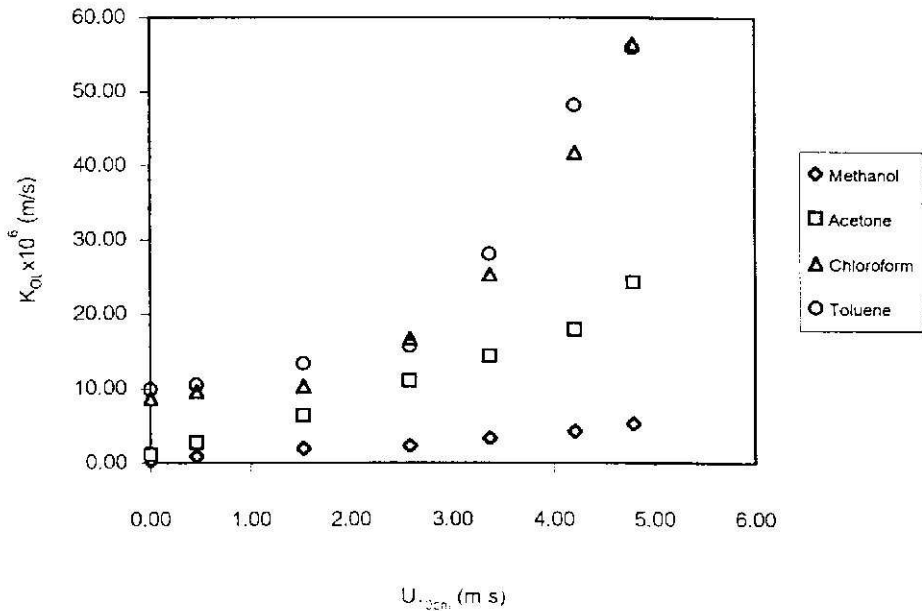


Figure 2 Effect of wind speed on overall mass transfer coefficient for unsteady state evaporation of selected VOC from water at $25 \pm 1^\circ\text{C}$.

แต่ความชันของความสัมพันธ์ดังกล่าวจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วกับความเร็วลม เมื่อความเร็วลมมีค่าสูงกว่า 2.58 เมตร/วินาที ซึ่งอาจจะอธิบายปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นสำหรับกรณีของโทลูอีนนี้ได้ว่าเป็นเพราะความต้านทานต่อการระเหยเกือบทั้งหมด (>99%) ของโทลูอีนจากน้ำจะอยู่ในชั้นฟิล์มของอากาศของเหลว ค่า K_{OL} ของโทลูอีนจึงขึ้นอยู่กับระดับของความปั่นป่วนในอากาศของเหลว ถ้าระดับของความปั่นป่วนในอากาศของเหลวสูงขึ้น ความหนาของชั้นฟิล์มในอากาศดังกล่าวก็จะลดลง ส่งผลให้ K_{OL} มีค่าสูงขึ้น การที่ค่า K_{OL} ของโทลูอีนมีการเปลี่ยนแปลงกับความเร็วน้อยมากในช่วงของความเร็วน้อยกว่า 2.58 เมตร/วินาที นั้น เป็นเพราะแรงเฉือนที่เกิดขึ้นบนผิวน้ำเนื่องจากกระแสลมในช่วงดังกล่าว ยังไม่สูงพอที่จะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของชั้นฟิล์มในอากาศของเหลวได้นั่นเอง ค่า K_{OL} ของโทลูอีนจึงมีการเปลี่ยนแปลงกับความเร็วลมในช่วงดังกล่าวน้อยมาก ส่วนในช่วงของความเร็วน้อยกว่า ($U_{10cm} > 2.58$ เมตร/วินาที) แรงเฉือนที่เกิดขึ้นบนผิวน้ำเนื่อง

จากกระแสลมในช่วงขนาดดังกล่าว มีค่าสูงพอที่จะทำให้เกิดการปั่นป่วนและการลดขนาดของชั้นฟิล์มในวิภาคของเหลวทำให้ค่า K_{OL} ของไหลอื่นเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วกับความเร็วลมที่เพิ่มขึ้นในช่วงนี้

นอกจากนี้แล้วยังสังเกตพบว่าจุดของการเปลี่ยน ($U_{10cm}=2.58$ เมตร/วินาที) ดังกล่าวเกิดขึ้นพร้อมๆ กับการเปลี่ยนแปลงลักษณะของผิวน้ำจากสภาพที่เรียบ ไปเป็นสภาพที่เริ่มจะมีคลื่นเกิดขึ้นบนผิวน้ำ และลักษณะของคลื่นที่พบจะมากขึ้นเมื่อความเร็วลมสูงขึ้น ผลที่ตามมาคือทั้งอัตราการระเหยและค่า K_{OL} ของไหลอื่นเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วกับความเร็วลมที่เพิ่มขึ้นในช่วงนี้ การสังเกตพบว่าเริ่มมีคลื่นเกิดขึ้นที่ความเร็วลมเหนือผิวน้ำเท่ากับ 2.58 เมตร/วินาที นั้น สอดคล้องกับผลการศึกษาของนักวิจัยอื่นๆ ซึ่งสรุปไว้ว่าคลื่นบนผิวน้ำที่เกิดจากความเร็วลมเหนือผิวน้ำนั้น โดยทั่วไปจะเกิดขึ้นเมื่อความเร็วลมเหนือผิวน้ำมีค่าสูงกว่า 2-3 เมตร/วินาที เท่านั้น โดยที่ความเร็วลมต่ำกว่านี้จะไม่สามารถทำให้เกิดคลื่นบนผิวน้ำได้เลย (Hidy and Plate, 1966)

ส่วนค่า K_{OL} ของ VOC ที่ความต้านทานต่อการระเหยเกิดขึ้นในทั้งสองวิภาคอย่างมีนัยสำคัญ จะพบว่าลักษณะของความสัมพันธ์ระหว่าง K_{OL} กับความเร็วลมของ VOC ในกลุ่มนี้จะมีลักษณะอยู่ระหว่างลักษณะที่เกิดกับเมทานอลและลักษณะที่เกิดขึ้นกับไหลอื่น ทั้งนี้จะขึ้นอยู่กับ เปอร์เซ็นต์ความต้านทานต่อการระเหยในแต่ละวิภาค เช่นในกรณีของคลอโรฟอร์ม ซึ่งเปอร์เซ็นต์ความต้านทานต่อการระเหยส่วนใหญ่อยู่ในวิภาคของเหลวทำให้ผลของความเร็วลมต่อค่า K_{OL} ของคลอโรฟอร์มมีความคล้ายคลึงกับของไหลอื่นมาก

ในขณะที่อะซีโตนซึ่งมีค่าเปอร์เซ็นต์ความต้านทานต่อการระเหยอยู่ในวิภาคแก๊สมากกว่าในวิภาคของเหลว ทำให้ผลของความเร็วลมต่อ K_{OL} จึงออกมาในลักษณะที่ใกล้เคียงกับของเมทานอลดังแสดงใน

Figure 2

ผลของความเร็วลมต่อฟลักซ์ของ VOC จากแหล่งน้ำเปิด

เมื่อทราบค่า K_{OL} ของ VOC ที่สนใจก็จะสามารถคำนวณหาค่าฟลักซ์ของ VOC ที่เวลาใดๆ ($N_{VOC,t}$) ได้จากสมการ

$$N_{VOC,t} = K_{OL} C_{L,t} \quad (2)$$

เมื่อ $N_{VOC,t}$ = ฟลักซ์ของ VOC ที่เวลา t, $\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$

K_{OL} = สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมเมื่อเทียบกับวิภาคของเหลว, ms^{-1}

$C_{L,t}$ = ความเข้มข้นของ VOC ในวิภาคของเหลวที่เวลา t, mol m^{-3}

ซึ่งค่า $N_{VOC,t}$ ที่วัดได้จากกระบวนการการระเหยของ VOC จากน้ำนั้น จะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของ VOC ในน้ำ ความเร็วลมเหนือผิวน้ำ และเวลาของการระเหย โดยลักษณะต่างๆไปของ $N_{VOC,t}$ ที่วัดได้ที่เวลา ความเข้มข้น และความเร็วลมต่างๆแสดงใน Figure 3 สำหรับค่าฟลักซ์โดยเฉลี่ยตลอดกระบวนการการระเหย

ของ VOC ($N_{VOC,avg}$) สามารถหาค่าได้สองวิธีคือโดยการวัดค่าโดยตรงจากการทดลอง และโดยการทำนายจากค่าของ K_{OL} และค่าความเข้มข้นเฉลี่ย ซึ่งการหาค่าฟลักซ์เฉลี่ยโดยวิธีวัดค่าโดยตรงจากการทดลองและวิธีการทำนาย สามารถแสดงในรูปของสมการคณิตศาสตร์ได้ดังสมการ (3) และสมการ (4) ตามลำดับ

$$N_{VOC,avg} (Exp.) = \frac{C_{L,f} - C_{L,o}}{a_v t_f} \quad (3)$$

$$N_{VOC,avg} (Model) = K_{OL} \frac{(C_{L,f} - C_{L,o})}{\ln \frac{C_{L,f}}{C_{L,o}}} \quad (4)$$

เมื่อ $N_{VOC,avg}$ = ฟลักซ์เฉลี่ยตลอดกระบวนการระเหย, $\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$

$a_v = \frac{A}{V}$ = อัตราส่วนของพื้นที่ผิวของการระเหยต่อปริมาตรของสารละลาย, m^{-1}

$C_{L,f}$ = ความเข้มข้นของ VOC ในวัฏภาคของเหลวที่เวลาสุดท้าย, mol m^{-3}

$C_{L,o}$ = ความเข้มข้นของ VOC ในวัฏภาคของเหลวที่เวลาเริ่มต้น, mol m^{-3}

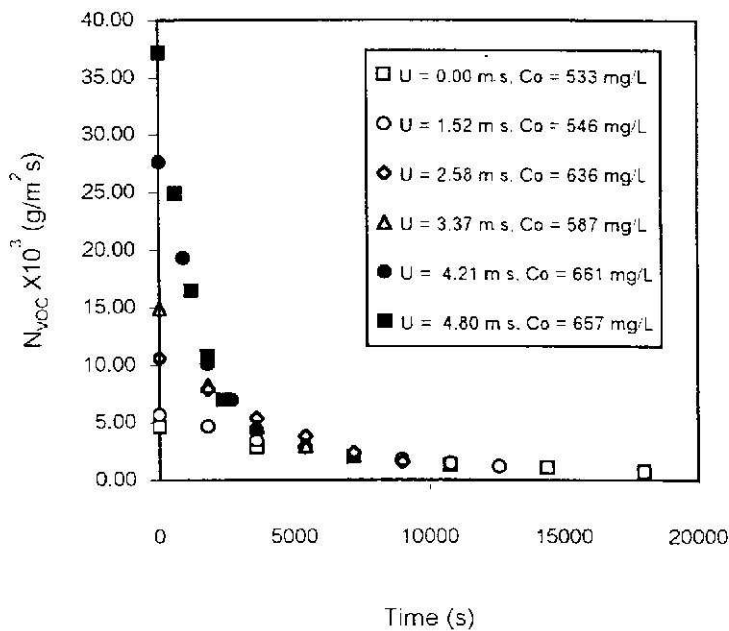


Figure 3 Evaporation flux of chloroform as function of time for various initial concentration and wind speed at 25 ± 1 °C

ซึ่งค่า $N_{VOC,avg}$ ที่ได้จากทั้งสองวิธีสำหรับเมทานอลและโทลูอินแสดงเปรียบเทียบไว้ใน Table 1 และ Table 2 ตามลำดับ ซึ่งจะพบว่าค่า $N_{VOC,avg}$ ที่ได้จากการทำนาย มีค่าใกล้เคียงกับค่าวัดได้จากการทดลองโดยตรงมาก โดยมีความคลาดเคลื่อนเฉลี่ยน้อยกว่า $\pm 2\%$ แสดงให้เห็นค่า K_{OL} ที่วัดได้จากการทดลองนี้ มีความถูกต้อง จึงสามารถใช้ K_{OL} ที่วัดได้นี้สำหรับการหาค่า k_G และ k_L ดังจะกล่าวถึงในหัวข้อถัดไป

Table 1. The comparison of measured flux and calculated flux at various wind speeds for evaporation of methanol from water

Wind speed at 10 cm above water surface, U_{10cm} (m/s)	Average VOC concentration in water, C_{Lm} (mg/L)	Average VOC Flux, $N_{VOC,avg}$ $(\frac{gm}{m^2 \cdot s}) \times 10^3$		
		Measured (Eq.3)	Calculated (Eq.4)	%difference
0.00	1002.22	0.352	0.333	5.61
0.46	843.84	0.791	0.783	1.13
1.52	688.23	1.387	1.384	0.23
2.58	618.38	1.465	1.464	0.06
3.37	544.28	1.842	1.826	0.85
4.21	567.32	2.372	2.464	-3.91
4.79	517.75	2.874	2.763	3.85

Table 2. The comparison of measured flux and calculated flux at various wind speeds for evaporation of toluene from water

Wind speed at 10 cm above water surface, U_{10cm} (เมตร/วินาที)	Average VOC concentration in water, C_{Lm} (mg/L)	Average VOC Flux, $N_{VOC,avg}$ $(\frac{gm}{m^2 \cdot s}) \times 10^3$		
		Measured (Eq.3)	Calculated(Eq.4)	%difference
0.00	107.40	1.097	1.066	2.89
0.46	48.89	0.497	0.512	-3.05
1.52	78.59	1.092	1.049	3.89
2.58	68.42	1.065	1.076	-1.04
3.37	112.74	3.236	3.165	2.20
4.21	54.95	2.500	2.648	-5.90
4.79	45.57	2.559	2.549	0.39

ผลของความเร็วมต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคของเหลว, k_L

สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคของเหลว ได้จากกระบวนการระเหยของโทลูอีนจากน้ำ โดยสำหรับโทลูอีนค่า k_L จะมีค่าเท่ากับ K_{oL} ที่วัดได้จากการทดลอง ทั้งนี้เพราะความต้านทานต่อการระเหยของโทลูอีนอยู่ในวัฏภาคของเหลว ความสัมพันธ์ระหว่าง k_L ของโทลูอีนกับความเร็วมแสดงได้ดัง Figure 4 ซึ่งจากรูปดังกล่าวจะพบว่า k_L แปรผันโดยตรงกับความเร็วม และมีจุดเปลี่ยนของความชันของกราฟที่ความเร็วมเท่ากับ 2.58 เมตร/วินาที ดังนั้นสมการเอมพิริคัลที่แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง k_L ของโทลูอีนกับความเร็วม จึงสามารถแสดงได้ด้วยสมการเส้นตรงสองสมการ สำหรับช่วงความเร็วมต่ำกว่าหรือเท่ากับ 2.58 เมตร/วินาที และสำหรับความเร็วมสูงกว่า 2.58 เมตร/วินาที ดังแสดงในสมการ (5) และสมการ (6) ตามลำดับ

$$k_L(\text{Toluene}) = 2.33 \times 10^{-6} U_{10cm} + 9.71 \times 10^{-6} \quad \text{for } U_{10cm} \leq 2.58 \text{ m/s} \quad (5)$$

$$k_L(\text{Toluene}) = 1.89 \times 10^{-5} U_{10cm} - 3.38 \times 10^{-5} \quad \text{for } U_{10cm} > 2.58 \text{ m/s} \quad (6)$$

สมการ (5) และ (6) ได้จากการทดลอง ที่อุณหภูมิของน้ำเท่ากับ 25 ± 1 °C ความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นของ k_L กับความเร็วลมที่พบในการทดลองนี้ สอดคล้องกับผลการทดลองที่อุณหภูมิอื่นๆ (Bunyakan, 1998) สมการ (5) และสมการ (6) ซึ่งได้จากการทดลองโดยใช้โหลอื่นนั้น สามารถปรับแก้ให้ใช้ได้กับ VOC ตัวอื่นๆ โดยใช้ความสัมพันธ์ระหว่าง k_L กับสมบัติเฉพาะตัวของสาร คือน้ำหนักโมเลกุลเป็นตัวปรับแก้ (Rathbun, 1988) ซึ่งจะได้สมการเอมพิริคัลของ k_L ที่ใช้ได้กับสาร VOC ทั่วไป ดังสมการ (7) และสมการ (8)

$$k_L(VOC) = [2.33 \times 10^{-6} U_{10cm} + 9.71 \times 10^{-6}] \left[\frac{92.14}{MW_{VOC}} \right]^{0.5} \quad (7)$$

สำหรับ $0 \leq U_{10cm} \leq 2.58$ เมตร/วินาที และ

$$k_L(VOC) = [1.89 \times 10^{-5} U_{10cm} - 3.38 \times 10^{-5}] \left[\frac{92.14}{MW_{VOC}} \right]^{0.5} \quad (8)$$

สำหรับ $2.58 < U_{10cm} \leq 4.80$ เมตร/วินาที โดย

$$MW_{VOC} = \text{น้ำหนักโมเลกุลของ VOC, g mol}^{-1}$$

ผลของความเร็วมต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคแก๊ส, k_G

สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคแก๊ส, k_G สามารถคำนวณได้จากค่า K_{oL} ของเมทานอลตามวิธีการคำนวณที่มีรายงานไว้ทั่วไป (จรัญ และคณะ, 2543) ค่า k_G ของเมทานอลที่ได้ที่ความเร็วลมต่างๆ แสดงดัง Figure 5 ซึ่งจะเห็นได้อย่างชัดเจนจากรูปดังกล่าวว่าค่า k_G ของเมทานอล แปรผันโดยตรงกับความเร็วลมตลอดช่วงของความเร็วลมที่ศึกษา และสามารถแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง k_G ของเมทานอลกับความเร็วลมได้ด้วยสมการเชิงเส้นดังสมการ (9) ซึ่งสมการดังกล่าวสามารถปรับแก้ให้ใช้ได้กับ VOC ทั่วไป โดยใช้วิธีการเช่นเดียวกันกับกรณีของ k_L ผลที่ได้คือสมการเอมพิริคัลที่แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง k_G กับความเร็วลมที่สามารถใช้ได้ทั่วไปดังสมการ (10)

$$k_G = 4.37 \times 10^{-3} U_{10cm} + 2.25 \times 10^{-3}, \quad \text{for } 0 \leq U_{10cm} \leq 4.8 \text{ m/s} \quad (9)$$

$$k_G = [4.37 \times 10^{-3} U_{10cm} + 2.25 \times 10^{-3}] \left[\frac{32.04}{MW_{VOC}} \right]^{0.5} \quad (10)$$

สำหรับ สำหรับ $0 \leq U_{10cm} \leq 4.80$ เมตร/วินาที โดย

$$MW_{VOC} = \text{น้ำหนักโมเลกุลของ VOC, g mol}^{-1}$$

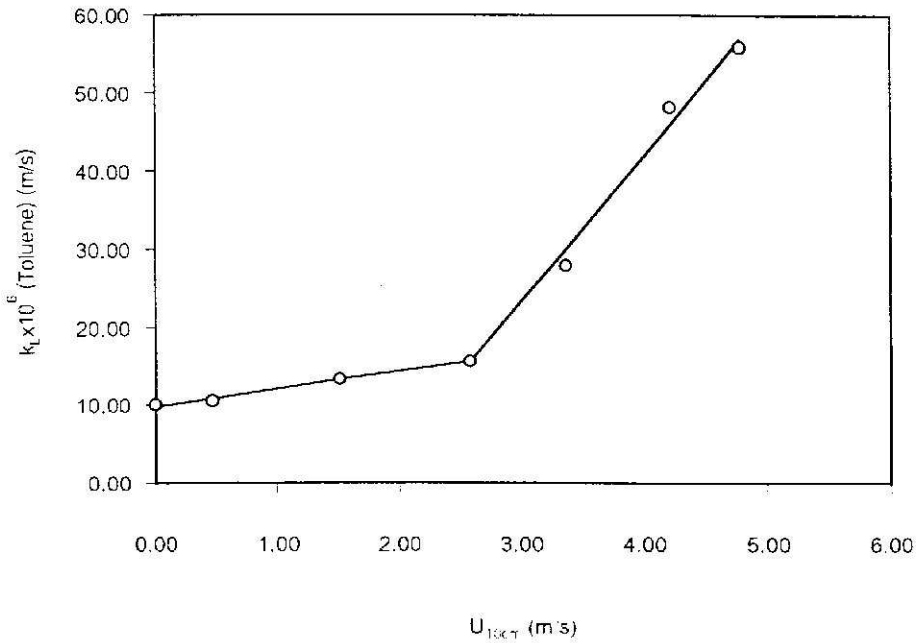


Figure 4 Effect of wind speed on liquid-film mass transfer coefficient for unsteady state evaporation of toluene from water at 25 ± 1 °C

สมการที่ (10) แตกต่างจากการศึกษาที่ผ่านมา มาคือเป็นสมการเอ็มพิริคัลของ k_g ที่ได้จากกระบวนการระเหยของ VOC จากน้ำ และพบว่าความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นของ k_g กับความเร็วลมที่พบในการทดลองนี้ สอดคล้องกับผลการทดลองที่ได้จากกระบวนการระเหยของน้ำบริสุทธิ์ (Liss and Slater, 1974) แต่ค่าของ k_g ที่ได้จากกระบวนการระเหยของ VOC จากน้ำจากการศึกษานี้ น่าจะเหมาะสมสำหรับการใช้ทำนายอัตราการระเหยของ VOC จากน้ำมากกว่าสมการ k_g ที่ได้จากการทดลองโดยใช้น้ำบริสุทธิ์ เพราะน้ำบริสุทธิ์มีคุณสมบัติที่แตกต่างจาก VOC มากกว่าเมทานอล ในการปรับค่า k_L และ k_g ตามสมการ (8) และ (10) นั้นยังสามารถทำได้ โดยใช้คุณสมบัติตัวอื่นๆ แทนน้ำหนักโมเลกุลได้ เช่นสามารถใช้สัมประสิทธิ์การแพร่ (Diffusion coefficient) เป็นตัวปรับแก้ได้แต่พบว่าไม่มีความแตกต่างกันมากนัก ดังนั้นในการศึกษานี้จึงเลือกใช้น้ำหนักโมเลกุลของสารเป็นตัวปรับแก้ เพราะเป็นคุณสมบัติที่ทราบค่าอยู่แล้วโดยไม่ต้องทำการวัดหรือประมาณค่าเหมือนดังการใช้สัมประสิทธิ์การแพร่

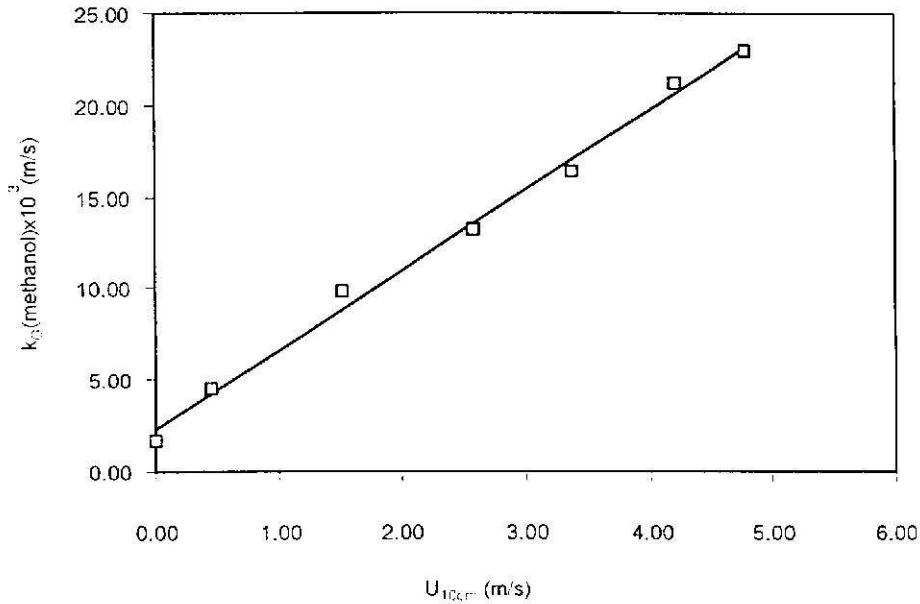


Figure 5 Effect of wind speed on gas-film mass transfer coefficient for unsteady state evaporation of methanol from water at 25 ± 1 °C

เปรียบเทียบผลการทำนาย K_{OL} และ N_{voc} โดยสมการเอ็มพริคัลของ k_L และ k_G กับผลการทดลอง

ค่า K_{OL} ของ VOC ทุกชนิดที่ความเร็วลมต่างๆ สามารถทำนายได้จากสมการเอ็มพริคัลของ k_G และ k_L ตามสมการ (1) ในที่นี้จะทำการตรวจสอบความถูกต้องของสมการเอ็มพริคัลของ k_G และ k_L ที่ได้พัฒนาขึ้น โดยจะใช้สมการเอ็มพริคัล k_G และ k_L ทำนายค่า K_{OL} ของ อะซีโตน และคลอโรฟอร์ม ซึ่งเลือกเป็นตัวแทนของ VOC ที่ระเหยจากน้ำได้ยากและง่ายตามลำดับ ค่าคงที่ของเฮนรีของอะซีโตน และ คลอโรฟอร์มที่ต้องใช้ในการทำนายค่า K_{OL} ได้จากการตรวจเอกสาร (Zierold, 1996) ค่า K_{OL} ของ VOC ทั้ง 2 ชนิดที่ทำนายจากสมการเอ็มพริคัล เมื่อเปรียบเทียบกับค่าที่วัดได้จากการทดลองแสดงได้ดัง Figure 6 ซึ่งจะพบว่าค่าที่ทำนายจากสมการเอ็มพริคัล มีค่าใกล้เคียงกับค่าจากการทดลองมาก และเมื่อใช้ค่า K_{OL} ที่ทำนายได้คำนวณค่าฟลักซ์ของการระเหยของอะซีโตนและคลอโรฟอร์ม ตามสมการ (4) เปรียบเทียบกับค่าฟลักซ์ที่วัดได้จริงจากการทดลองพบว่า มีค่าใกล้เคียงกันมากดังแสดงใน Figure 7 จากผลการเปรียบเทียบดังกล่าว แสดงให้เห็นว่าสมการเอ็มพริคัลของ k_G และ k_L ที่พัฒนาขึ้นจากการศึกษานี้มีความถูกต้องและสามารถนำไปประยุกต์ใช้

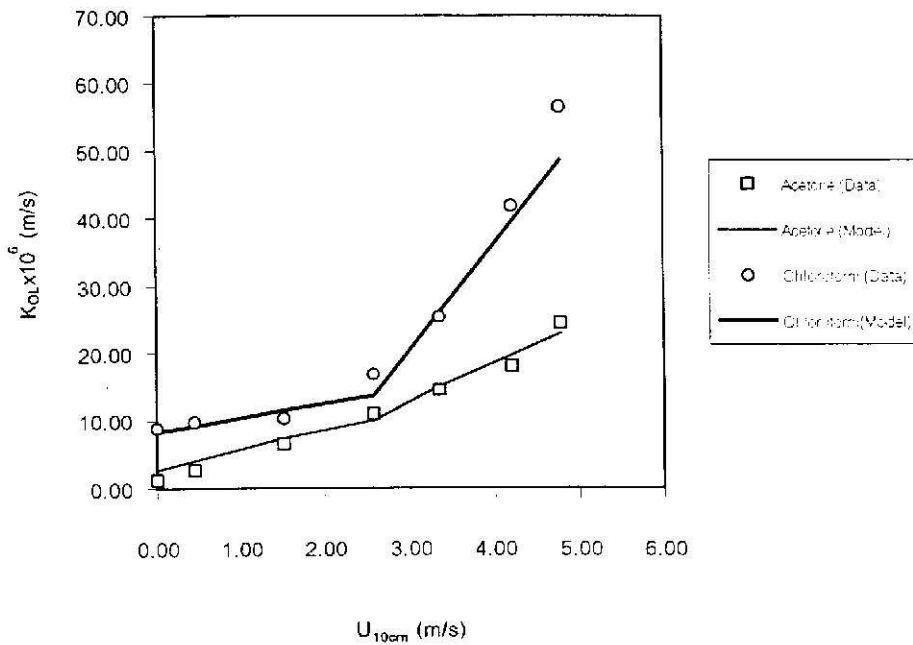


Figure 6 The comparison of K_{OL} predicted from mass transfer correlations with the experimental data at 25 ± 1 °C

งานเพื่อใช้ทำนายทำนายอัตราการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดใดๆ ที่อุณหภูมิ 25 ± 1 °C ได้ ถ้าทราบความเร็วลมเหนือแหล่งน้ำและความเข้มข้นของ VOC ในแหล่งน้ำนั้นๆ

บทสรุป

จากการศึกษาผลของความเร็วลมต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวล ในวัฏภาคแก๊สและในวัฏภาคของเหลว พบว่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคแก๊ส แปรผันโดยตรงกับความเร็วลมตลอดช่วงของความเร็วมที่ศึกษา ในขณะที่ความสัมพันธ์ระหว่างสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคของเหลวกับความเร็วม จะเป็นความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นสองช่วง โดยมีจุดเปลี่ยนของความชันที่ความเร็วลมเท่ากับ 2.58 เมตร/วินาที สมการเอมพิริคัลของสัมประสิทธิ์ทั้งสองที่พัฒนาขึ้นจากข้อมูลการทดลอง สามารถใช้ทำนายค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมเทียบกับวัฏภาคของเหลวและค่าฟลักซ์สำหรับการระเหยของ VOC ได้ดี แสดงให้เห็นว่าสมการเอมพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏภาคของเหลว และสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในวัฏแก๊สที่ได้จากการศึกษานี้ สามารถนำไปใช้ทำนายอัตราการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำที่อุณหภูมิ 25 ± 1 °C ภายใต้ความเร็วลมต่างๆ ได้

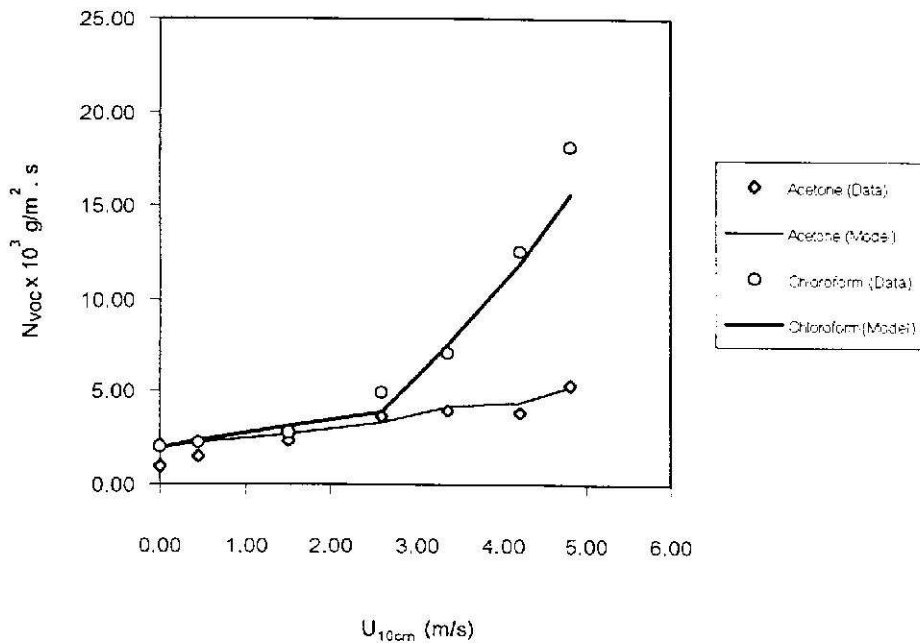


Figure 7 The comparison of the predicted N_{voc} with the experimental values for selected compounds at 25 ± 1 °C

กิตติกรรมประกาศ

การศึกษานี้เป็นส่วนหนึ่งของงานวิจัยที่ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากงบประมาณแผ่นดิน ประจำปี 2543 ขอขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัยที่ให้ทุนอุดหนุนการทำวิทยานิพนธ์ของนักศึกษาปริญญาโท และขอขอบคุณภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ ที่ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ เครื่องมือวิเคราะห์ บุคลากรและสาธารณูปโภคที่สนับสนุนการวิจัยจนสำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

เอกสารอ้างอิง

จรัญ บุญกาญจน์ วิชัย นูทอง และ สถาพร เขาวพงษ์อารีย์. 2543. ผลของอุณหภูมิต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลของกระบวนการระเหยของสารประกอบอินทรีย์จากน้ำ. ว. สงขลานครินทร์ วทท.

22(2):241-247

- Olson, A. D., Stubbe, K.J., and Corsi, L.R. 2000. A mechanistic model for estimating VOC emissions from industrial process drains part I: The underlying channel. *Environmental Progress* 19(1): 1-10.
- Chern, Jia-Ming, and Yu, Cheng-Fu. 1999. Volatile organic compound emission from diffused aeration systems: Experiment and modeling. *Ind. Eng. Chem. Res.* 38:2156-2159.
- Langenhove, van Herman, Dewulf, J., and Heireman, B. 1998. The air/water exchange of volatile organic compounds from waters in transient and turbulent regime. *Wat. Res.* 32(7): 2106-2112.
- Braida, J. W., and Ong, Say Kee. 1998. Air sparging: Air-water mass transfer coefficients. *Water Resources Research.* 34(12): 3245-3253.
- Liss, P. S. 1973. Processes of gas exchange across an air-water interface. *Deep-Sea Research.* 20: 221-238.
- 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.
- Bunyakan, C. 1998. Mass transfer coefficient for surface impoundment and the reduction of volatile organic compound emissions. Ph.D. Dissertation Vanderbilt University, Nashville TN.
- Wanninkhof, R., and Bliven, L. F. 1991. Relationship between gas exchange, wind speed, and rada backscatter in large wind-wave tank. *J. Geophys. Res.* 96(C2): 2785-2796.
- Tans, P.P., Fung, I. Y., and Takahashi, T. 1990. Observation constraints on the global atmospheric CO₂ budget. *Science.* 247:1431-1438
- Lunney, P.D., Springer, C., and Thibodeaux, L. J. Liquid-phase mass transfer coefficients for surface impoundments. *Environmental Progress.* 4(3): 203-211.
- Hidy, G.M., and Plate, E.J. 1966. Wind action on water standing in a laboratory channel. *J. Fluid Mech.* 26(part 4):651-687
- Liss, P. S. and Slater, P. G. 1974. Flux of gases across the air-sea interface. *Nature.* 247: 181-184.
- Rathbun, R. E. and Tai, D. Y. 1989. Application of the two-film model to the volatilization of acetone and t-butyl alcohol from water as a function of temperature. U.S. Geological Survey Water-supply paper: 2318: 1-41.
- Zierold, M.K. 1996. Henry's Law Constants of selected VOC's : Experimentally determined and estimated values. Master Thesis Vanderbilt University. Nashville TN

The VOC evaporation from treatment, storage, and disposal facilities (TSDF) is an important source of air pollution. Evaporations of 54 selected VOCs from TSDF activities have been estimated to range from 1,600,000 to 5,000,000 metric tons per year (Ehrenfeld et al., 1986). This paper concerns the evaporation of volatile organic compounds (VOCs) from open water basin such as equalization basins and nonaerated surface impoundments in wastewater treatment plants. Many methods to predict VOC evaporation have been proposed (Peng et al., 1994; Chern et al., 1999). The two-film model is the most accepted procedure and has been used to predict VOC evaporation from various systems (Achman et al., 1993; Hornbuckle et al., 1994; Sadeq et al., 1996; Braida et al., 1998; and Olson et al., 2000). The model, however, cannot be used directly because it requires information on the liquid-film (k_L) and the gas-film (k_G) mass transfer coefficients.

Until now much effort has gone into determining a relationship between mass transfer coefficient and wind speed (Mackay et al., 1983; Lunney et al., 1985; Wanninkhof et al., 1991; Schwarzenbach et al., 1993; and Bunyakan, 1998). Since the water temperature can significantly influence the mass transfer coefficient, the correlation containing only wind speed may be flawed. This paper proposes the new mass transfer correlations for open water application, which includes both the wind speed and the temperature effect on the gas-film and liquid-film mass transfer coefficients.

The principal objectives of the present study were (1) to determine the influence of the wind speed and the water temperature on gas-film and liquid-film mass transfer coefficients, (2) to develop an empirical relationship which combines the effect of wind speed and temperature on mass transfer coefficients, and (3) to verify the proposed correlation against experimental data.

Theory

Gas-film and liquid-film mass transfer coefficients are obtained from VOC evaporation experiments via two-film model, which is expressed as equation (1)

$$N = K_{OL} \left(C_L - \frac{HC_G}{RT} \right) \quad (1)$$

Here N represents the evaporation flux across the air-water interface ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), K_{OL} is the overall mass transfer coefficient based on liquid phase (m s^{-1}), C_L and C_G are VOC concentrations in the bulk liquid and gas phase (mol L^{-1}), respectively, H is the Henry's law constant ($\text{atm m}^3 \text{mol}^{-1}$), R is the universal gas constant ($\text{atm m}^3 \text{mol}^{-1} \text{K}^{-1}$), and T is water temperature in K. Usually, the wind over the water surface removes the VOC as they evaporated maintaining the VOC concentration in gas phase about zero. Under such conditions equation (1) can be reduced to

$$N = K_{OL} C_L \quad (2)$$

The evaporation flux can be determined from mass balance around the basin and it is described by

$$N = -h \left(\frac{dC_L}{dt} \right) \quad (3)$$

in which h is an average depth of water (m). Combining equations (3) and (2) gives

$$\frac{dC_L}{dt} = -\frac{K_{OL}}{h} C_L \quad (4)$$

Integration of equation (4) yields:

$$\ln \frac{C_L}{C_{L,o}} = -\frac{K_{OL}}{h} t \quad (5)$$

where $C_{L,o}$ is the VOC concentration at time $t = 0$. By plotting experimental values of $\ln \frac{C_L}{C_{L,o}}$ against t , the

K_{OL} is obtained and it can be described by Two-film model as

$$\frac{1}{K_{OL}} = \frac{1}{k_L} + \frac{RT}{Hk_G} \quad (6)$$

where k_L and k_G are the liquid-film and gas-film mass transfer coefficient (ms^{-1}), respectively. For highly volatile organic compounds such as toluene, H is high ($H > 4.4 \times 10^{-3} \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$) and the evaporation rate is a liquid-film control (Smith et al., 1981). In that case, we can determine k_L from the measured K_{OL} as follows

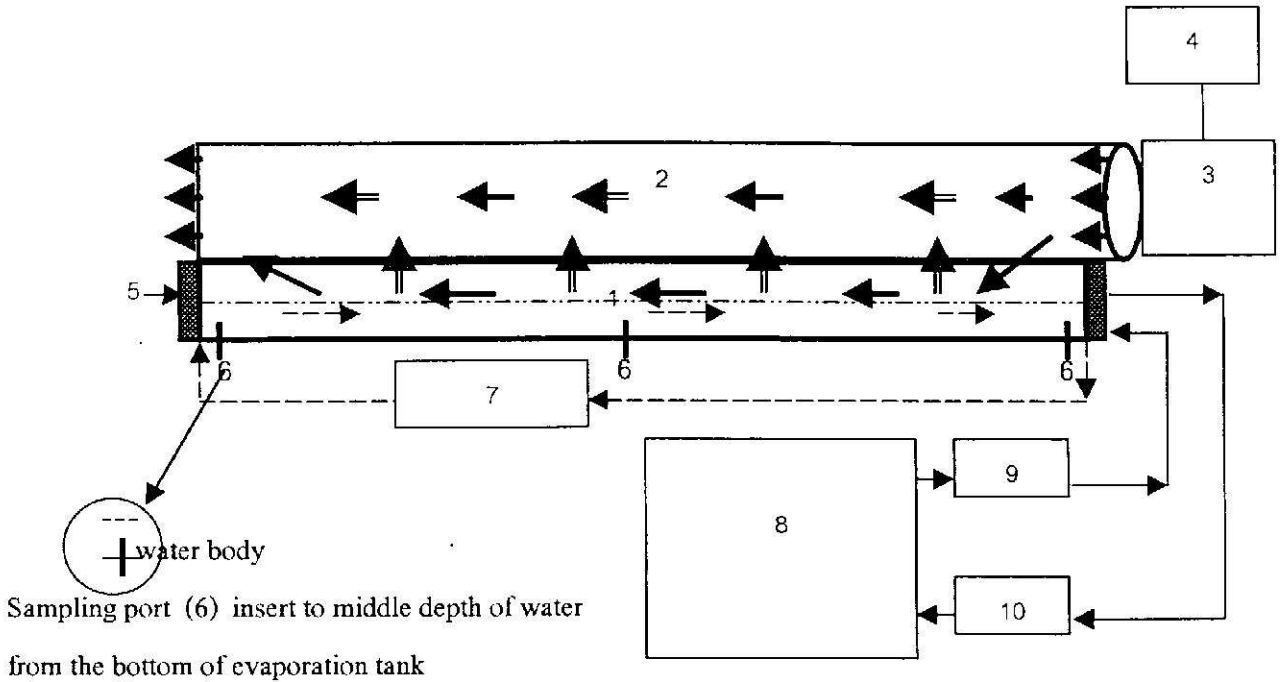
$$k_L = K_{OL} \quad (7)$$

On the other hand, the evaporation of low volatile organic compound with $H < 1.2 \times 10^{-5} \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$ such as methanol is gas-film controlled (Smith et al., 1981) and the k_G can be determined from the measured K_{OL} , water temperature and H according to equation (8)

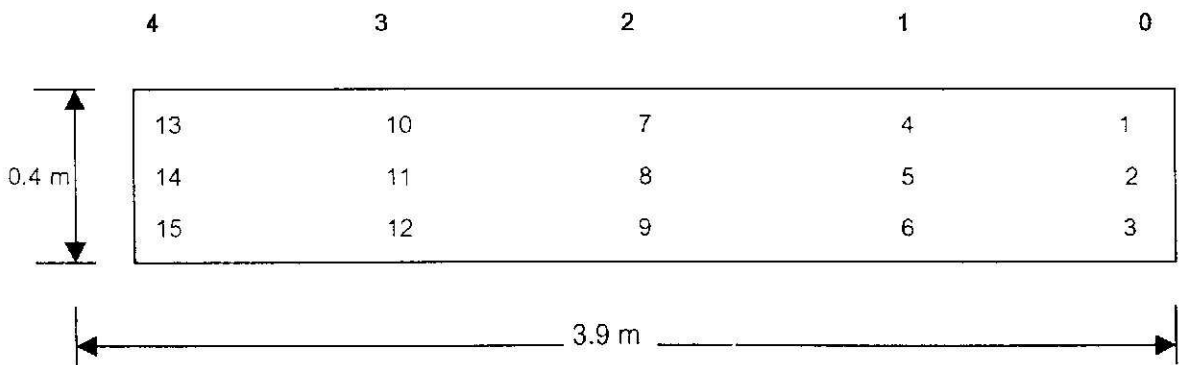
$$k_G = \frac{RTK_{OL}}{H} \quad (8)$$

Experimental Methods

A series of unsteady state evaporation experiments of selected volatile organic compounds using methanol, acetone, methyl ethyl ketone (MEK), chloroform and toluene from water were carried out using a wind tunnel-water tank system. These volatile organic compounds were selected according to the difference in mass transfer resistance. Since the evaporation of toluene from water was controlled by liquid film, it was used to determine the liquid film mass transfer coefficient while the gas film mass transfer coefficient will be determined from the evaporation of methanol from water. Chloroform, MEK and acetone have difference level of resistance in liquid phase. They were selected to verify the validation of gas and liquid film mass transfer coefficient via the two film model. The experimental setup is shown diagrammatically in Figure 1.



(a)



(b)

Figure 1. (a) Schematic of wind tunnel-water tank system for unsteady state evaporation experiments

(1 water tank, 2 wind tunnel, 3 blower, 4 inverter, 5 water tank jacket, 6 sampling port, 7,9,10 pump, 8 hot water tank and temperature controller)

→ jacket circulation loop, --→ water tank circulation loop, → wind direction

⇒ VOC evaporation direction, - - - - - water level in evaporation tank

(b) Top view of water tank and wind speed measurement positions

Basically, there was a recirculating water tank, having a working section approximately 3.9 m long, 0.2 m deep and 0.4 m wide, located under the wind tunnel which was 4 m long, 0.5 m high and 0.5 wide. The water temperature was regulated by circulating the hot water inside a jacket of the water tank. It provided a good control of water temperature throughout the tank, as evidenced by the difference of the water temperature measured at three positions along the water tank was within $\pm 1^\circ\text{C}$. The water temperatures used in this investigation were in the range of $25\text{--}45^\circ\text{C}$ as recorded by Scanning Thermocouple Thermometer (Cole-Parmer Instrument Co.) The wind speed was generated by a fan mounted at the end of the tunnel. The speed of the fan was controlled by an inverter (Novem Inverters NSP Series, Novem Engineering).

The wind speeds were measured by using air velocity meter (Model TRI-Sense, Cole-Parmer Instrument Co.) at 10 cm above water surface for 15 positions along the water tank (see Figure 1b). The average value from 15 data points was then used as the average wind speeds at 10 cm (U_{10cm}) for each run. The U_{10cm} in the range of 0-4.8 m/s were investigated. The air temperatures and the relative humidity in the wind tunnel were monitored for all experiments using humidity/temperature meter (Model TRI-Sense, Cole-Parmer Instrument Co.) and they were $26\text{--}30^\circ\text{C}$ and 70-80%, respectively.

Prior to starting an experiment, the VOC solution was prepared by dissolving the VOC in water to the desired concentration and 120 L of the prepared solution was charged into the water tank. The content in the water tank was circulated at the rate of 15 L min^{-1} to maintain a uniform concentration, as evidenced by no difference in VOC concentration among the samples taken at three positions shown in Figure 1. This circulation rate, however, was low enough to ensure that it did not affect the air-water interface. The air-water interface was affected only by the wind speed. The evaporation time varied depending on the evaporation rate of the compounds. Generally, the experiments were continued until at least 60-80% of VOC initially present was evaporated. The VOC concentrations were analyzed by gas chromatography (GC). The GC (model 5790A, Hewlett Packard), using a flame ionization detector, was operated at an injection temperature of 250°C , a detector temperature of 300°C and an oven temperature of 80°C . The GC column was 6 ft long and packed with 10% Carbowax 20 M (Hewlett Packard). The internal standard method was employed for concentration analysis. Provided that the solution is uniform the change in VOC concentration with time can be described by equation (5). Thus the K_{OL} , k_L and k_G at various wind speeds and water temperatures can be determined directly from the concentration-time data of each run. The experimental conditions are also summarized in Table 1

Results and Discussions

The evaporation experiments performed under a range of conditions were used to evaluate the effects of the wind speed and water temperature on the mass transfer process. The experimental results were then used to develop and verify the mass transfer coefficient correlations as detailed in the following section.

Table 1. Summary of experimental conditions

1.1 Influence of wind speed on mass transfer coefficient

Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Methanol Conc. (mg L ⁻¹)	Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Toluene Conc. (mg L ⁻¹)
1	0.00	25	1112	8	0.00	25	319
2	0.46	25	1070	9	0.46	25	319
3	1.52	25	1122	10	1.52	25	319
4	2.58	25	1098	11	2.58	25	180
5	3.37	25	1056	12	3.37	25	319
6	4.21	25	1083	13	4.21	25	129
7	4.80	25	982	14	4.80	25	80
Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Acetone Conc. (mg L ⁻¹)	Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Chloroform Conc. (mg L ⁻¹)
15	0.00	25	949	22	0.00	25	744
16	0.46	25	990	23	0.46	25	570
17	1.52	25	925	24	1.52	25	563
18	2.58	25	1037	25	2.58	25	636
19	3.37	25	969	26	3.37	25	547
20	4.21	25	1059	27	4.21	25	657
21	4.80	25	967	28	4.80	25	661

1.2 Influence of temperature on mass transfer coefficient

Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Methanol Conc. (mg L ⁻¹)	Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Toluene Conc. (mg L ⁻¹)
29	0.00	30	997	33	0.00	30	383
30	0.00	35	1270	34	0.00	35	407
31	0.00	40	1008	35	0.00	40	449
32	0.00	45	1001	36	0.00	45	550

1.2 Influence of temperature on mass transfer coefficient (Continue)

Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Acetone Conc. (mg L ⁻¹)	Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Chloroform Conc. (mg L ⁻¹)
29	0.00	30	924	33	0.00	30	610
30	0.00	35	931	34	0.00	35	599
31	0.00	40	974	35	0.00	40	509
32	0.00	45	906	36	0.00	45	585
Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	MEK Conc. (mg L ⁻¹)	Run No.	U_{10cm} (m s ⁻¹)	t_{water} (°C)	Acetone Conc. (mg L ⁻¹)
37	0.00	25	1095	42	1.52	31.5	992
38	0.00	30	972	43	2.58	31.5	920
39	0.00	35	1005	44	4.21	31.5	971
40	0.00	40	1094	45	1.52	33.5	936
41	0.00	45	938	46	2.58	33.5	1021
				47	4.21	33.5	1034

Table 2. The name and basic properties of investigated compounds

Compounds	Chemical Formula	Molecular mass (g mol ⁻¹)	Henry's law Constant at 25 °C (atm m ³ mol ⁻¹)	Liquid density at 20 °C (g cm ⁻³)	Normal boiling point (K)
Methanol	CH ₃ O	32.04	4.54x10 ⁻⁶	0.791	337.7
Acetone	C ₃ H ₆ O	58.080	3.33x10 ⁻⁷	0.790	329.2
MEK	C ₄ H ₈ O	72.107	5.00x10 ⁻⁷	0.805	352.7
Chloroform	CHCl ₃	119.378	3.85x10 ⁻³	1.489	334.3
Toluene	C ₇ H ₈	92.141	6.67x10 ⁻²	0.867	383.8

Influence of the wind speed and water temperature on liquid-film coefficient, k_L

Wind speed dependency of k_L

The k_L was determined as a function of the wind speed with the water temperature at 25°C from the evaporation of toluene from water using equations (7) and (5). The dependency of the wind speed on k_L is shown in Figure 2.

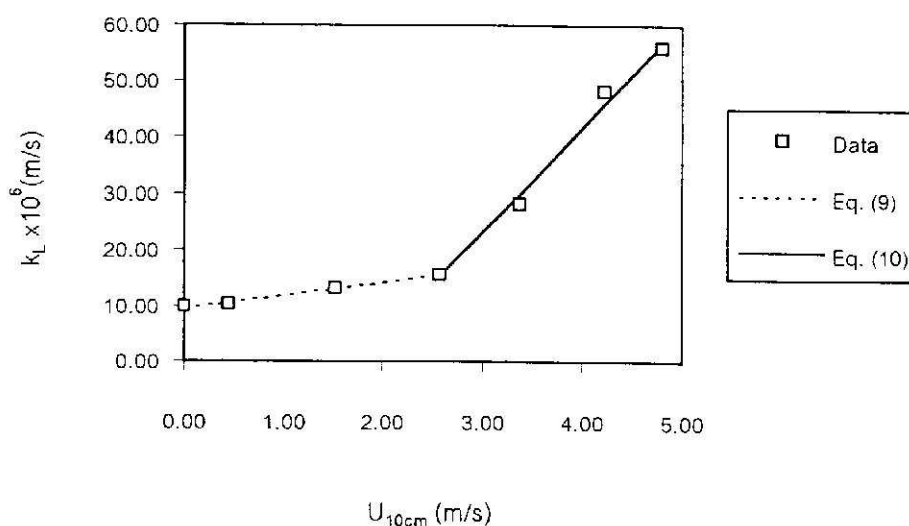


Figure 2. Evaporation of toluene at different wind speeds ($t_{water} = 25^\circ C$)

From Figure 2, two regimes are observed. At $U_{10cm} \leq 2.58$, k_L was slightly increased with increasing wind speed. However the k_L was strongly dependent on the wind speed when it was higher than 2.58 m/s. The wind speed above 2.58 m/s is high enough to affect water interface and reduce the liquid film laid below the water surface. Consequently, k_L was increased significantly with increasing wind speed in this regime. To obtain the k_L correlation, k_L of toluene was correlated with the wind speed. They are fitted to two linear segments with a discontinuity at the wind speed of 2.58 m/s, which is the wind speed at which there is also an onset of waves. The k_L correlations for toluene are:

$$k_L(\text{toluene}) = 2.33 \times 10^{-6} U_{10cm} + 9.71 \times 10^{-6} \quad (9)$$

For $0 \leq U_{10cm} \leq 2.58 \text{ m s}^{-1}$ and $25^\circ C \leq t \leq 45^\circ C$

$$k_L(\text{toluene}) = 1.89 \times 10^{-5} U_{10cm} - 3.38 \times 10^{-5} \quad (10)$$

For $2.58 < U_{10cm} \leq 4.80 \text{ m s}^{-1}$ and $25^\circ C \leq t \leq 45^\circ C$

$$k_L(\text{toluene}) = (1.89 \times 10^{-5} U_{10cm} - 3.38 \times 10^{-5}) (1.072)^{t-25} \quad (14)$$

For $2.58 < U_{10cm} \leq 4.80 \text{ m s}^{-1}$ and $25^\circ \text{C} \leq t \leq 45^\circ \text{C}$

The k_L correlations of toluene are then adjusted for the other VOC by using the dependency of mass transfer coefficient on the molecular weight as suggested by Ratbun and Tai (Ratbun and Tai, 1988). The general correlations of k_L are

$$k_L(\text{VOC}) = (2.33 \times 10^{-6} U_{10cm} + 9.71 \times 10^{-6}) (1.072)^{t-25} \left[\frac{92.14}{MW_{\text{VOC}}} \right]^{0.5} \quad (15)$$

For $0 \leq U_{10cm} \leq 2.58 \text{ m s}^{-1}$ and $25^\circ \text{C} \leq t \leq 45^\circ \text{C}$

$$k_L(\text{VOC}) = (1.89 \times 10^{-5} U_{10cm} - 3.38 \times 10^{-5}) (1.072)^{t-25} \left[\frac{92.14}{MW_{\text{VOC}}} \right]^{0.5} \quad (16)$$

For $2.58 < U_{10cm} \leq 4.80 \text{ m s}^{-1}$ and $25^\circ \text{C} \leq t \leq 45^\circ \text{C}$

The molecular weight was used as a correction factor in our correlations rather than the diffusion coefficient as usually employed because of two reasons: (1) we have already incorporated the effect of temperature into the correlations thus there is no need to account for the temperature dependency on k_L via diffusion coefficient and (2) they are easily applied because the molecular weights are readily available.

Influence of wind speed and water temperature on gas-film coefficient, k_G

Wind speed dependency of k_G

The k_G coefficient for various wind speeds was determined from the evaporation of methanol from water at 25°C using equations (5) and (8) with the Henry's law constant obtained from literature (Staudinger et al., 1996). Figure 4 displays the effect of wind speed on k_G . From Figure 4, it is obvious that k_G increases linearly with increasing wind speed over the investigated wind speed range. Unlike the k_L , the k_G was strongly dependent on wind speed even at low wind speed regime ($U_{10cm} \leq 2.58 \text{ m/s}$). The relationship between k_G of methanol and wind speed observed in this work show the same trend to that obtained for water by Liss. (Liss, 1973).

To assess the influence of the wind speed on k_G , the k_G data were correlated to wind speed using linear regression. The result is given by equation (17). The index of determination (i.e. R^2) was above 0.99. The linear regression line is also plotted in Figure 4.

$$k_G(\text{methanol}) = 4.37 \times 10^{-3} U_{10cm} + 2.25 \times 10^{-3} \quad (17)$$

For $0 \leq U_{10cm} \leq 4.8 \text{ m s}^{-1}$ and $t = 25^\circ \text{C}$

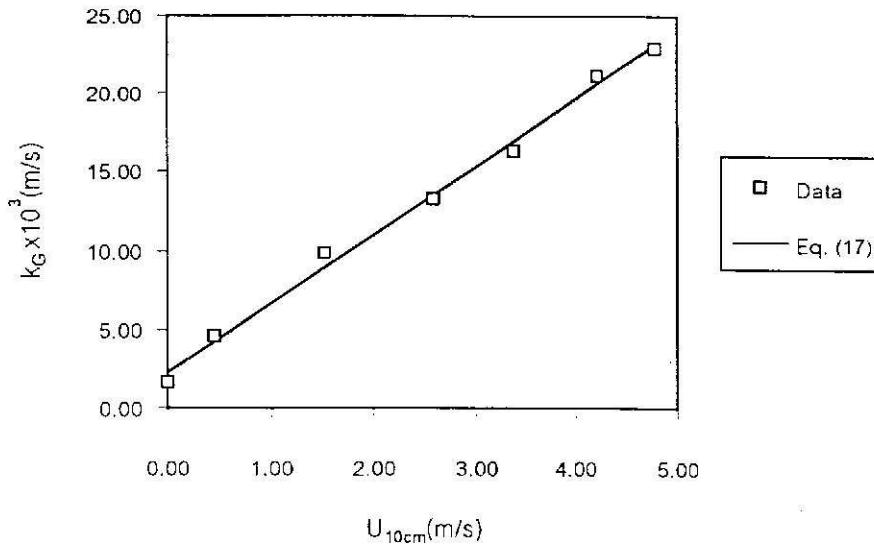


Figure 4 Evaporation of methanol from water at different wind speeds ($t_{water} = 25^\circ\text{C}$)

Water temperature dependency of k_G

At zero wind speed, the k_G of methanol was determined as a function of water temperature from 25°C to 45°C . The experimental results are shown in Figure 5.

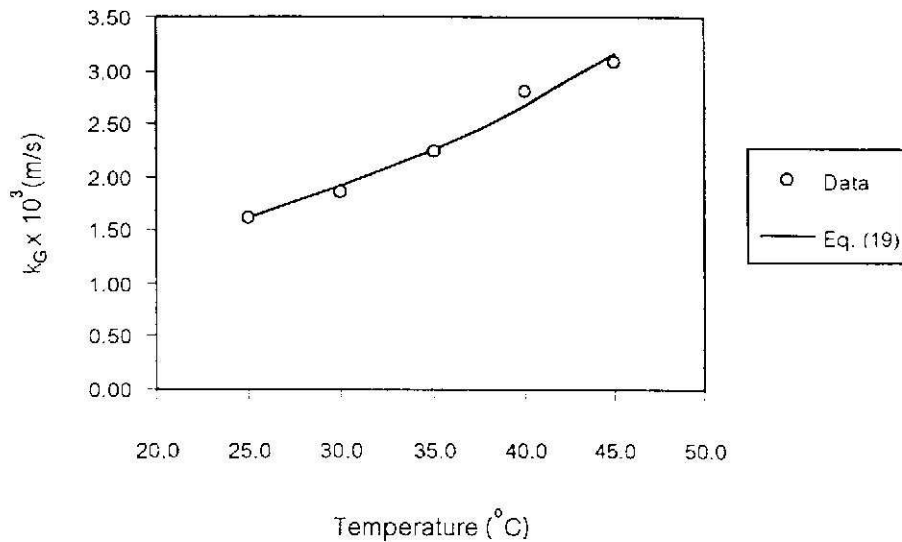


Figure 5. Evaporation of methanol from water at different water temperature

$$(U_{10cm} \approx 0 \text{ m s}^{-1})$$

From Figure 5, it can be seen that k_G increases with increasing water temperature. The k_G at other temperatures is then correlated to 25°C water temperature as described in the previous section

$$k_{G,T}(\text{methanol}) = k_{G,25^\circ\text{C}}(\text{methanol})\theta^{t-25} \quad (18)$$

where θ is a correlation parameter that can be determined by performing a non-linear regression on k_G - temperature data. The best-fit of θ was 1.034. The correlation equation of k_G is then.

$$k_{G,T}(\text{methanol}) = k_{G,25^\circ\text{C}}(\text{methanol})(1.034)^{t-25} \quad (19)$$

The combined effects of the wind speed and water temperature on $k_G(\text{methanol})$ are obtained from equations (17) and (19).

$$k_G(\text{methanol}) = (4.37 \times 10^{-3} U_{10cm} + 2.25 \times 10^{-3})(1.034)^{t-25} \quad (20)$$

Equation (20) can be adjusted for other VOC as discussed in the previous section, hence one obtains.

$$k_G(\text{VOC}) = (4.37 \times 10^{-3} U_{10cm} + 2.25 \times 10^{-3})(1.034)^{t-25} \left(\frac{32.04}{MW_{\text{VOC}}} \right)^{0.5} \quad (21)$$

$$\text{For } 0 \leq U_{10cm} \leq 4.80 \text{ m s}^{-1} \text{ and } 25^\circ\text{C} \leq t \leq 45^\circ\text{C}$$

Equation (15), (16) and (21) are purely empirical based on the experimental data. Caution should be exercised when extrapolating these equations beyond the experimental condition tested.

Verification of the validation of k_L and k_G correlations

The k_L and k_G correlations can be used to predict the K_{OL} of any interesting VOCs. To verify the k_L and k_G correlations proposed in this work, the K_{OL} values of acetone, MEK and chloroform are calculated by using equation (6) with the H values obtained from literature (Staudinger and Roberts, 1996) and the K_{OL} values of these VOCs were also measured at various experimental conditions. The comparisons of the experimental and predicted K_{OL} are shown in Figures 6, 7 and 8. As shown in these Figures, the predicted K_{OL} are agreed with the experimental values indicating that the k_L and k_G correlations can be used to satisfactorily predict K_{OL} at varying wind speeds and water temperatures.

The comparison of mass transfer coefficient developed in this work with correlation based on boundary layer theory

The empirical of mass transfer coefficient used in chemical engineering work is usually expressed in the term of Sherwood number, Reynolds number and Schmidt number as equation (22)

$$\text{Sherwood number} = \text{constan}t(\text{Reynold number})^a (\text{Schmidt number})^b \quad (22)$$

Although many correlations of this type are exist for many different systems, only the correlation based on boundary layer theory that possibly be used to predict the mass transfer coefficient for VOC evaporation from open water basin.

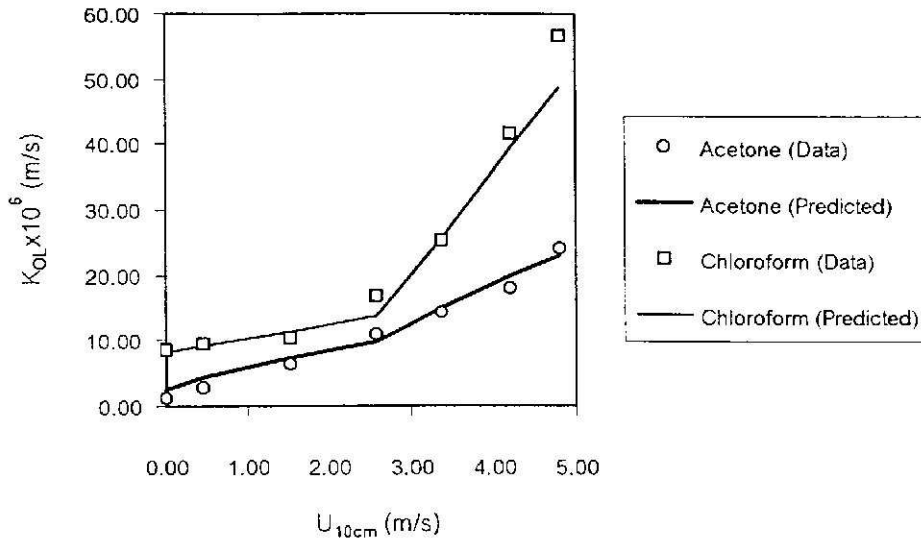


Figure 6. The comparison of the predicted K_{OL} to the experimental values for selected compounds ($t_{water} = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, U_{10cm} varied from 0 - 4.8 m/s)

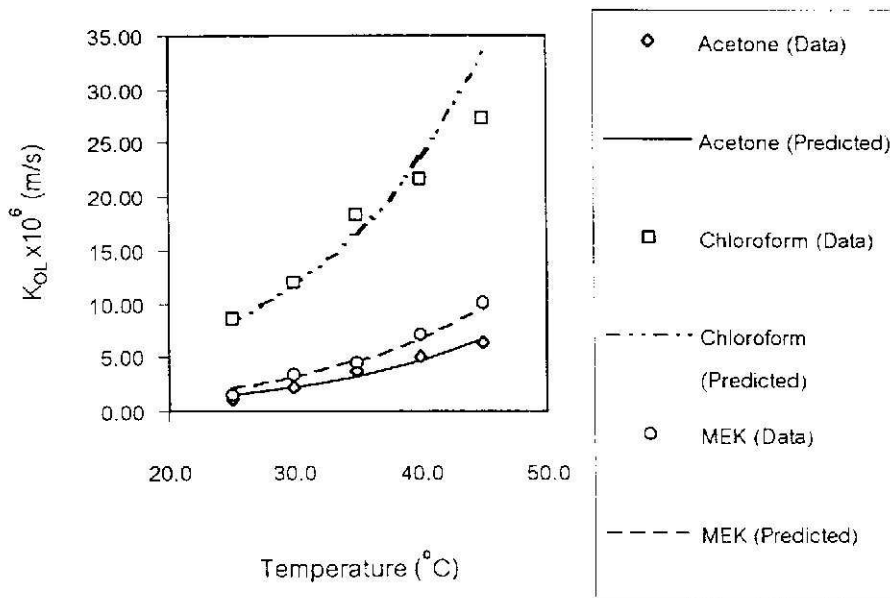


Figure 7. The comparison of the predicted K_{OL} to the experimental values for selected compounds ($U_{10cm} = 0$ m/s, t_{water} varied from 25-45 $^{\circ}\text{C}$)

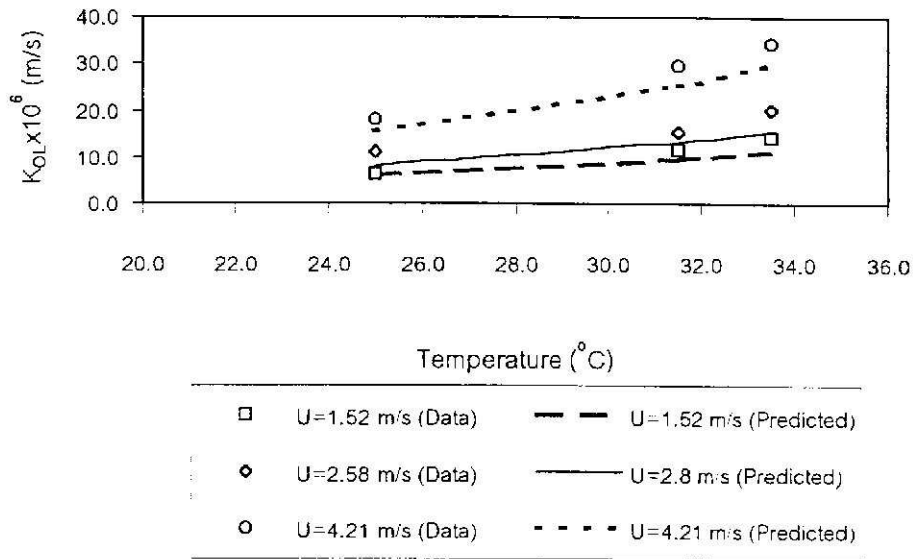


Figure 8. The comparison of the predicted $K_{O,L}$ to the experimental values of acetone ($U_{10,10}$ varied from 1.52-4.21m/s, t_{water} varied from 25-33 °C)

These include the correlations for laminar flow and turbulent flow over the flat surface as shown in equation (23) and (24), respectively.

$$\frac{kL}{D} = 0.626 \left(\frac{\rho U^0 L}{\mu} \right)^{1/2} \left(\frac{\mu}{\rho D} \right)^{1/3} \quad (23)$$

$$\text{For } Re < 5 \times 10^5$$

$$\text{and } \frac{kL}{D} = 0.037 \left(\frac{\mu}{\rho D} \right) \left[\left(\frac{\rho U^0 L}{\mu} \right)^{0.8} - 15,500 \right] \quad (24)$$

$$\text{For } Re \geq 5 \times 10^5$$

here, k refers to gas or liquid film mass transfer coefficient depending on type of fluid that flow over the surface, D is diffusion coefficient of solute in air or liquid, U^0 is the fluid velocity far above the surface, and L is the length of the plate. While ρ and μ refers to density and viscosity of fluid flow over the flat surface, respectively. For evaporation of VOC from water surface into air stream as in this study, equation (22) and (23) can then be used to determine the gas film coefficient. The k_G of methanol, acetone, MEK and chloroform, at water and air temperature of 25 and 30 °C, respectively, were then calculated for various wind speeds from these equations and compared to the values predicted by equation (21) as shown in Table 3.

Table 3. The comparison of k_G value predicted from correlations developed in this work to the value predicted by using the correlation based on the boundary layer theory

U_{10cm} ($m\ s^{-1}$)	k_G Methanol $\times 10^3$ ($m\ s^{-1}$)			k_G Acetone $\times 10^3$ ($m\ s^{-1}$)		
	This work	Theory	% difference	This work	Theory	% difference
0	2.25	0.00	100.0	1.67	0.00	100.0
0.46	4.26	0.84	80.4	3.16	0.68	78.5
1.52	8.89	1.52	82.9	6.60	1.24	81.3
2.58	13.52	4.14	69.4	10.05	3.37	66.4
3.37	16.98	5.67	66.6	12.61	4.62	63.4
4.21	20.65	7.22	65.0	15.34	5.88	61.7
4.79	23.18	8.25	64.4	17.22	6.72	61.0

U_{10cm} ($m\ s^{-1}$)	k_G MEK $\times 10^3$ ($m\ s^{-1}$)			k_G Chloroform $\times 10^3$ ($m\ s^{-1}$)		
	This work	Theory	% difference	This work	Theory	% difference
0	1.50	0.00	100.0	1.17	0.00	100.0
0.46	2.84	0.62	78.0	2.21	0.62	71.9
1.52	5.93	1.13	80.9	4.61	1.13	75.5
2.58	9.02	3.09	65.7	7.01	3.07	56.1
3.37	11.32	4.23	62.6	8.80	4.21	52.1
4.21	13.76	5.39	60.8	10.70	5.36	49.9
4.79	15.45	6.16	60.1	12.01	6.13	49.0

From table 3, we can see that the k_G values predicted by the correlation based on the boundary layer theory for all investigated VOC were about 50-100% lower than the values predicted by our correlation. Particularly at zero wind speed, the difference is 100 % because the theory predicts that there is no mass transfer, which is contrast to the experimental results. The discrepancy between the values predicted by our correlation and those determined by correlation based on boundary layer theory may attribute to the deviation of water surface from rigid surface assumed in the boundary layer theory. The circulation in water body in this experiment, which could not be done in rigid surface, is another factor that can explain such discrepancy. For environmental application, the conditions are more close to the conditions used in this investigation than those

assumed in boundary layer theory. Base on this fact and the comparison results shown in Table 3, we can conclude that the mass transfer coefficient correlations, which are developed from experimental data, are more suitable to apply to predict the mass transfer coefficient for VOC evaporation from water than the correlation based on the theory.

Conclusion

The wind speed and water temperature are two important parameters influencing the evaporation of VOC from open water basin. Empirical equations correlating the wind speed and water temperature to liquid-film and gas-film coefficients have been proposed to predict the overall mass transfer coefficient. These correlations have been verified by laboratory experiment on acetone, MEK and chloroform, which represent low, intermediate and high volatile compound, respectively. Predictions of these correlations were generally in good agreement with the evaporation data supporting the use of the correlations to predict the VOC evaporations from open water basin. Finally, we can conclude from this investigation that the mass transfer coefficient correlations developed based on experimental data yield more reliable in predicting the mass transfer coefficients for VOC evaporation from water surface than the correlations based on the boundary layer theory.

Acknowledgments

This research is sponsored by annual budget year 2000. The authors are also grateful to the Faculty of Graduate School for financial support to student. Other supports from the Faculty of Engineering and the Department of Chemical Engineering at Prince of Songkla University are gratefully acknowledged.

Reference

- Achman, R. D., Hornbuckle, C. K. and Eisenreich, J. S. 1993. Evaporation of Polychlorinated Biphenyls from Green Bay, Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.*, 27(1):75-87.
- Braida, W. and Ong, K. S. 1998. Air Sparging: Air-water Mass Transfer Coefficients. *Water Resources Research*, 34(12):3245-3253
- Bunyakan, C. 1998. Mass Transfer Coefficients for Surface Impoundments and the Reduction of Volatile Organic Compound Evaporations. Ph.D. Dissertation. Vanderbilt University. Nashville. Tennessee.
- Chern, J. M and Yu, C.F. 1999. Volatile Organic Compound Evaporation from Diffused Aeration Systems: Experimental and Modeling. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 38:2156-2159

- Chern, J. M and Yu, C.F. 1997. Oxygen Transfer Modeling of Diffused Aeration Systems. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 36:5447
- Ehrenfeld et al. 1986. Controlling volatile emissions at hazardous waste site. Noyes Publications. Park Ridge., N.J.
- Hornbuckle, C. K., Jeremiason, D. J., Sweet, W. C. and Eisenreich, J. S. 1994. Seasonal Variations in Air-Water Exchange of Polychlorinated Biphenyls in Lake Superior. *Environ. Sci. Technol*, 28:1491-1501.
- Liss, P.S. 1973. Processes of Gas Exchange across an Air-water Interface. *Deep-Sea Research* 20:221-238.
- Lunney, P. D., Springer, C. and Thibodeaux, L.J. 1985. Liquid-Phase Mass Transfer Coefficients for Surface Impoundments. *Environmental Progress*, 4(3):203-211
- Mackay, D. and Yeun, A.T.K. 1983. Mass Transfer Coefficient Correlations for Evaporation of Organic Solutes from Water. *Environ. Sci. Technol*, 27: 211-217.
- Olson, A. D., Stubbe, K. J. and Corsi, R. 2000. A Mechanistic Model for Estimating VOC Evaporations from Industrial Process Drains Part I: The Underlying Channel. *Environmental Progress*, 19(1):1-10.
- Peng, J., Bewtra, K.J. and Biswas, N. 1994. Evaporation of Selected Organic Compounds from Quiescent Water. *Journal of Environmental Engineering*, 120(3):662-669.
- Rathbun, R.E. and Tai, D. 1989. Application of the Two-film Model to the Evaporation of Acetone and t-Butyl Alcohol from Water as a Function of Temperature. U.S. Geological Survey Water Supply Paper, 2318:1-14.
- Sadek, E. S., Smith, D. J., Watkin, T. A. and Gebel, R. 1996. Mass Transfer of Volatile Organics from Large Open Basins. *Environmental Progress*, 15(2):82-92
- Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M. and Imboden, D.M. 1993. *The Gas Liquid Interface: Air-water Exchange*. Environmental Organic Chemistry. Wiley-Interscience Publication. John Wiley and Sons, New York.
- Smith, H.J., Bomberger, C.D. and Haynes, L.D. 1981. Evaporation Rates of Intermediate and Low Volatility Chemicals from Water. *Chemosphere*. 10(3): 281-289.
- Staudinger, J. and Roberts, P.V. 1996. A Critical Review of Henry's Law Constants for Environmental Application. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol*. 26:205-297.
- Wanninkhof, R. and Bliven, L. F. 1991. Relationship Between Gas Exchange, Wind Speed, and Radar Backscatter in Large Wind-Wave Tank. *J. Geophys. Res.*, 96(2):2785-2796.

การระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำจำลองที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นสม่ำเสมอ
จรัญ บุญกาญจน์¹ ปรียาภรณ์ ทองสร้อย² และ ชากริต ทองอุไร³

Abstract

Bunyakan, C., Tongsoy, P., and Tongurai, C.

Volatile Organic Compound Evaporation from a Simulated Water Basin with Uniform Temperature and Concentration

The evaporations of volatile organic compounds (VOCs) from a simulated water with uniform temperature and concentration under mixed VOCs and unsteady wind conditions were studied experimentally to assess the validity of previously proposed mass transfer coefficient correlations for predicting the evaporation flux of VOC from water basin. Two sets of VOC evaporation experiment were performed in a wind tunnel-water tank system. First, the evaporation fluxes of acetone and methyl ethyl ketone (MEK) were measured individually from the evaporation experiment of mixture of acetone and MEK in water and compared with the values predicted by the two-film model. The results have shown that the mass transfer coefficient correlations obtained previously from evaporation of single VOC from water predict the evaporation rate of an individual VOC in mixture quite well. This indicated that the presence of a second VOC in the aqueous solution does not have any significant effect on the evaporation rate of the individual components possibly because their concentrations may be too dilute to exhibit any appreciable interaction. The second set of the experiments was the emission of acetone from water under unsteady wind speed with a wind speed range of 0-4.8 m.s⁻¹. This study leads to a procedure for VOC evaporation determination under unsteady wind condition using the mass transfer coefficient correlations proposed previously. The results have shown that the mass transfer coefficients based on the VOC evaporation from water basin under steady wind conditions can actually be applied to predict the time-average volatilization flux under unsteady wind speed condition as well. The results from these two sets of the experiments suggested that the mass transfer coefficient correlations proposed previously could be applied to water basin with uniform temperature and concentration under mixed VOC and unsteady wind conditions.

Keywords: emission, volatilization, mass transfer coefficient, volatile organic compound

¹Ph.D. (Chemical Engineering) Lecturer, ²B.Sc. Master Student, ³D.Eng. (Chemical Engineering) Asst. Prof., Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Prince of Songkla University, Songkhla 90112, Thailand. Corresponding e-mail: bcharun@ratree.psu.ac.th

บทคัดย่อ

จรัญ บุญกาญจน์ ปริญญาตรี ทองสร้อย และ ชاکริต ทองอุไร

การระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำจำลองที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นสม่ำเสมอ

การทดลองศึกษาการระเหยของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile Organic Compound, VOC) จากแหล่งน้ำจำลองที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นสม่ำเสมอ ภายใต้สภาวะที่มี VOC ผสมกันอยู่ และความเร็วลมแบบไม่คงตัวพัดผ่าน มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อตรวจสอบความเป็นไปได้ที่จะนำเอาสมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นก่อนหน้านี้มาใช้ในการทำนายฟลักซ์ของ VOC ที่ระเหยจากแหล่งน้ำ การทดลองที่เกี่ยวข้องแบ่งออกเป็น 2 ชุดการทดลองคือ ชุดที่ 1 เป็นการศึกษาหาค่าฟลักซ์จากการระเหยของอะซีโตนและ เมทิล เอธิล คีโตน (MEK) จากแหล่งน้ำที่มีสารทั้งสองผสมกันอยู่และเปรียบเทียบค่าที่วัดได้กับค่าที่ทำนายโดยใช้ทฤษฎีสองฟิล์ม (Two-film) ผลจากการศึกษาพบว่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้จากกระบวนการ การระเหยของ VOC เดี่ยวๆจากแหล่งน้ำนั้นสามารถใช้ทำนายฟลักซ์ของแต่ละ VOC ที่ระเหยจากแหล่งน้ำที่มี VOC ผสมกันอยู่ได้ แสดงให้เห็นว่าการที่มี VOC ผสมกันอยู่ในแหล่งน้ำนั้นจะไม่ส่งผลกระทบต่ออย่างมีนัยสำคัญต่อฟลักซ์การระเหยของแต่ละ VOC ทั้งนี้อาจเป็นเพราะว่าความเข้มข้นของ VOC อาจจะไม่เจือจางเกินกว่าที่จะเกิดอันตรปฏิกิริยาใดๆระหว่าง VOC ได้ การทดลองชุดที่สองเป็นการทดลองการระเหยของอะซีโตนจากแหล่งน้ำภายใต้ความเร็วลมแบบไม่คงตัว โดยในแต่ละการทดลองความเร็วลมจะมีค่าอยู่ระหว่าง 0-4.8 m.s⁻¹ ผลจากการศึกษานี้นำไปสู่วิธีการใช้สมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นก่อนหน้านี้ในการหาค่าฟลักซ์เฉลี่ยของ VOC ในช่วงเวลาที่สนใจ จากแหล่งน้ำภายใต้ความเร็วลมแบบไม่คงตัวได้ ซึ่งผลการทดลองได้แสดงให้เห็นว่าสมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นภายใต้ความเร็วลมแบบคงตัวนั้น สามารถนำมาประยุกต์ใช้กับกรณีที่มีความเร็วลมไม่คงตัวได้ โดยสรุปแล้วผลการศึกษาจากทั้งสองชุดการทดลองข้างต้นแสดงให้เห็นว่าสมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นก่อนหน้านี้สามารถนำมาประยุกต์ใช้กับแหล่งน้ำ ที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นของสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย สม่ำเสมอ ภายใต้สภาวะที่มี VOC ผสมกันอยู่และมีความเร็วลมแบบไม่คงตัวพัดผ่านได้

บทนำ

น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมหลายๆประเภท เช่น โรงงานกระดาษ โรงงานผลิตเม็ดพลาสติกและพอลิเมอร์ โรงงานผลิตสี มักจะมีสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile Organic Compounds, VOCs) ที่ใช้เป็นตัวทำละลายในโรงงานเหล่านั้น เช่นเมทานอล อะซีโตน คลอโรฟอร์ม เบนซีน และทูลอีน ปะปนอยู่ด้วยเสมอ และเมื่อน้ำเสียเหล่านี้ถูกปล่อยไปรวมอยู่ในแหล่งน้ำเปิดเช่น Equalization basinในระบบบำบัดน้ำเสีย สารประกอบอินทรีย์ระเหยง่ายที่ปนอยู่ก็จะระเหยสู่บรรยากาศส่งผลให้เกิดมลภาวะทางอากาศได้ และยังเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตโดยตรงอีกด้วย จากข้อมูลที่รายงานไว้โดย Ehrenfeld (Ehrenfeld et al., 1986) พบว่าในช่วงเวลาดังกล่าวได้มีการประมาณว่ามีการระเหยของ VOC จากระบบบำบัดน้ำเสียสู่บรรยากาศสูงถึง 1,635,000 ตัน/ปี ซึ่งต่อมาทางสหรัฐอเมริกาได้มีการออกกฎหมายควบคุมการปล่อย VOC สู่บรรยากาศและกำหนดให้โรงงานอุตสาหกรรมต้องรายงานปริมาณของ VOC ที่ปล่อยสู่บรรยากาศเป็นประจำทุกปี (Wit, 1995) จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า ความเร็วลมที่พัดผ่านบ่อน้ำบำบัดน้ำเสียเป็นปัจจัยหลักที่ส่งผลให้ VOC ระเหยสู่บรรยากาศได้อย่างรวดเร็ว จึงได้มีการศึกษาผลของความเร็วลมต่ออัตราการระเหยของ VOC กันอย่างกว้างขวางทั้งโดยการใช้อุโมงค์ลมในห้องปฏิบัติการ (Mackay et al., 1983; Lunney et al., 1985; และ Bunyakan, 1998) และการศึกษาในภาคสนาม (Wanninkhof et al., 1987; Hartman et al., 1984) ถึงแม้ว่าการศึกษาผลของความเร็วลมต่ออัตราการระเหยของ VOC โดยใช้อุโมงค์ลมจะเป็นวิธีการที่ได้รับการยอมรับ แต่ในการศึกษาที่ผ่านมาในทุกการทดลองในอุโมงค์ลมเป็นการศึกษาการระเหยของ VOC เดี่ยวๆจากแหล่งน้ำภายใต้ความเร็วลมแบบคงตัว อย่างไรก็ตามในทางธรรมชาติความเร็วลมที่พัดผ่านแหล่งน้ำเสียนั้นจะเป็นความเร็วลมที่ไม่คงตัวแต่จะมีการเปลี่ยนแปลงอยู่ตลอดเวลา อีกทั้งในแหล่งน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมเคมีก็จะมี VOC ผสมกันอยู่มากกว่า 1 ชนิด จึงจำเป็นต้องศึกษาการระเหยของ VOC ภายใต้สภาวะเหล่านี้โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อ (1) ศึกษาผลของการมีอันตรปฏิกิริยา (interaction) ระหว่าง VOC ต่อพลັกซ์การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำ และ (2) ศึกษาผลของความเร็วลมแบบไม่คงตัวต่อพลັกซ์การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำ ผลจากการศึกษานี้จะสามารถใช้ตรวจสอบความเป็นไปได้ที่จะนำเอาสมการเอ็มพิริคัลของสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลที่ได้พัฒนาขึ้นก่อนหน้ามาใช้กับแหล่งน้ำที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นของ VOC สม้ำเสมอ ภายใต้สภาวะซึ่งมี VOC ผสมกันอยู่และมีความเร็วลมแบบไม่คงตัวพัดผ่านได้

อุปกรณ์ และวิธีการทดลอง

ชุดทดลองประกอบด้วยถังระเหย (Volatilization Tank) รูปสี่เหลี่ยมยาว 3.9 เมตร กว้าง 0.4 เมตร และสูง 0.2 เมตร ติดตั้งอยู่ใต้อุโมงค์ลม ยาว 4 เมตร กว้าง 0.5 เมตร และสูง 0.5 เมตร ซึ่งชุดถังระเหยและอุโมงค์ลมนี้ออกแบบให้สามารถควบคุมความเร็วลมเหนือผิวน้ำและอุณหภูมิของน้ำภายในถังระเหยได้ รายละเอียดต่างๆของชุดการทดลองแสดงใน Figure 1 และมีรายงานไว้ทั่วไป (Bunyakan et al., 2001)

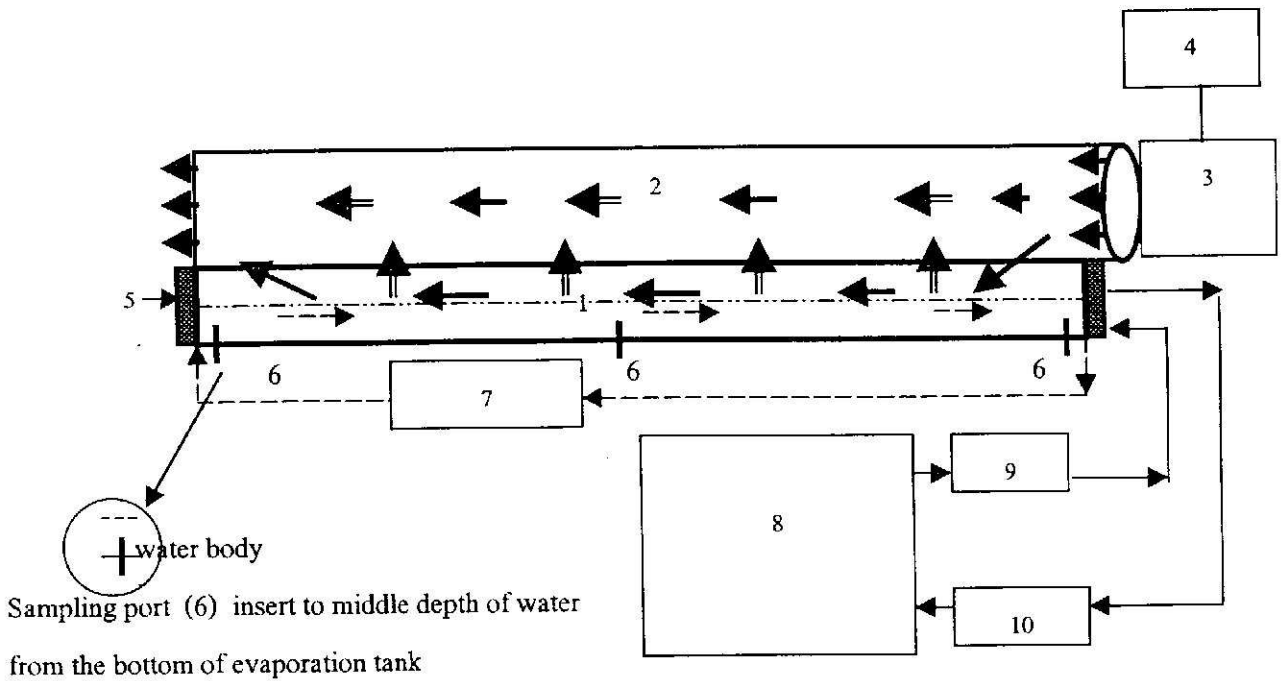


Figure 1 Schematic of wind tunnel-water tank system for unsteady state evaporation experiments (1 water tank, 2 wind tunnel, 3 blower, 4 inverter, 5 water tank jacket, 6 sampling port, 7,9,10 pump, 8 hot water tank and temperature controller)

→ jacket circulation loop, -→ water tank circulation loop, → wind direction
 ⇒ VOC evaporation direction, - - - - - water level in evaporation tank

การศึกษาผลของการมีอันตรปฏิกิริยาระหว่าง VOC ต่อการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำทำโดยเตรียมสารละลายผสมของ อะซีโตน และ เมทิล เอธิล คี โตน (MEK) ในน้ำปริมาตร 120 ลิตรให้ความเข้มข้นของทั้งอะซีโตน และ MEK ในแหล่งน้ำประมาณ 1000 มก/ลิตร เตรียมสารละลายดังกล่าวลงในถังระเหยที่ใช้ทดลอง แล้วจึงเปิดปั๊มไหลเวียนของถังระเหยเพื่อให้เกิดการไหลเวียนของน้ำภายในถังระเหยด้วยอัตราการไหลประมาณ 15 ลิตร/นาที เพื่อให้ความเข้มข้นของ VOC และอุณหภูมิของน้ำภายในถังระเหยมีลักษณะสม่ำเสมอทั่วทั้งถังตลอดการทดลอง เปิดพัดลมให้มีกระแสลมพัดผ่านผิวน้ำด้วยความเร็วลมที่ต้องการ และเริ่มเก็บตัวอย่างสารละลายเพื่อหาความเข้มข้นเริ่มต้นของ VOC ในถังระเหยและหลังจากนั้นก็ทำการเก็บตัวอย่างที่เวลาต่างๆ ตามที่กำหนดไว้จนสิ้นสุดการทดลอง

โดยวิธีการการเก็บตัวอย่างและการวัดความเร็วลมใช้วิธีเดียวกันกับที่ได้รายงานไว้แล้ว (จรัญ และคณะ, 2544; Bunyakan et. al.2001) ความเร็วลมเฉลี่ยที่ระยะ 10 เซนติเมตร เหนือผิวน้ำ (U_{10cm}) ที่ใช้ในการศึกษานี้อยู่ในช่วง 0-4.8 เมตร/วินาที อุณหภูมิของน้ำภายในถังควบคุมด้วยน้ำที่ไหลเวียนในแจ็กเก็ตของถังระเหยโดยอุณหภูมิของน้ำที่ศึกษามีค่าประมาณ 25 ± 1 °C ในขณะที่อุณหภูมิและความชื้นสัมพัทธ์ของอากาศในช่วงที่ทำการศึกษามีค่าประมาณ 28 ± 1 °C และ 70-80 % ตามลำดับ ตัวอย่างของสารละลายที่เก็บที่เวลาต่างๆ จะเก็บไว้ในตู้เย็นและทำการวิเคราะห์หาความเข้มข้นของ VOC แต่ละชนิดโดยใช้ แก๊สโครมาโทกราฟี (Hewlett Packard, Model 5790A) ที่ใช้เครื่องตรวจหา (Detector) ชนิด FID ทำงานที่อุณหภูมิ 300 °C อุณหภูมิของเตาอบ (Oven) เท่ากับ 80 °C และอุณหภูมิของ อินเจกชัน (Injection port) เท่ากับ 250 °C คอลัมน์ที่ใช้ในการวิเคราะห์เป็นแพ็คคอลัมน์ความยาว 6ft บรรจุด้วย 10% Carbowax 20M และอัตราการไหลของแก๊สพาเท่ากับ 20 มล/นาที ความเข้มข้นของ VOC แต่ละชนิดที่วัดได้ที่เวลาต่างๆจะถูกนำไปวิเคราะห์หาค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลและฟลักซ์ของการระเหยของ VOC นั้นๆ

การศึกษาระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำภายใต้สภาวะความเร็วลมแบบไม่คงตัวทำโดยการ เตรียมละลายอะซีโตนในน้ำให้มีความเข้มข้นประมาณ 1000 มก/ลิตร สารละลายดังกล่าวปริมาตร 120 ลิตร ถูกปั๊มเข้าสู่ถังระเหยและเปิดปั๊มไหลเวียนของถังระเหยเพื่อให้ความเข้มข้นของอะซีโตนสม่ำเสมอทั่วทั้งถัง ตั้งโปรแกรมปรับความถี่ของอินเวอร์เตอร์เพื่อควบคุมความเร็วของพัดลมให้มีการเปลี่ยนแปลงกับเวลา ดังนั้นความเร็วลมที่พัดผ่านผิวน้ำภายในช่วงเวลาที่กำหนด (time interval, t_i) จะมีค่าคงที่ที่ความเร็วลมค่าหนึ่ง (U_i) และจะเปลี่ยนไปมีค่าคงที่ที่ความเร็วลมอีกค่าหนึ่งในช่วงเวลาถัดไป เพื่อจำลองสภาพของกระแสลมแบบไม่คงตัวตามธรรมชาติความเร็วลมในแต่ละช่วงเวลาจะถูกกำหนดให้มีค่าต่างกันตลอดการทดลอง โดยในแต่ละการทดลองความเร็วลม (U_i) จะแปรเปลี่ยนอยู่ระหว่าง 0-4.8 เมตร/วินาที และตลอดการทดลองอุณหภูมิของน้ำในถังระเหยจะถูกควบคุมให้คงที่ที่ 25 ± 1 °C ส่วนอุณหภูมิและความชื้นของอากาศตลอดช่วงของการศึกษาอยู่ในช่วง 28 ± 1 °C และ 70-80 % ตามลำดับ ในระหว่างการทดลองจะทำการวัดความเข้มข้นของอะซีโตนที่เหลืออยู่ในแหล่งน้ำที่เวลาต่างๆโดยใช้แก๊สโครมาโทกราฟีดังรายละเอียดข้างต้น ความเข้มข้นของอะซีโตนที่วัดได้ที่ช่วงเวลา (t_i) และความเร็วลม (U_i) ต่างๆของแต่ละการทดลองจะถูกนำไปวิเคราะห์หาค่าฟลักซ์ของการระเหยสำหรับการทดลองนั้นๆ และสภาวะเริ่มต้นของการทดลองต่างๆที่ใช้ในการศึกษานี้แสดงดัง Table 1

ผลการทดลองและวิจารณ์

ผลของอันตรปฏิบัติริยาระหว่าง VOC ต่อสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม (K_{OL}) และฟลักซ์ของ VOC (N_{VOC}) ที่ระเหยจากแหล่งน้ำ

การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดที่ไม่มีลมเข้าและออกของ VOC จากแหล่งน้ำนั้นๆจะทำให้ความเข้มข้นของ VOC ในแหล่งน้ำลดลงตามเวลาดังแสดงใน Figure 2 ซึ่งจากข้อมูลของความเข้มข้นที่เวลาต่างๆก็สามารถหาค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม (Overall mass transfer coefficient, K_{OL}) ได้

Table 1 summarized the experiment conditions

1.1 Evaporation of acetone and MEK from water at steady wind speed

Run No.	U_{10cm} ($m s^{-1}$)	t_{water} ($^{\circ}C$)	Concentration of VOC in water ($mg L^{-1}$)	
			Acetone	MEK
1	0.46	25 ± 1	990	0.00
2	2.58	25 ± 1	1037	0.00
3	4.80	25 ± 1	967	0.00
4	0.00	25 ± 1	0.00	980
5	0.46	25 ± 1	0.00	1094
6	2.58	25 ± 1	0.00	990
7	4.21	25 ± 1	0.00	1050
8	0.0	25 ± 1	1020	1061
9	0.46	25 ± 1	1033	1143
10	2.58	25 ± 1	1015	998
11	4.21	25 ± 1	1001	1052
12	4.80	25 ± 1	986	995

1.2 Evaporation of acetone and MEK from water under unsteady wind speed pattern I and pattern II

1.2a Wind speed pattern I : ($t_{water} = 25 \pm 1^{\circ}C$, $t_{air} = 28 \pm 1^{\circ}C$, Initial concentration of acetone = $844 mg L^{-1}$)

Time (s)	0	3600	5400	9000	10800	12600
U_{10cm} ($m s^{-1}$)	0	0	4.21	1.52	4.80	2.58

1.2b Wind speed pattern II: ($t_{water} = 25 \pm 1^{\circ}C$, $t_{air} = 28 \pm 1^{\circ}C$, Initial acetone concentration = $1019 mg L^{-1}$)

Time (s)	0	1800	3600	7200	10800	11400	12000	13800	15600	16800	18000
U_{10cm} ($m s^{-1}$)	1.52	1.52	1.52	0.0	0.0	4.79	4.79	0.46	0.46	4.21	4.21

ซึ่งสำหรับการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดจะสามารถหาค่า K_{ol} ได้จากความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นกับเวลา ดังสมการ (1)

$$\ln \frac{C_{L,t}}{C_{L,o}} = -K_{ol} \frac{A}{V} t \quad (1)$$

เมื่อ K_{ol} คือสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม ($m s^{-1}$) $C_{L,t}$ คือความเข้มข้นของ VOC ในแหล่งน้ำที่เวลาใดๆ ($mg L^{-1}$) $C_{L,o}$ คือความเข้มข้นของ VOC ในแหล่งน้ำที่เวลาเริ่มต้น ($mg L^{-1}$) A คือพื้นที่ของกระเหย (m^2) V คือปริมาตรของแหล่งน้ำ (m^3) และ t คือเวลาใดๆ (s) ค่า K_{ol} ที่ได้จากการระเหยของ อะซีโตน และ MEK จากสารละลายผสมของอะซีโตน และ MEK ในแหล่งน้ำ ได้แสดงเปรียบเทียบกับค่า K_{ol} ที่ได้จากการระเหยของอะซีโตน และ MEK เดี่ยวๆจากแหล่งน้ำดัง Figure 3 และ Figure 4 ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้อย่างชัดเจนจากรูปดังกล่าวว่า K_{ol} ที่ได้จากการระเหยของ อะซีโตน และ MEK ในทั้งสองกรณีมีค่าที่ใกล้เคียงกันมากจึงสามารถกล่าวได้ว่าการที่มี VOC ผสมกันอยู่ในแหล่งน้ำด้วยความเข้มข้นที่เจือจางนั้นจะไม่มีผลต่ออัตราการระเหยของ VOC เหล่านั้น

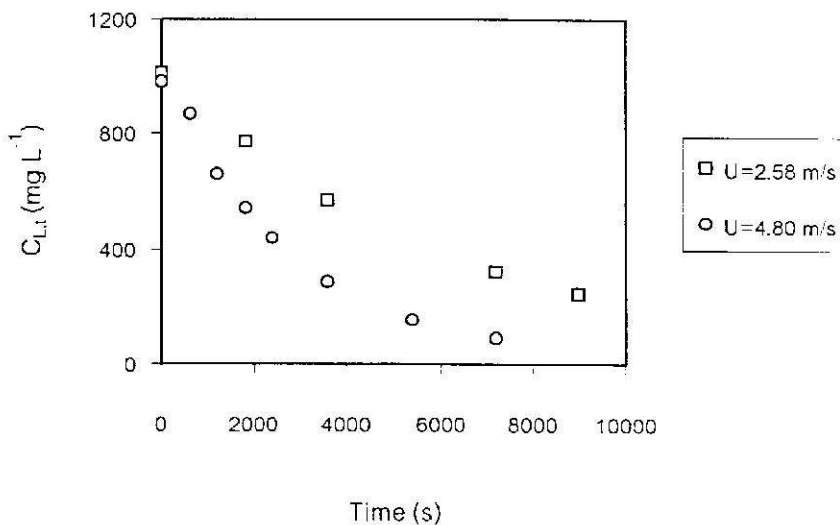


Figure 2 Typical concentration-time data for volatilization of acetone from water at 25 ± 1 °C

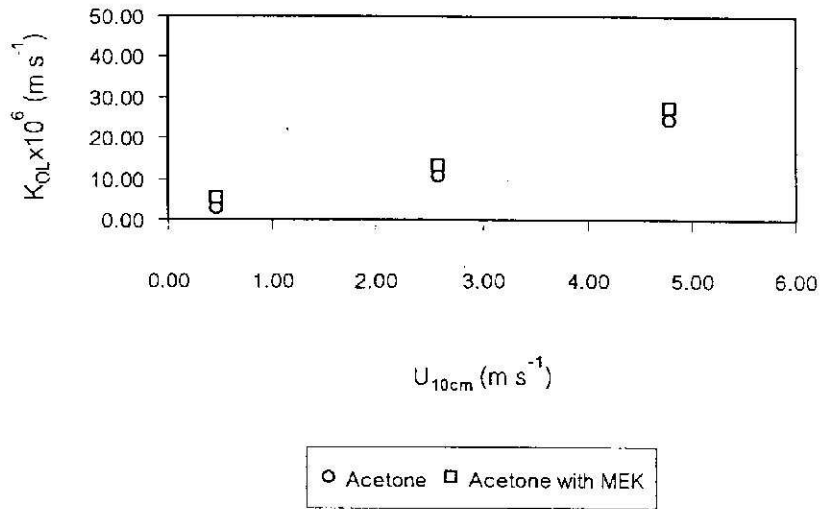


Figure 3. The comparison of K_{OL} of acetone to K_{OL} of acetone in the presence of MEK at water temperature of 25 ± 1 °C

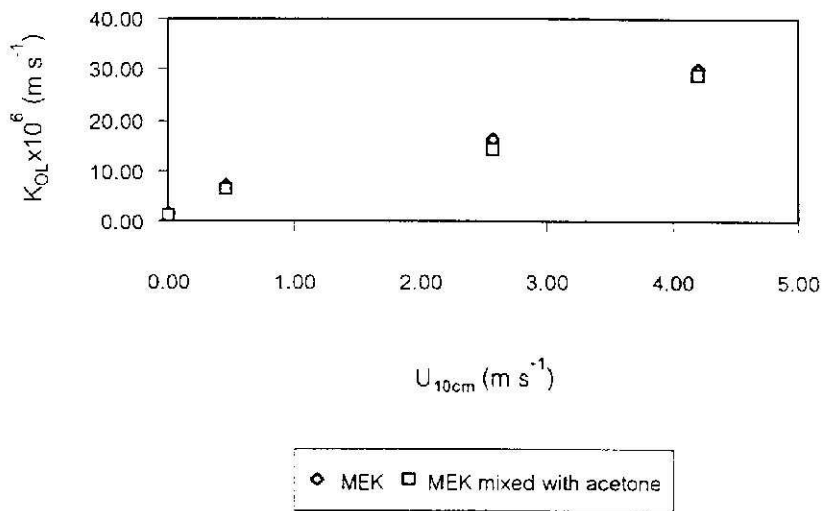


Figure 4. The comparison of K_{OL} of MEK to K_{OL} of MEK in the presence of acetone at water temperature of 25 ± 1 °C

นั่นคือ VOC แต่ละชนิดที่ผสมกันอยู่ในแหล่งน้ำจะมีพฤติกรรมการระเหยเสมือนอยู่เดี่ยวๆในแหล่งน้ำนั้น ดังนั้นอัตราการระเหยของ VOC แต่ละชนิดจากแหล่งน้ำที่มี VOC ผสมกันอยู่ก็จะสามารถหาค่าได้โดยอิสระต่อกันและอัตราการระเหยต่อหนึ่งหน่วยพื้นที่หรือฟลักซ์ของ VOC ใดๆที่ระเหยจากแหล่งน้ำเปิดใดๆที่มี VOC ผสมกันอยู่สามารถคำนวณได้โดยใช้ทฤษฎีสองฟิล์มดังสมการ (2)

$$N_{VOC,i} = K_{OL,i} C_{L,i} \quad (2)$$

เมื่อ $N_{VOC,i}$ คือฟลักซ์ของ VOC i ที่ระเหยจากแหล่งน้ำเปิดใดๆที่มี VOC ผสมกันอยู่ ($\text{g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) $C_{L,i}$ คือความเข้มข้นของ VOC i ในแหล่งน้ำ (g m^{-3}) และ $K_{OL,i}$ คือสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ VOC i (m s^{-1}) ซึ่งเป็นฟังก์ชันอยู่กับตัวแปรอื่นๆดังสมการ

$$\frac{1}{K_{OL,i}} = \frac{1}{k_{L,i}} + \frac{RT}{H_i k_{G,i}} \quad (3)$$

เมื่อ $k_{G,i}$ คือสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของ VOC i (m s^{-1}) $k_{L,i}$ คือสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC i (m s^{-1}) คืออุณหภูมิของแหล่งน้ำ (K) และ H_i คือค่าคงที่ของเฮนรี ($\text{atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$) สำหรับ VOC i จากสมการ (3) ถ้าทราบ $k_{G,i}$ และ $k_{L,i}$ ก็จะสามารถคำนวณหาค่า $K_{OL,i}$ ได้และเมื่อทราบค่า $K_{OL,i}$ แล้วก็จะสามารถคำนวณหาค่า $N_{VOC,i}$ ได้จากสมการ (2) ส่วนฟลักซ์รวมของ VOC ทุกชนิดที่ผสมกันอยู่ในแหล่งน้ำใดๆก็สามารถหาได้โดยการรวมฟลักซ์ของแต่ละ VOC เข้าด้วยกันดังสมการ (4)

$$N_{VOCs} = \sum_{i=1}^n N_{VOC,i} \quad (4)$$

ดังนั้น k_G และ k_L จึงเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับการหาฟลักซ์การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำซึ่งล่าสุด Bunyakan et al. (Bunyakan et al., 2001) ได้เสนอสมการเอมพิริคัลของ k_G และ k_L สำหรับการประยุกต์ใช้กับแหล่งน้ำเปิดใดๆดังแสดงด้วยสมการ (5) ถึงสมการ (7)

$$k_{G,i} = (4.37 \times 10^{-3} U_{10cm} + 2.25 \times 10^{-3}) (1.034)^{t-25} \left[\frac{32.04}{MW_i} \right]^{0.5} \quad (5)$$

สำหรับ $0 \leq U_{10cm} \leq 4.80 \text{ m/s}$ และ $25 \leq t \leq 45^\circ\text{C}$

$$k_{L,i} = (2.33 \times 10^{-6} U_{10cm} + 9.71 \times 10^{-6}) (1.078)^{t-25} \left[\frac{92.14}{MW_i} \right]^{0.5} \quad (6)$$

สำหรับ $0 \leq U_{10cm} \leq 2.58 \text{ m/s}$ และ $25 \leq t \leq 45^\circ\text{C}$ และ

$$\text{และ } k_{L,i} = (1.89 \times 10^{-5} U_{10cm} - 3.38 \times 10^{-5}) (1.078)^{t-25} \left[\frac{92.14}{MW_i} \right]^{0.5} \quad (7)$$

สำหรับ $2.58 < U_{10cm} \leq 4.80 \text{ m/s}$ และ $25 \leq t \leq 45^\circ\text{C}$

เมื่อ U_{10cm} = ความเร็วลมเฉลี่ยที่ระดับ 10 cm เหนือผิวน้ำ (m s^{-1})

t = อุณหภูมิของแหล่งน้ำ ($^\circ\text{C}$)

MW_i = น้ำหนักโมเลกุลของ VOC i (g mol^{-1})

โดยการรวมสมการ (2), (3),(5),(6) และ (7) เข้าด้วยกันก็จะสามารถหาค่า $N_{VOC,i}$ จากแหล่งน้ำเปิดใดๆได้ ถึงแม้ว่าสมการของ $K_{G,i}$ และ $K_{L,i}$ ที่แสดงดังสมการ (5) ถึงสมการ (7) จะเป็นสมการเอ็มพิริคัลที่ได้จากการทดลองโดยการระเหยของ VOC เดียวๆจากแหล่งน้ำ แต่จากผลการทดลองใน Figure 3 และ Figure 4 ได้แสดงให้เห็นแล้วว่าค่า $K_{OL,i}$ ที่ได้จากการระเหยของ VOC i เดียวๆจากแหล่งน้ำมีค่าเท่ากับค่า $K_{OL,i}$ ที่ได้จากการระเหยของ VOC i จากแหล่งน้ำที่มี VOC ผสมกันอยู่ จึงเป็นสิ่งยืนยันได้ว่าสามารถใช้สมการ (5) ถึงสมการ (7) ในการหาค่า $N_{VOC,i}$ จากแหล่งน้ำเปิดที่มี VOC ผสมกันอยู่ได้ อย่างไรก็ตามเพื่อตรวจสอบความถูกต้องของสมการ (5) ถึงสมการ (7) สำหรับสภาวะดังกล่าวจะทดลองใช้ชุดสมการเหล่านี้คำนวณค่าฟลักซ์เฉลี่ยของการระเหยของอะซีโตนและ MEK โดยสมการ (3) จากนั้นจึงเปรียบเทียบค่าฟลักซ์เฉลี่ยที่ได้จากการคำนวณกับค่าฟลักซ์ที่วัดได้จากการทดลองจริง ซึ่งหาได้จากมวลของ VOC ที่หายไปในกระบวนการการระเหยหารด้วยพื้นที่ของการระเหยและเวลาของการระเหยดังสมการ (8)

$$N_{VOC}(\text{exp}) = \frac{m_i - m_f}{At_t} \quad (8)$$

เมื่อ $N_{VOC}(\text{exp})$ คือฟลักซ์ที่วัดได้จากการทดลอง m_i คือมวลของ VOC ในแหล่งน้ำ ณ เวลาเริ่มต้น (g) m_f คือมวลของ VOC ในแหล่งน้ำที่เวลาสุดท้าย (g) A คือพื้นที่ของการระเหย (m^2) และ t_t คือเวลาของการระเหย(s) ตามลำดับ โดยการเปรียบเทียบ $N_{VOC,i}$ ที่คำนวณได้ตามสมการ (3) กับค่าที่วัดได้จากการทดลองตามสมการ (8) ก็จะสามารถตรวจสอบความถูกต้องของการประยุกต์ใช้สมการ (5), (6) และ (7) กับแหล่งน้ำที่มี VOC หลายชนิดผสมกันอยู่ได้ ค่าของตัวแปรอื่นๆที่จำเป็นในการคำนวณค่าฟลักซ์ของ อะซีโตนและของ MEK คือค่า H ซึ่งสามารถหาได้จากการตรวจเอกสาร (Staudinger et al., 1996) และได้แสดงไว้พร้อมกับข้อมูลอื่นๆใน Table 2a และ Table 2b สำหรับการระเหยของอะซีโตนและ MEK ตามลำดับ

Table 2 Simultaneously volatilization of MEK and acetone from water

(a) Wind speed, concentration, volatilization time and mass transfer coefficient for volatilization of acetone from water in the presence of MEK

U_{10cm} (m s^{-1})	$C_{L,o}$ (mg L^{-1})	$C_{L,f}$ (mg L^{-1})	$C_{L,average}$ (mg L^{-1})	t_t (s)	A (m^2)	V (m^3)	$H \times 10^5$ ($\text{atm m}^3 \text{mol}^{-1}$) (at 25 °C)
0.46	1033	161	594	28,800	1.47	0.12	3.33
2.58	1015	242	556	9,000	1.47	0.12	3.33
4.80	986	91	504	7,200	1.47	0.12	3.33

(b) Wind speed, concentration, volatilization time and mass transfer coefficient for volatilization of MEK from water in the presence of acetone

U_{10cm} ($m\ s^{-1}$)	$C_{L,o}$ ($mg\ L^{-1}$)	$C_{L,f}$ ($mg\ L^{-1}$)	$C_{L,average}$ ($mg\ L^{-1}$)	t_t (s)	A (m^2)	V (m^3)	$H \times 10^5$ ($atm\ m^3\ mol^{-1}$) (at 25 °C)
0.00	1061	607	889	32,400	1.47	0.12	3.33
0.46	1143	127	625	28,800	1.47	0.12	3.33
2.58	998	152	527	10,800	1.47	0.12	3.33
4.21	1052	91	479	7,200	1.47	0.12	3.33

ค่าฟลักซ์ที่ได้จากการทดลอง ($N_{VOC,exp}$) ได้แสดงเปรียบเทียบกับค่าฟลักซ์ที่ได้จากการคำนวณ ($N_{VOC,i}$) ใน Figure 5 และ Figure 6 สำหรับอะซีโตนและ MEK ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้อย่างชัดเจนจากรูปดังกล่าวว่า ค่าฟลักซ์ที่ได้จากการคำนวณสอดคล้องกับค่าที่วัดได้จากการทดลอง ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าสมการที่ (5) (6) และ (7) สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการหาฟลักซ์หรืออัตราการระเหยของ VOC ในแหล่งน้ำเปิดที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นของ VOC สม่่าเสมอ ภายใต้สภาวะที่มี VOC ผสมกันอยู่ได้

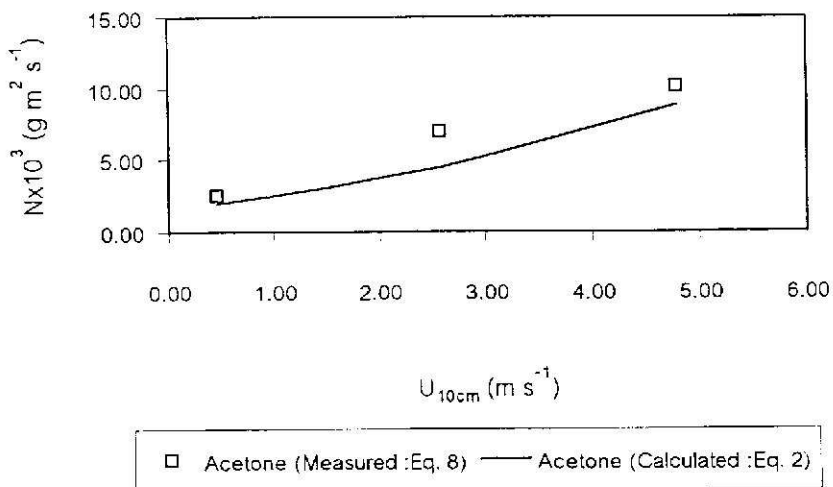


Figure 5 The comparison of measured volatilization flux of acetone to the calculated value at a water temperature of 25 ± 1 °C

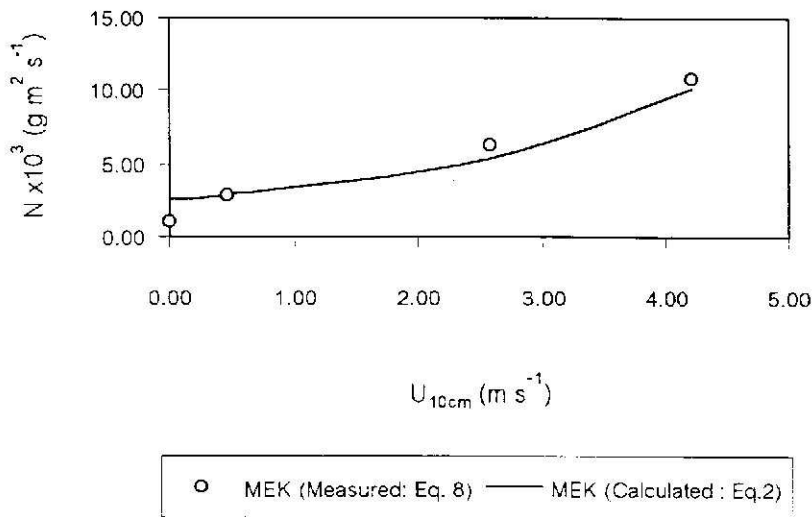
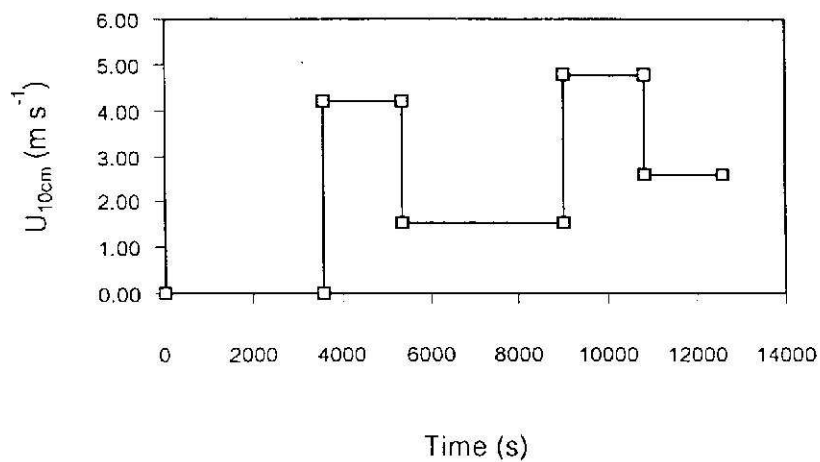


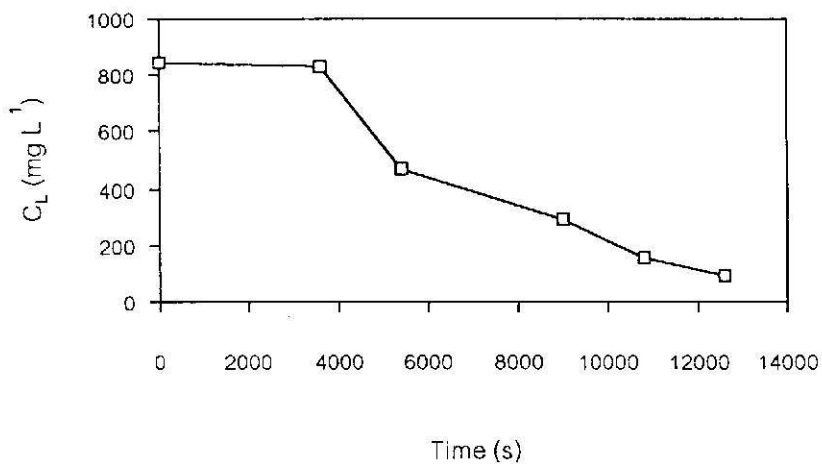
Figure 6 The comparison of measured volatilization flux of MEK to the calculated value at a water temperature of 25 ± 1 °C

ผลของความเร็วมแบบไม่คงตัวต่อฟลักซ์การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำและการหาค่าฟลักซ์เฉลี่ยภายใต้สภาวะความเร็วมไม่คงตัว

การศึกษาผลของความเร็วมแบบไม่คงตัวต่อฟลักซ์ของการระเหยของอะซีโตนจากแหล่งน้ำนั้นทำโดยการทดลองแปรเปลี่ยนความเร็วมกับเวลาของการระเหยเป็น 2 รูปแบบคือแบบ I (Pattern I) และแบบ II (Pattern II) ดังแสดงใน Figure 7a และ Figure 8a ตามลำดับ และจากการตรวจวัดความเข้มข้นของอะซีโตนในแหล่งน้ำจากทั้งสองกรณีข้างต้นได้ข้อมูลของความเข้มข้นกับเวลาตามเวลาที่แสดงใน Figure 7b และ Figure 8b สำหรับความเร็วมแบบ I และ แบบ II ตามลำดับ ซึ่งลักษณะของการเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้นของอะซีโตนกับเวลาจะแตกต่างจากกรณีที่มีกระแสลมคงตัวอย่างเห็นได้ชัด (ดู Figure 2) และเนื่องจากความชันของกราฟระหว่างความเข้มข้นกับเวลาแปรผันโดยตรงกับฟลักซ์ของการระเหย ดังนั้นจาก Figure 7b และ Figure 8b จะเห็นได้อย่างชัดเจนว่าการลดลงของฟลักซ์กับเวลาไม่ได้มีรูปแบบที่แน่นอน แต่นอกจากจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของ VOC ในขณะนั้นแล้วยังขึ้นอยู่กับความเร็วมและช่วงเวลาที่ความเร็วมนั้นคงตัวด้วย

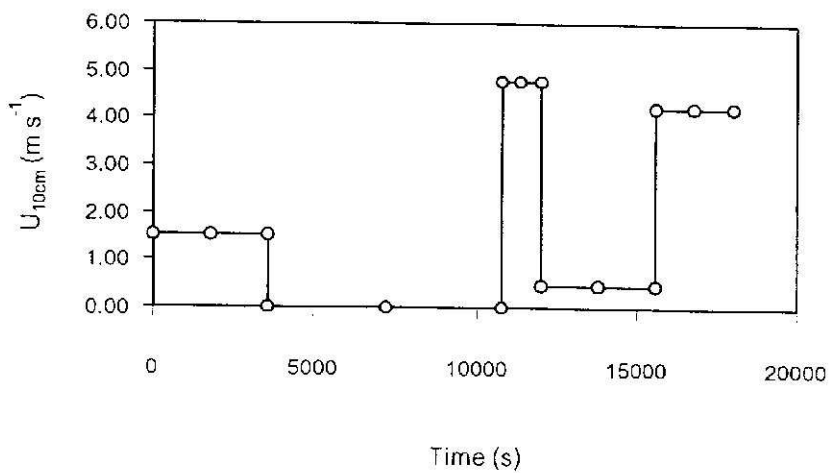


(a)

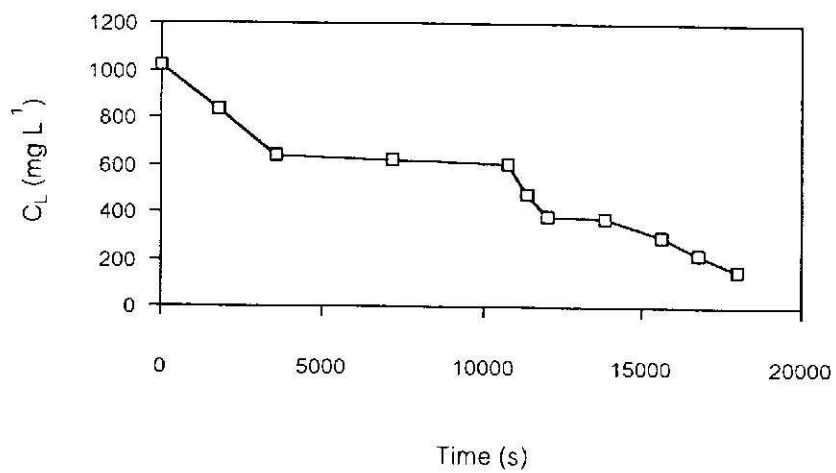


(b)

Figure 7 a) Diagram of the unsteady wind speed pattern I and b) the concentration of acetone as function of time for the volatilization of acetone from water at 25 ± 1 °C corresponding to unsteady wind speed pattern I

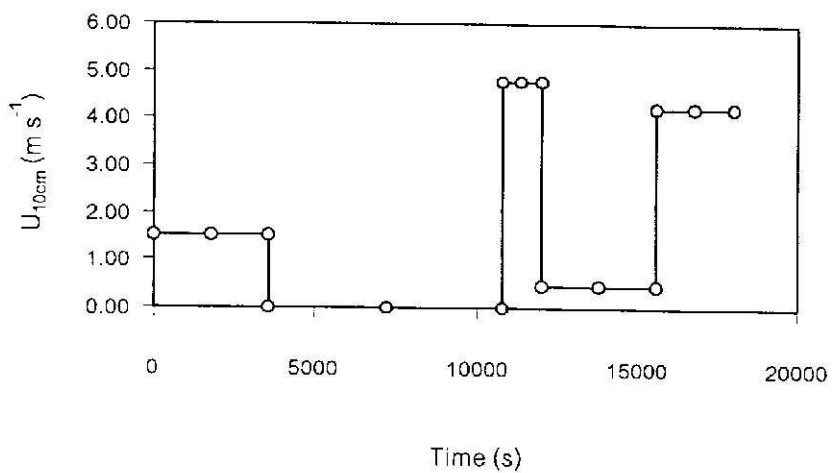


(a)

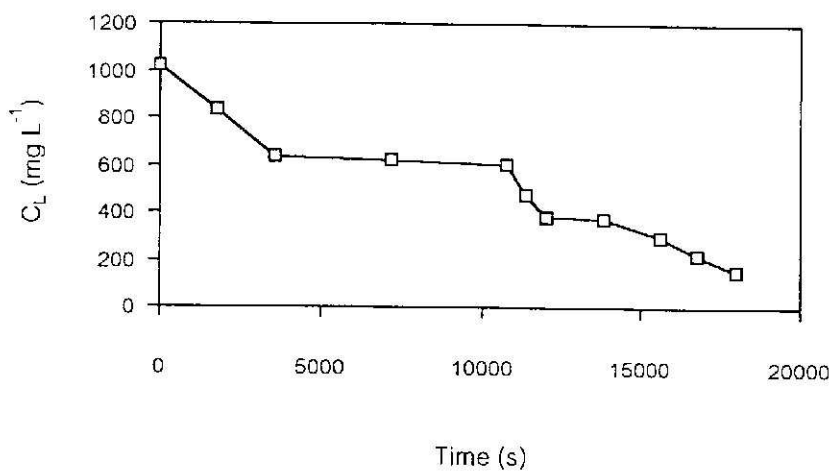


(b)

Figure 8 a) Diagram of the unsteady wind speed pattern II and b) the concentration of acetone as function of time for the volatilization of acetone from water at 25 ± 1 °C corresponding to unsteady wind speed pattern II



(a)



(b)

Figure 8 a) Diagram of the unsteady wind speed pattern II and b) the concentration of acetone as function of time for the volatilization of acetone from water at 25 ± 1 °C corresponding to unsteady wind speed pattern II

ดังนั้นสำหรับกรณีนี้การคำนวณค่าฟลักซ์ในรูปของฟลักซ์เฉลี่ย ($N_{VOC,average}$) น่าจะเป็นวิธีการที่เหมาะสมที่สุดซึ่งการหาค่า $N_{VOC,average}$ ดังกล่าวก็ยังสามารถทำได้โดยการใช้สมการ (2) ถึงสมการ (7) แต่เนื่องจากสมการของสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสมการของสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่แสดงโดยสมการ (5), (6), และ (7) นั้นได้จากการทดลองโดยใช้ความเร็วลมแบบคงตัว จึงต้องมีวิธีการที่จะนำเอาสมการเหล่านี้มาประยุกต์ใช้กับแหล่งน้ำที่มีกระแสลมแบบไม่คงตัวพัดผ่าน วิธีการที่เหมาะสมที่สามารถทำได้ในทางปฏิบัติเพื่อหาค่าเฉลี่ยของ ฟลักซ์การระเหยในตลอดช่วงเวลาที่สนใจ คือ ทำการตรวจวัดความเร็วลมและความเข้มข้นของ VOC ในแหล่งน้ำในช่วงเวลาใดๆ (t_i) ที่กำหนด จากนั้นจึงหาค่าเฉลี่ยของความเร็วลม (U_i) และค่าเฉลี่ยของความเข้มข้นของ VOC ($C_{L,i}$) ในแต่ละช่วงเวลา t_i นั้น ซึ่งเมื่อทราบค่า U_i ในช่วงเวลา t_i ก็จะสามารถคำนวณหา k_G และ k_L ได้ จากนั้นจึงคำนวณค่าเฉลี่ยของ k_G , k_L และ C_L ตลอดช่วงเวลาของการระเหย $\sum t_i$ โดยใช้ช่วงเวลาเป็นตัวถ่วงดังสมการ (9) ถึงสมการ (11)

$$k_{G,average} = \frac{\sum(k_G t_i)}{\sum t_i} \quad (9)$$

$$k_{L,average} = \frac{\sum(k_L t_i)}{\sum t_i} \quad (10)$$

$$C_{L,average} = \frac{\sum(C_{L,i} t_i)}{\sum t_i} \quad (11)$$

เมื่อได้ค่า $k_{G,average}$, $k_{L,average}$ และ $C_{L,average}$ ก็จะสามารถหาค่าเฉลี่ยของ $K_{OL,average}$ และ $N_{VOC,average}$ ได้ดังสมการที่ (12) และสมการที่ (13) ตามลำดับ

$$\frac{1}{K_{OL,average}} = \frac{1}{k_{L,average}} + \frac{RT}{Hk_{G,average}} \quad (12)$$

$$N_{VOC,average} = K_{OL,average} C_{L,average} \quad (13)$$

เพื่อตรวจสอบความถูกต้องของชุดสมการ (5)-(7) และ สมการ (9) –(13) จะทดลองใช้ชุดสมการเหล่านี้คำนวณค่าฟลักซ์เฉลี่ยจากการระเหยของอะซีโตนภายใต้ความเร็วลมไม่คงตัวตาม แบบ I (Figure 7a) และแบบ II (Figure 8a) จากนั้นจึงเปรียบเทียบค่าฟลักซ์เฉลี่ยที่คำนวณได้กับค่าที่วัดได้จากการทดลองโดยตรง ซึ่งสามารถหาค่าได้จากสมการ (8) และจากการเปรียบเทียบดังกล่าวก็จะสามารถตรวจสอบความถูกต้องของการประยุกต์ใช้สมการ (5), (6) และ (7) กับแหล่งน้ำที่มีความเร็วแบบไม่คงตัวพัดผ่านได้

Table 3 และ Table 4 แสดงข้อมูลของความเร็วลม (U_i) และความเข้มข้นของ VOC ในแหล่งน้ำ ($C_{L,i}$) ที่ช่วงเวลาที่ต่างๆ (t_i) สำหรับรูปแบบของความเร็วลม แบบ I และ แบบ II ตามลำดับ จากข้อมูลของความเร็วลม U_i ก็จะสามารถคำนวณหาค่า k_G และ k_L ที่ t_i ต่างๆ ได้โดยใช้สมการ (5), (6), และ (7) จากนั้นจึงคำนวณหาค่า $k_{G,average}$ และ $k_{L,average}$ โดยสมการ (9) และ สมการ (10) จากค่า $k_{G,average}$, $k_{L,average}$, ที่คำนวณได้และค่า H ของ อะซีโตนที่มีรายงานอยู่ทั่วไป (Staudinger, et al.,1966) ก็จะสามารถคำนวณหาค่า $K_{OL,average}$ ได้ตามสมการ (12) ในขณะที่เดียวกันจากข้อมูลของ $C_{L,i}$ ก็จะสามารถคำนวณหา $C_{L,average}$ ได้โดย

สมการ (11) ซึ่งเมื่อทราบทั้งค่า $K_{OL,average}$ และค่า $C_{L,average}$ แล้วก็จะสามารถหาค่า $N_{VOC,average}$ ได้ตามสมการ (13)

Table 3 Experimental data and calculated parameters for the volatilization of acetone under unsteady wind speed pattern I

U_i ($m\ s^{-1}$)	t_i (s)	C_{Li} ($mg\ L^{-1}$)	$k_{Gi} \times 10^3$ ($m\ s^{-1}$)	$k_{Li} \times 10^5$ ($m\ s^{-1}$)	$H \times 10^5$ ($atm\ m^3\ mol^{-1}$) (at 25 °C)
0.00	3600	837	1.67	1.22	3.33
4.21	1800	648	15.34	5.76	3.33
1.52	3600	379	6.61	1.67	3.33
4.80	1800	225	17.22	7.14	3.33
2.58	1800	127	10.05	1.98	3.33

Table 4 Experimental data and calculated parameters for the volatilization of acetone under unsteady wind speed pattern II

U_i ($m\ s^{-1}$)	t_i (s)	C_{Li} ($mg\ L^{-1}$)	$k_{Gi} \times 10^3$ ($m\ s^{-1}$)	$k_{Li} \times 10^5$ ($m\ s^{-1}$)	$H \times 10^5$ ($atm\ m^3\ mol^{-1}$) (at 25 °C)
1.52	3600	830	6.61	1.67	3.33
0.00	7200	621	1.67	1.22	3.33
4.80	1200	489	17.22	7.14	3.33
0.46	3600	354	3.16	1.36	3.33
4.21	2400	225	15.34	5.76	3.33

Figure 9 แสดงการเปรียบเทียบค่า $N_{VOC, average}$ ที่ได้จากการคำนวณตามสมการ (13) กับ $N_{VOC} (exp)$ ที่วัดได้จากการทดลองโดยตรงตามสมการ (8) ซึ่งจะเห็นได้จากรูปดังกล่าวว่าฟลักซ์เฉลี่ยที่ได้จากการคำนวณและค่าฟลักซ์เฉลี่ยที่วัดได้จากการทดลองของทั้งความเร็วลมแบบ I และ II มีค่าใกล้เคียงกันโดยความแตกต่างระหว่างค่าฟลักซ์เฉลี่ยที่ได้จากการคำนวณและค่าฟลักซ์เฉลี่ยที่วัดได้จากการทดลองอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ ซึ่งความแตกต่างดังกล่าวอาจจะเป็นผลเนื่องมาจากการระเหยของ VOC ตลอดช่วงเวลาที่สนใจ ($\sum t_i$) จะเกิดขึ้นมากในช่วงที่ความเร็วลมสูงๆ แม้ว่าช่วงเวลา (t_i) นั้นจะสั้นก็ตาม หรือกล่าวอีกนัยหนึ่งได้ว่าค่าสัมประสิทธิ์ในการถ่ายโอนมวลในช่วงที่ความเร็วลมสูงๆมีค่าสูง แต่เนื่องจากช่วงเวลาที่ความเร็วลมขนาดนั้นหัดผ่านเป็นเพียงระยะสั้นๆของช่วงเวลาทั้งหมด เมื่อทำการเฉลี่ยโดยการคูณสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลกับช่วงเวลา (t_i) และหารด้วยผลรวมช่วงเวลาทั้งหมด ($\sum t_i$) อาจทำให้ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลเฉลี่ยมีค่าต่ำกว่าค่าที่ควรจะเป็น ทำให้ค่าฟลักซ์เฉลี่ยที่คำนวณได้มีค่าต่ำกว่าค่าที่วัดได้จริงเล็กน้อย ดัง Figure 9 แต่อย่างไรก็ตามค่าความคลาดเคลื่อนที่เกิดขึ้นนี้ถือได้ว่าอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ ดังนั้นสมการของ k_G และ k_L ที่พัฒนาขึ้นมาจากสภาวะความเร็วลมแบบคงตัวนั้นสามารถนำมาประยุกต์ใช้แหล่งน้ำที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นของ VOC สม่่าเสมอ ภายใต้สภาวะที่มีกระแสลมแบบไม่คงตัวหัดผ่านได้ ตามวิธีการที่นำเสนอข้างต้น

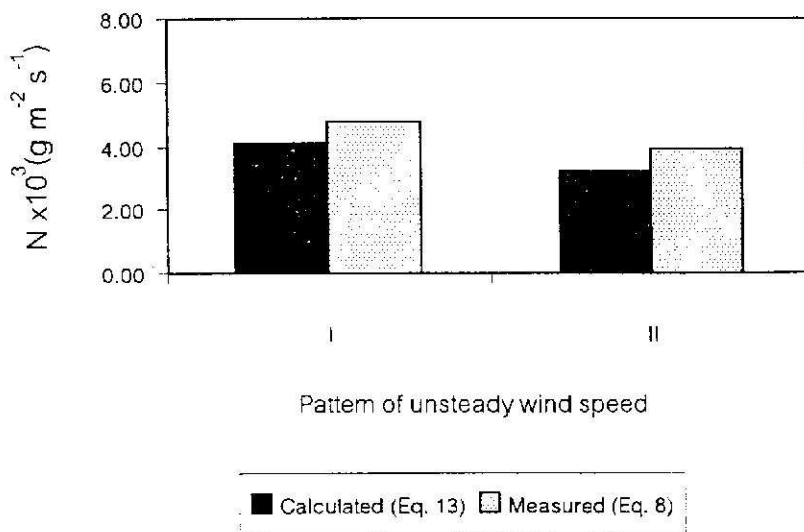


Figure 9 The average volatilization flux of acetone under unsteady wind speed

(Wind speed varied from 0.00-4.80 $m.s^{-1}$, $T_{water} \approx 25 \pm 1^\circ C$)

บทสรุป

จากการศึกษาผลของการมีอันตรกิริยาระหว่าง VOC ต่อฟลักซ์การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำ พบว่าการที่มี VOC ผสมกันอยู่ในแหล่งน้ำด้วยความเข้มข้นที่เจือจางนั้นจะไม่มีผลต่ออัตราการระเหยของ VOC แต่อย่างใด ฟลักซ์การระเหยของ VOC ภายใต้สภาวะดังกล่าวสามารถหาค่าได้โดยใช้ทฤษฎีสองฟิล์มและพบว่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่ได้จากกระบวนการการระเหยของ VOC เดียวๆ จากแหล่งน้ำสามารถใช้หาฟลักซ์การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำที่มี VOC ผสมกันอยู่ได้ ส่วนผลจากการศึกษาผลของความเร็วลมแบบไม่คงตัวต่อฟลักซ์การระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำนั้นพบว่าฟลักซ์ของ VOC ยังคงสามารถหาค่าได้โดยใช้ทฤษฎีสองฟิล์มโดยที่สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่ได้จากกระบวนการการระเหยของ VOC ภายใต้สภาวะความเร็วลมคงที่นั้นตัวสามารถนำมาประยุกต์ใช้หาค่าฟลักซ์ของ VOC ภายใต้สภาวะความเร็วลมแบบไม่คงตัวได้ ซึ่งผลจากการศึกษาในทั้งสองกรณีข้างต้นจะสามารถใช้เป็นแนวทางในการประยุกต์ใช้สมการเอมพิริคัลของสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สและสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวที่ได้จากการทดลองในห้องปฏิบัติการเพื่อหาค่าฟลักซ์ของ VOC จากแหล่งน้ำเปิดที่มีอุณหภูมิและความเข้มข้นของ VOC สม่าเสมอ ภายใต้สภาวะที่มี VOC ผสมกันอยู่และมีความเร็วลมแบบไม่คงตัวพัดผ่านได้

กิตติกรรมประกาศ

การศึกษานี้เป็นส่วนหนึ่งของงานวิจัยที่ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากงบประมาณแผ่นดิน ประจำปี 2543 ขอขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัยที่ให้การสนับสนุนในการทำวิทยานิพนธ์ของนักศึกษาปริญญาโท และขอขอบคุณภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ ที่ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ เครื่องมือวิเคราะห์สารรูปโกล และให้การสนับสนุนในด้านต่างๆจนงานวิจัยสำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

เอกสารอ้างอิง

- จรัญ บุญกาญจน์ ปรียาภรณ์ ทองสร้อย และ ชาคริต ทองอุไร. 2544. สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลสำหรับ ทำนายอัตราการระเหยของสารอินทรีย์ระเหยง่ายจากแหล่งน้ำเปิด: ผลของความเร็วลม. ดอรับตีพิมพ์ ในวารสารสงขลานครินทร์ ฉบับวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี
- Bunyakan, C., Tongsoi, P., and Tongurai, C. 2001. Mass Transfer Coefficient for the Prediction of Volatile Organic Compound Emission Rate from Water Basin. Submitted to Songklanakrin J. Sci. Technol.
- Bunyakan, C. 1998. Mass Transfer Coefficients for Surface Impoundments and the Reduction of Volatile Organic Compound Emissions. Ph.D. Dissertation. Vanderbilt University. Nashville. TN. USA.

- Ehrenfeld et al. 1986. Controlling volatile emissions at hazardous waste site. Noyes Publications.
Park Ridge., N.J.
- Hartman, B., and Hammond, D. E. 1984. Gas Exchange Rate Across the Sediment-water and Air-water
Interfaces in South San Francisco Bay. *J. Geophys. Res.* 89: 3593-3603
- Lunney, P. D., Springer, C. and Thibodeaux, L.J. 1985. Liquid-Phase Mass Transfer
Coefficients for Surface Impoundments. *Environmental Progress*, 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*, 27: 211-217.
- Staudinger, J. and Roberts, P.V. 1996. A Critical Review of Henry's Law Constants for Environmental
Application. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 26:205-297.
- Wanninkhof, R., Ledwell, R. J., and Broecker, S. W. 1987. Gas Exchange on Mono Lake and Crowley Lake,
California. *J. Geophys. Res.*, 92(c13):14,567-14580.
- Witt, A.R., 1993. Steady -State and Dynamic Modeling and Simulation of an Industrial Wastewater
Treatment Plant. Ph.D. Dissertation. Vanderbilt University. Nashville. TN. USA.