



FEAT JOURNAL

FARM ENGINEERING AND AUTOMATION TECHNOLOGY JOURNAL

วารสารวิศวกรรมฟาร์มและเทคโนโลยีการควบคุมอัตโนมัติ

การกำจัดกลิ่นแอมโมเนียในอากาศด้วยกระบวนการกรองชีวภาพ

Ammonia odor removal using biofiltration process

ประพัทธ์ พงษ์เกียรติกุล^{1,2*}, และ สาณท ทองสุจริตพันธ์¹Prapat Pongkiatkul^{1,2*}, and Sanot Thongsujaritphan¹¹ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี

126 ถนนประชาธิปไตย แขวงบางมด เขตทุ่งครุ กรุงเทพมหานคร 10140

²ศูนย์ความเป็นเลิศด้านการจัดการสารและของเสียอันตราย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อาคารวิทยพัฒนา ซอยจุฬาฯ

12 ถนนพญาไท แขวงวังใหม่ เขตปทุมวัน กรุงเทพฯ 10330

Received: January 2015

Accepted: June 2015

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มุ่งเน้นการหาค่าภาระบรรทุกสูงสุด ของการกำจัดก๊าซแอมโมเนียในอากาศแบบต่อเนื่องในสภาวะคงที่ (Steady State) ด้วยกระบวนการกรองทางชีวภาพ โดยทำการผ่านอากาศที่ปนเปื้อนก๊าซแอมโมเนียเข้าสู่ปฏิกรณ์ ที่มีแบคทีเรียกลุ่มไนโตรไฟอิง (Nitrifying Bacteria) เกาะบนตัวกลางเซรามิกริงค์ จำนวน 1.5 ลิตร (พื้นที่ผิว = $1.2 \text{ m}^2/\text{g}$ และรูพรุน = 0.0029 mL/g) งานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาความสามารถในการกำจัดก๊าซแอมโมเนีย ที่ความเข้มข้นขาเข้า 50 100 200 300 400 และ 500 ppm จากการทดสอบพบว่าที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 50 ppm และระยะเวลาพัก 1.5 นาที (ภาระบรรทุกมวลเฉลี่ยอยู่ที่ $2.1 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$) ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซแอมโมเนียเฉลี่ยอยู่ที่ 83.1% และเมื่อมีการเพิ่มความเข้มข้นของแอมโมเนียขาเข้าขึ้นที่ 100 ppm 200 ppm 300 ppm และ 400 ppm จุลินทรีย์จะยังคงมีสามารถกำจัดแอมโมเนียที่ประสิทธิภาพสูงและมีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่อง โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 90.4% 82.1% 66.3% และ 49.8% ตามลำดับ ทั้งนี้ภาระบรรทุกสูงสุดที่จุลินทรีย์สามารถรับได้เท่ากับ $16.7 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (ความเข้มข้นขาเข้า = 400 ppm) ที่ค่าความสามารถในการกำจัดเท่ากับ $8.3 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นขาเข้าเป็น 500 ppm ประสิทธิภาพในการกำจัดจะลดลงเหลือเพียง 31.1% เนื่องจากเกิดสภาวะดังกล่าวเอื้อต่อการเจริญเติบโตของเชื้อจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรโซโมนัส (Nitrosomonas Bacteria) มากกว่ากลุ่มไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter Bacteria) เมื่อเกิดการสะสมของไนไตรท์เป็นจำนวนมาก จะส่งผลให้เกิดการยับยั้งการเกิดของแบคทีเรียกลุ่มไนโตรแบคเตอร์ และส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซแอมโมเนียโดยรวมลดลงในที่สุด

คำหลัก : กระบวนการกรองชีวภาพ กลิ่นแอมโมเนีย ภาระบรรทุกสูงสุด ประสิทธิภาพการกำจัด

Abstract

This study focuses on determination of maximum loading in a continuous biofilter system to eliminate ammonia gas under a steady state. Contaminated air with ammonia gas was injected into the system, containing Nitrifying Bacteria attached on 1.5-L ceramic rings as a medium (surface area = $1.2 \text{ m}^2/\text{g}$ and total pore volume = 0.0029 mL/g). The experiment was conducted at inlet ammonia concentrations of 50 ppm, 100 ppm, 200 ppm, 300 ppm, 400 ppm and 500 ppm. The results show that the average efficiency of the system at 50-ppm inlet concentration was 83.1%. The overall efficiency remained high even the inlet concentrations were increased to 100 ppm 200 ppm 300 ppm and 400 ppm (efficiency = 90.4%, 85.8%, 66.3% and 49.8% respectively). Highest mass loading rate of $16.7 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (inlet concentration = 400 ppm) was determined and maximum elimination capacity was found as of $8.3 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$. However, the removal efficiency was reduced to 31.1 % after the inlet concentration was reached at 500 ppm. This is because the condition enhanced a growth rate of Nitrosomonas Bacteria in the system to be higher than the rate of Nitrobacter Bacteria. Accumulation of nitrite in a system inhibited growth of Nitrobacter Bacteria and finally resulted to efficiency reduction.

Keywords : Biofilter, Ammonia Odor, Maximum Loading Rate, Removal Efficiency

1. บทนำ

กลิ่นที่เกิดขึ้นจากอุตสาหกรรมการผลิตอาหาร และ ธุรกิจการเลี้ยงปศุสัตว์เป็นปัญหามลพิษทางอากาศที่มักพบบ่อยขึ้นในปัจจุบัน และยังไม่ได้รับการแก้ไขอย่างถูกต้องตามหลักวิชาการ ก๊าซแอมโมเนียเป็นสารมลพิษหลักที่เกิดขึ้นจากอุตสาหกรรม และการประกอบธุรกิจดังกล่าว โดยอาจเกิดจากการรั่วไหลของสารแอมโมเนียเหลวในกระบวนการแช่แข็งของโรงงานอุตสาหกรรมอาหาร หรือการหมักของมูลสัตว์ภายในฟาร์ม เป็นต้น ก๊าซแอมโมเนียดังกล่าวเป็นก๊าซไม่มีสี ก่อให้เกิดกลิ่นฉุน และอาจก่อให้เกิดการระคายเคือง และความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตต่างๆ รวมทั้งมนุษย์อีกด้วย ความเข้มข้นเริ่มต้นของก๊าซแอมโมเนียในบรรยากาศที่ 5 ppm จะก่อให้เกิดกลิ่นแก่ผู้ที่ได้รับสัมผัส และก่อให้เกิดความระคายเคืองอย่างรุนแรงหากสัมผัสที่ปริมาณความเข้มข้นมากกว่า 50 ppm นอกจากนี้หากมนุษย์ได้รับการสัมผัสก๊าซแอมโมเนียที่ความเข้มข้นมากกว่า 5000 ppm อาจเสียชีวิตได้ในทันที [1] ดังนั้น The National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) ของสหรัฐอเมริกาได้กำหนดให้มีความเข้มข้นของ

แอมโมเนียในสถานที่ทำงานได้ไม่เกิน 25 ppm ในระยะเวลาสัมผัส 8 ชั่วโมง [11] ในขณะที่ประเทศไทยได้มีการกำหนดความเข้มข้นของก๊าซแอมโมเนียที่ยอมรับให้มีได้ในพื้นที่ทำงานที่ 50 ppm เพื่อเป็นการป้องกันปัญหาสุขภาพของพนักงานในพื้นที่การทำงาน

ถึงแม้ในปัจจุบัน การควบคุมดูแลการผลิตเพื่อไม่ให้เกิดกลิ่นจากก๊าซแอมโมเนียจะได้รับความสนใจมากขึ้นในภาคอุตสาหกรรม อย่างไรก็ตามบางกระบวนการผลิตนั้นยังไม่อาจจะหลีกเลี่ยงการปลดปล่อยก๊าซแอมโมเนียออกมาได้ ดังนั้นจึงมีความจำเป็นต้องใช้ระบบบำบัดมลพิษทางอากาศ เพื่อช่วยในการลดปริมาณการปลดปล่อยมลพิษดังกล่าวสู่บรรยากาศทั้งภายใน และภายนอกพื้นที่การผลิต ทั้งนี้ระบบบำบัดอากาศ ที่มักมีใช้งานในการกำจัดกลิ่นทั่วไปประกอบไปด้วย ระบบดักจับด้วยน้ำ (Scrubber) ระบบเผาไหม้โดยตรง (Incineration) และระบบดูดซับ (Adsorption) เป็นต้น อย่างไรก็ตามระบบดังกล่าวมีประสิทธิภาพ ตลอดจนข้อดีและข้อเสีย ที่แตกต่างกันไป [3]

กระบวนการกรองทางชีวภาพ (Biofiltration) เป็นระบบบำบัดมลพิษทางอากาศที่กำลังได้รับความนิยมมากขึ้นอย่างต่อเนื่องในปัจจุบัน เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายในการ

ก่อสร้าง ค่าดำเนินการ และค่าดูแลรักษาระบบต่ำ ในขณะที่ระบบมีความสามารถในการกำจัดสารมลพิษทางอากาศในรูปแบบของสารอินทรีย์ รวมทั้งก๊าซแอมโมเนียได้เป็นอย่างดี [4-9] ระบบการกรองทางชีวภาพใช้จุลินทรีย์ที่ยึดเกาะกับตัวกลางในลักษณะเป็นฟิล์มบาง ในการกำจัดสารมลพิษในรูปของก๊าซ อย่างไรก็ตามประสิทธิภาพของการกำจัดในระบบขึ้นกับหลากหลายปัจจัย เช่น ความชื้น อุณหภูมิ ค่า pH คุณสมบัติของตัวกลาง และระยะเวลาในการสัมผัส (contact time) เป็นต้น [4, 10] ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นศึกษาการกำจัดแอมโมเนียในอากาศผ่านกระบวนการกรองทางชีวภาพ โดยทำการศึกษาดังกล่าวระบบบรรจุสูงสุดของแอมโมเนียในอากาศ ที่เหมาะสมต่อการกำจัดแบบต่อเนื่องภายใต้สภาวะคงตัว (Steady State) เพื่อเป็นข้อมูลเบื้องต้นสำหรับการออกแบบระบบการกรองทางชีวภาพขนาดใหญ่ต่อไป

2. การดำเนินการทดลอง

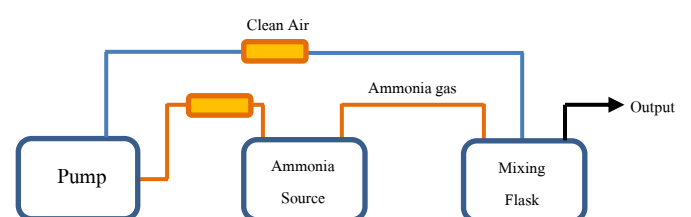
การปรับสภาพพันธุ์ของจุลินทรีย์เป็นกระบวนการที่สำคัญที่สุดในการเตรียมความพร้อมของระบบการกรองทางชีวภาพก่อนการทดลอง ทั้งนี้การศึกษานี้ได้นำเชื้อจุลินทรีย์มาจากบ่อตกตะกอน ของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน และนำมาทำการเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรฟิอิงแบคทีเรีย (Nitrifying Bacteria) เนื่องจากจุลินทรีย์ดังกล่าวมีความสามารถในการนำแอมโมเนียมไอออน (Ammonium Ion) ในรูปแบบของเหลว ไปใช้ภายใต้กระบวนการไนโตรฟิเคชัน (Nitrification) คาร์บอนไดออกไซด์ในอากาศจะทำการดิงอเลคตรอน จากแอมโมเนียมไอออนโดยกระบวนการหายใจของจุลินทรีย์ เพื่อใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ และได้ผลิตภัณฑ์เป็นไนไตรท์ (Nitrite; NO_2^-) และไนเตรท (Nitrate; NO_3^-) [11] ภายใต้การปรับสภาพพันธุ์นี้ จุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียจำนวน 4 ลิตรจะถูกเลี้ยงในสารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์ความเข้มข้น 300 mg/L ในถังน้ำขนาด 40 ลิตร ทำการควบคุมค่าพีเอชอยู่ที่ 7-8 และให้มีปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำเหมาะสม ($> 5 \text{ mg/L}$) นอกจากนี้ยังมีการเติม Trace Element (EDTA

และ FeSO_4) เพื่อใช้ในการเติบโตของจุลินทรีย์อีกด้วย [12] น้ำภายในถัง จะถูกเปลี่ยนทุกวัน โดยน้ำดังกล่าวจะถูกนำไปวิเคราะห์หาปริมาณแอมโมเนียที่หลงเหลืออยู่ เมื่อผ่านไปเป็นระยะเวลาประมาณ 60 วัน พบว่าจุลินทรีย์ประเภทไนโตรฟิอิงมีการเจริญเติบโตขึ้น และสามารถกำจัดแอมโมเนียในรูปสารละลายความเข้มข้น 300 mg/L หมดยุติภายใน 1 วัน (12 g/d) จึงได้ทำการตรึงฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางเซรามิคริงค์จำนวน 1.5 ลิตร (750 กรัม) ในหลอดรีจิงฟิล์ม คุณสมบัติของตัวกลางที่ใช้ในการศึกษานี้ ได้แสดงไว้ดังตารางที่ 1 โดยการศึกษาได้ทำการเลือกใช้เซรามิคริงค์เนื่องจากเป็นวัสดุที่แข็งแรงทนทานขึ้นจากดินเผา มีโครงสร้างที่แข็งแรง ความพรุนสูง ไม่เปลี่ยนรูปร่าง และไม่ก่อให้เกิดปฏิกิริยาเคมีใดๆในระบบ

ตารางที่ 1 คุณสมบัติตัวกลางเซรามิคริงค์

Type	Surface Area (m^2/g)	Total Pore Volume (mL/g)	Pore Diameter ($\text{\AA}$)	Micro Pore Volume (mL/g)	Mesopore Volume or Macropore Volume (mL/g)
Ceramic ring	1.23	0.0029	93.00	0.00019	0.0027

ในการทดลองนี้ได้ทำการสร้างชุดกำเนิดก๊าซแอมโมเนียโดยใช้สารละลายแอมโมเนียความเข้มข้น 40% ทำการเป่าอากาศสะอาด เข้าสู่ขวดบรรจุสารละลายแอมโมเนีย ไอระเหยที่เกิดขึ้นจะถูกนำไปเจือจางกับอากาศสะอาดอีกครั้งในชุดผสมก๊าซเพื่อให้ได้ความเข้มข้นที่ต้องการ (รูปที่ 1) ทั้งนี้ความเข้มข้นของก๊าซแอมโมเนียที่ใช้ในการศึกษานี้ประกอบไปด้วย 50 100 200 300 400 และ 500 ppm ปริมาณก๊าซแอมโมเนียที่เข้าสู่ระบบกรองทางชีวภาพจะถูกควบคุมโดยการใช้ Rotameter ที่ 1.5 L/min



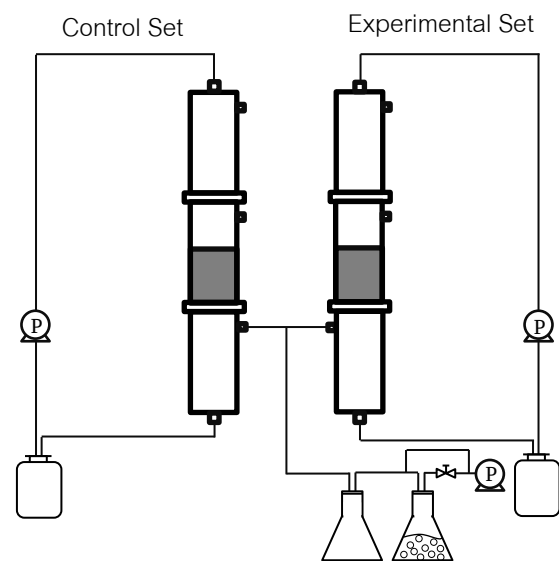
รูปที่ 1 ชุดกำเนิดก๊าซแอมโมเนีย

การวัดความเข้มข้นของแอมโมเนียในอากาศทั้งทางเข้า และทางออกนั้นใช้วิธีการดักจับก๊าซแอมโมเนียในสารละลายกรดซัลฟิวริกความเข้มข้น 0.1 N ปริมาณ 50 mL โดยทำการเป่าอากาศที่ปนเปื้อนก๊าซแอมโมเนียลงใน Impinger ที่บรรจุสารละลายกรดดังกล่าว เป็นระยะเวลา 5 นาที และทำการตรวจวัดปริมาณแอมโมเนียในน้ำ ในรูปของแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ ด้วยเครื่อง Spectrophotometer ยี่ห้อ Hach รุ่น DR2800

ทั้งนี้ผู้วิจัยได้ทำการศึกษาเบื้องต้นในการเปรียบเทียบวิธีการวิเคราะห์ดังกล่าว กับวิธีมาตรฐาน (Kjeldahl method) พบว่าค่าที่ได้นั้นมีความคลาดเคลื่อนเพียง 1.2% ที่ระยะเวลาทดสอบ 5 นาที

ปฏิกรณ์ที่ใช้ในการศึกษานี้ (รูปที่ 2) เป็นปฏิกรณ์อะคริลิกมีความสูง 0.70 เมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.09 เมตร โดยส่วนกลางของปฏิกรณ์จะทำการบรรจุตัวกลางเป็นจำนวน 1.5 ลิตร ทั้งนี้ปฏิกรณ์ที่ใช้ในการศึกษาจะแบ่งออกได้เป็น 2 ชุดด้วยกันคือ ชุดทดลอง (มีตัวกลางที่มีแบคทีเรียกลุ่มไนโตรฟิอิง) และชุดควบคุม (มีตัวกลางเพียงอย่างเดียว) ปฏิกรณ์ทั้ง 2 ชุดจะถูกนำไปต่อเข้ากับชุดกำเนิดก๊าซแอมโมเนีย ที่มีอัตราการไหลเข้าคงที่เท่ากับ 1.5 L/min อากาศจะเคลื่อนที่แบบ upward flow เข้าสู่ปฏิกรณ์ (ระยะเวลากักเก็บเท่ากับ 1.5 min) และมีการสเปรย์สารอาหารหมุนเวียนในรูปของเหลวอย่างต่อเนื่องจากด้านบนของปฏิกรณ์ที่อัตราการไหลเท่ากับ 0.2 L/min ทั้งนี้สารอาหารดังกล่าวจะถูกเปลี่ยนทุกวัน เพื่อนำไปหาสารละลายจากการเปลี่ยนรูปของก๊าซแอมโมเนีย อันประกอบไปด้วย แอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท ระบบทั้งหมดจะถูกควบคุมค่าความเป็นกรดต่างที่ 7-8 และทำการทดสอบที่อุณหภูมิห้อง (30 °C)

การตรวจวัดประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียนั้นจะทำการตรวจวัดภายใต้สภาวะ Steady State โดยทำการตรวจวัดปริมาณก๊าซแอมโมเนียที่ทางเข้าและทางออกของชุดทดสอบทุกวันจนค่าความเข้มข้นของก๊าซแอมโมเนียที่ทางออกมีค่าคงที่ จึงทำการเพิ่มความเข้มข้นขึ้นต่อไป



รูปที่ 2 ระบบบำบัดก๊าซแอมโมเนียด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

3. ผลการศึกษา

จากการทดลองพบว่าก๊าซแอมโมเนียจะถูกดูดซับด้วยตัวกลางเซรามิคริงค์ในระยะแรก โดยตัวกลางที่มีความชื้นสามารถดูดซับก๊าซแอมโมเนียสูงสุดที่ 1.3 g/g ceramic ring (adsorption capacity) ภายในระยะเวลา 210 นาที ภายหลังจากช่วงเวลาดังกล่าวพบว่าตัวกลางเซรามิคริงค์จะอิ่มตัว และมีความเข้มข้นขาเข้า และขาออกเท่ากัน จากการทดสอบภาระบรรจุสูงสุด พบว่าในช่วงระยะแรกที่มีความเข้มข้นก๊าซแอมโมเนียขาเข้า 50 ppm ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดไม่คงที่ เนื่องจากอยู่ในช่วงการปรับตัวของจุลินทรีย์แต่หลังจาก 2 วัน เมื่อเชื้อจุลินทรีย์สามารถปรับสภาพให้เข้ากับสภาพแวดล้อมได้แล้ว (เข้าสู่ Steady State) ความเข้มข้นขาออกมีแนวโน้มคงที่โดยเฉลี่ยใน 10 วันที่ทำการศึกษาที่ภาระบรรจุทุกมวลเท่ากับ 2.1 g $\text{NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (ความเข้มข้น 50 ppm อัตราการไหล 1.5 L/min) พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดเท่ากับ 83.1% หรือคิดเป็น 1.7 g $\text{NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ ทั้งนี้เมื่อ เพิ่มความเข้มข้นมากขึ้น พบว่าความสามารถในการกำจัดจะสูงขึ้นตามลำดับ ดังแสดงไว้ในตารางที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดที่พบจากการศึกษาคือ 90.4% โดยพบที่ความเข้มข้นขาเข้าที่ 100 ppm หรือที่ภาระบรรจุทุกมวล 16.7 g

$\text{NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ อย่างไรก็ตามพบว่าความสามารถในการกำจัดก๊าซแอมโมเนียของระบบสูงสุดอยู่ที่ $8.3 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ ที่ภาระบรรทุกมวล $16.7 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (ความเข้มข้น 400 ppm อัตราการไหล 1.5 L/min) อย่างไรก็ตามเมื่อเพิ่มภาระบรรทุกมวลเป็น $20.9 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (ความเข้มข้น 500 ppm อัตราการไหล 1.5 L/min) ความสามารถในการกำจัดของระบบจะลดลงอย่างเห็นได้ชัด โดยลดลงเหลือ $6.5 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$

ตารางที่ 2 ความสามารถในการกำจัดก๊าซแอมโมเนีย

ความเข้มข้น ขาเข้า (ppm)	ประสิทธิภาพ (%)	ภาระบรรทุก ($\text{g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$)	ความสามารถ ในการกำจัด ($\text{g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$)
50	83.1	2.1	1.7
100	90.4	4.2	3.8
200	82.1	8.3	6.8
300	66.3	12.5	8.3
400	49.8	16.7	8.3
500	31.1	20.9	6.5

จากการตรวจวัดสารผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของเชื้อจุลินทรีย์ อันได้แก่ ไนโตรทและไนเตรทที่สะสมอยู่ในสารอาหาร (ตารางที่ 3) พบว่า ก๊าซแอมโมเนียในอากาศส่วนใหญ่จะถูกกำจัดโดยการละลายลงสู่สารอาหาร ที่มีการหมุนเวียนและสเปรย์เข้าสู่ระบบอย่างต่อเนื่อง จากนั้นกระบวนการไนตริฟิเคชันบนตัวกรองชีวภาพ จะเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไอออนในน้ำ ไปเป็นไนโตรท และไนเตรท ตามลำดับ

ทั้งนี้พบว่าปริมาณแอมโมเนียมไอออนที่ละลายลงสู่ น้ำ มีแนวโน้มที่เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซแอมโมเนียขาเข้า ตลอดจนก่อให้เกิดสารผลิตภัณฑ์สุดท้ายของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน หรือไนเตรทที่สะสมอยู่ในสารอาหารเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องเช่นเดียวกัน อย่างไรก็ตามปริมาณไนเตรทในน้ำสารอาหารมีการลดลงอย่างเห็นได้ชัดที่ภาระบรรทุกมวล $20.9 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (ความเข้มข้น 500 ppm อัตราการไหล 1.5 g L/min) ขณะเดียวกันยังก่อให้เกิด

การสะสมของไนโตรทที่ความเข้มข้นสูงถึง 59.4 mg/L ทั้งนี้เนื่องจากสภาวะดังกล่าวเอื้อต่อการเจริญเติบโตของไนโตรไซโมแนสแบคทีเรีย มากกว่า ไนโตรแบคเตอร์ การสะสมของไนโตรทในปริมาณดังกล่าว ส่งผลให้เกิดสภาวะเป็นพิษ และเกิดการยับยั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน [13, 14] ส่งผลทำให้ความสามารถในการกำจัดโดยรวมของระบบลดลง

ตารางที่ 3 ผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

ความเข้มข้น ppm	Degraded by microorganism		Absorption
	NO_2^- (%)	NO_3^- (%)	NH_4^+ (%)
50	4.4	44.7	34.0
100	19.5	44.7	26.4
200	5.7	58.1	18.2
300	5.3	38.0	23.0
400	7.5	22.9	19.3
500	8.5	3.6	19.0

จากการเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่นพบว่าความสามารถในการกำจัดสารแอมโมเนียของระบบที่ใช้ในการศึกษานี้มีค่าน้อยกว่าระบบอื่น โดยจากงานวิจัยของ Baquerizo et al. [4] และ Jun and Wenfeng [6] พบว่า ระบบการกรองชีวภาพที่ใช้ตัวกลางเป็นกาบมะพร้าว มีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงถึง 95-99% และมีความสามารถในการกำจัดก๊าซแอมโมเนียสูงสุดเท่ากับ 22.5 และ $11.5 \text{ g NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม ความแตกต่างดังกล่าวเนื่องจากการใช้ปริมาณจุลินทรีย์ ที่แตกต่างกัน โดยในงานวิจัยทั้ง 2 มีการใช้ปริมาณจุลินทรีย์ที่มากกว่า โดยใช้ปริมาณถึง 6.3 L และ 8 L ตามลำดับ (การศึกษานี้ใช้ปริมาณจุลินทรีย์ 1.5 L)

4. สรุปผลการศึกษา

จากการศึกษาระบบการกรองทางชีวภาพที่ใช้ในการทดสอบ พบว่าก๊าซแอมโมเนียในอากาศส่วนใหญ่จะถูกกำจัดโดยการละลายลงสู่ น้ำในช่วงแรก และถูกนำไปใช้โดยแบคทีเรียกลุ่มไนโตรไฟอิง เพื่อเปลี่ยนแอมโมเนียมไอออนเป็นไนโตรท และไนเตรท ตามลำดับ

อย่างไรก็ตามการเพิ่มขึ้นของปริมาณก๊าซแอมโมเนียเข้า จะส่งผลให้ระบบเกิดการยับยั้งเนื่องจากการสะสมของไนไตรท์ในระบบที่มากเกินไป โดยพบว่าหากมีการเพิ่มภาระบรรทุกทุกมวลมากเกินไปที่ระบบจะสามารถรับได้ ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงทันที

5. เอกสารอ้างอิง

- [1] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2004). Toxicological Profile for Ammonia. URL: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp126.pdf>.
- [2] NIOSH (1992). Recommendations for occupational safety and health: compendium of policy documents and statements, Cincinnati, OH: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control, National Institute for Occupational Safety and Health, DHHD (NIOSH) Publication No. 92-100.
- [3] Wark, K., Warner, C.F., and Davis, W.T., 1998. Air Pollution Its Origin and Control. Addison Wesley Longman Inc, Third edition, ISBN 0-673-99416-3.
- [4] Baquerizo, G., Maestre, J., Machado, C.V., Gamisans, X., Gabriel, D., (2009). Long-term Ammonia Removal In Coconut Fiber-packed Biofilter: Analysis of N Fractionation and Reactor Performance Under Steady-state And Transient Conditions, Water Research Journal, vol. 43, pp. 2293-2301.
- [5] Taghipour, H., Shahmansoury, M.R., Bina, B. Movahdian, H., (2008). Operational Parameters in Biofiltration of Ammonia-Contaminated Air Stream Using Compost-Pieces of Hard Plastics Filter Media, Chemical Engineering Journal, vol. 137, No.2, pp.198-124.
- [6] Jun, Y., Wenfeng, X., (2009). Ammonia Biofiltration and Community Analysis of Ammonia-Oxidizing Bacteria in Biofilters, Bioresearch Technology, vol. 100, pp.3869-3876.
- [7] Maia, G., Dayv, G., Gates, R., Taraba, J., (2012). Ammonia Biofiltration and Nitrous Oxide Generation during The Start-up of Gas Phase Compost Biofilters, Atmospheric Environmental, vol. 46, pp.659-664.
- [8] Nicolai, R., (2005). Biofilters, Livestock Development in South Dakota Environment and Health, vol. 1, pp.1-8.
- [9] Sun, Y., Quan, X., Chen, J., Yang, F., Xue, D., Liu, Y., Yang, Z., (2002). Toluene vapour degradation and microbial community in biofilter at various moisture content, Process Biochemistry, vol. 38, pp.109-113.
- [10] เสาวลักษณ์ ภูณภอมร และ วงศ์พันธ์ ลิ้มปเสนีย์, (2553). Efficiency of Ammonia Removal by Biofilter, วารสารสิ่งแวดล้อมไทย, ฉบับที่ 24, ครั้งที่ 2, หน้า 127-135.
- [11] ธงชัย พรณสวัสดิ์ (2551) การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ, พิมพ์ครั้งที่ 3, วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทย ในพระบรมราชูปถัมภ์, หน้า 56-102.
- [12] Kim, J.H., Rene, E.R., Park, H.S., (2007). Performance of an immobilized cell biofilter for ammonia removal from contaminated air stream, Chemosphere, vol. 68, pp.274-280.
- [13] Ruiz, G., Jeison, D and Chamy, R., (2003). Nitrification with High Nitrite Accumulation for The Treatment of Wastewater with High Ammonia Concentration, Water Research, vol. 37, pp.1371-1377.
- [14] Grunditz, C., Dalhammar, G., (2001). Development of Nitrification Inhibition Assays Using Pure Cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter, Elsevier Science Ltd, Vol. 35, No.2, pp.433-440.