

การหมนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ  
อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนเป็นสตรูไวท์



นางสาวพิชามณูชู่ หมั่นกระโทก

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต  
สาขาวิชาวิศวกรรมระบบอุตสาหกรรมและสิ่งแวดล้อม  
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี  
ปีการศึกษา 2567

PHOSPHORUS RECOVERY FROM BIOGAS EFFLUENT OF TAPIOCA  
STARCH INDUSTRY BY PRECIPITATION AS STRUVITE



A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the  
Degree of Master of Engineering in Industrial System and Environmental Engineering

Suranaree University of Technology

Academic Year 2024

การหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ  
อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนเป็นสตรูไวท์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้หน่วยวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตาม  
หลักสูตรปริญญามหาบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



.....  
(รองศาสตราจารย์ ดร. บุญชัย วิจิตรเสถียร)  
ประธานกรรมการ



.....  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. จรียา ยิ้มรัตน์บวร)  
กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)




.....  
(รองศาสตราจารย์ ดร. เล็ก วันทนา)  
กรรมการ



.....  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. สุดชล วันประเสริฐ)  
กรรมการ



.....  
(อาจารย์ ดร. อัญธิกา ประนัตทา)  
กรรมการ



.....  
(รองศาสตราจารย์ ดร. ยุพาพร รักสกุลพิวัฒน์)  
รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการและประกันคุณภาพ



.....  
(รองศาสตราจารย์ ดร. พรศิริ จงกล)  
คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

พิจาณญ์ หมันกระโทก: การหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนเป็นสตรูไวท์ (PHOSPHORUS RECOVERY FROM BIOGAS EFFLUENT OF TAPIOCA STARCH INDUSTRY BY PRECIPITATION AS STRUVITE)

อาจารย์ที่ปรึกษา: ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. จรียา ยิ้มรัตนาวร, 228 หน้า.

คำสำคัญ : การหมุนเวียนฟอสฟอรัส/การตกตะกอน/สตรูไวท์/ระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

มันสำปะหลังจัดเป็นพืชเศรษฐกิจที่สำคัญชนิดหนึ่งของประเทศ จึงมีอุตสาหกรรมแปรรูปมันสำปะหลังให้เป็นแป้งเป็นจำนวนมาก ซึ่งในกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังนั้น จะมีการใช้น้ำปริมาณมาก ส่งผลให้น้ำเสียที่ถูกปล่อยออกมามีปริมาณสารอินทรีย์และค่าความสกปรกสูง จึงนิยมนำน้ำเสียจากการผลิตแป้งมันสำปะหลังไปผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas) แต่อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งที่ผ่านกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพยังคงมีปริมาณสารอาหารหลงเหลืออยู่ในน้ำ ได้แก่ ฟอสฟอรัส แมกนีเซียม แอมโมเนียม แคลเซียม และโพแทสเซียม ส่งผลให้เกิดการก่อตัวเป็นผลึกของแข็งอุดตันในท่อระบายน้ำทิ้ง และหากทิ้งลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะก่อให้เกิดปัญหา Eutrophication ได้ เนื่องจากในน้ำทิ้งยังคงมีองค์ประกอบของสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของพืช ได้แก่ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส เป็นต้น ดังนั้น การหมุนเวียนปริมาณสารฟอสฟอรัสกลับมาใช้ประโยชน์นอกจากช่วยในการบำบัดน้ำทิ้งให้ได้ตามมาตรฐานแล้ว ยังสามารถช่วยแก้ไขปัญหาดูดตันในเส้นท่อและปัญหามลพิษทางน้ำได้ ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ แบบ Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) และระบบ Covered Anaerobic Lagoons (CL) จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง และศึกษาสภาวะปัจจัยที่เหมาะสมในการเกิดผลึกสตรูไวท์ ได้แก่ ชนิดสารเคมีที่เติม อัตราส่วนโมล ค่า pH เริ่มต้น และระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสม และนำไปศึกษาโครงสร้างผลึกสตรูไวท์ จากการศึกษา พบว่าการเติมสารเคมี MgO และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟต ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) และการเกิดผลึกสตรูไวท์ได้ดีที่สุด ซึ่งมีความสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ตะกอนด้วย เครื่องมือ WAXS ข้อมูลด้วยโปรแกรม MINTEQA และการศึกษาการกำจัดในน้ำทิ้ง โดยพบว่าสภาวะที่เหมาะสม คือ การเติมด้วย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ค่า pH 10.0 และระยะเวลาการตกตะกอน 24 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดทั้งในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL ร้อยละ 85.46 และ 82.37 และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดเท่ากับ 80.76 และ 85.28 ตามลำดับ และผลจากการศึกษาจลนพลศาสตร์ แสดงให้เห็นว่าอัตราเร็วของปฏิกิริยาการตกตะกอนสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB สอดคล้องกับสมการจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่งที่มีค่าคงที่ เท่ากับ  $0.0128 \text{ hr}^{-1}$

ผลการศึกษาที่ได้สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการออกแบบต้นแบบถังตกตะกอนผลึกสตรูไวท์  
เพื่อประโยชน์ในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งกลับมาใช้ประโยชน์ได้



สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ปีการศึกษา 2567

ลายมือชื่อนักศึกษา ศิรภมณัฐ ฉะมน์เกษะโตก

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา ๒๙

PICHAMON MUNKRATOK : PHOSPHORUS RECOVERY FROM BIOGAS EFFLUENT OF  
TAPIOCA STARCH INDUSTRY BY PRECIPITATION AS STRUVITE.

THESIS ADVISOR : ASST. PROF. DR. JAREEYA YIMRATTANABOVORN, 228 PP.

Keywords: RECOVERY/PRECIPITATION/BIOGAS/STRUVITE

Tapioca is an important economic crop in Thailand and is processed into starch. The starch production process uses a significant amount of water and the wastewater effluent contains high concentrations of organic substances and pollutants. The traditional wastewater treatment method used in the tapioca starch production industry generates biogas as a byproduct while the effluent from the biogas production process contains residues such as phosphorus, magnesium, ammonium, calcium, and potassium. These substances can cause blockages in wastewater pipes and contribute to eutrophication when discharged into natural water bodies because the effluent contains essential nutrients necessary for plant growth such as nitrogen and phosphorus. Recovering phosphorus from the wastewater treats the effluent to meet the permissible pollution standards and also addresses issues such as pipe clogging. This research evaluated the efficiency of phosphorus recovery from the tapioca starch biogas production industry effluent, with a specific focus on Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors and Covered Anaerobic Lagoons (CL). The optimal conditions for chemical additives, molar ratios, initial pH values, and flocculation times were investigated, and the structure of the struvite precipitate was studied. Adding the chemical agents MgO and  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  increased the effectiveness of phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) removal and struvite formation, consistent with the analysis results of wastewater treatment using WAXS tools and MINTEQ program data. The addition of  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  at a molar ratio of  $\text{PO}_4^{3-}$  to 1.8 mM, pH 10.0, and a 24-hour flocculation period achieved the highest  $\text{PO}_4^{3-}$  removal efficiency in wastewater from the UASB and CL systems at 85.46% and 82.37%, respectively while the maximum struvite precipitation efficiency reached 80.76% and 85.28%, respectively. Kinetic studies showed that the reaction rate of struvite precipitation in wastewater from the UASB system followed a first-order kinetics equation with a rate constant (k) of  $0.0128 \text{ hr}^{-1}$ . These findings can be applied

to design pilot-scale struvite precipitation reactors for efficient phosphorus recycling from wastewater.



School of Environmental Engineering

Academic Year 2024

Student's Signature Pichamon Monkrotok

Advisor's Signature Janya Juttakun

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี เนื่องจากได้รับความช่วยเหลืออย่างยิ่ง ทั้งด้านวิชาการและการดำเนินการวิจัย จากบุคคลและหน่วยงานต่าง ๆ ได้แก่

ขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรียา ยิ้มรัตนบวร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่กรุณา ดูแลเอาใจใส่ ให้ความรู้คำปรึกษา และให้คำแนะนำในทุก ๆ รายละเอียดขั้นตอนของงานวิจัย ตลอดจนแนวทางในการแก้ไขปัญหาอันเป็นประโยชน์ทำให้งานวิจัยนี้เสร็จลุล่วงไปด้วยดี

ขอขอบพระคุณรองศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร รองศาสตราจารย์ ดร. เล็ก วันทา ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. สุธชล วันประเสริฐ และอาจารย์ ดร. อัญธิกา ประนัดทา ที่สละเวลาอันมีค่า มาเป็นกรรมการในการสอบวิทยานิพนธ์ และให้ความกรุณาในการแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณ ดร. ศิริวรรณ ณะวงษ์ ดร.นิชาดา เจียรนัยกูร และดร. ชาตรี ไสยสมบัติ นักวิทยาศาสตร์ระบบลำเลียงแสง และเจ้าหน้าที่สถาบันวิจัยแสงซินโครตรอน (องค์การมหาชน) ที่สละเวลาอันมีค่าช่วยเหลือด้านการวิเคราะห์ผลงานวิจัย และคำแนะนำได้อย่างดียิ่ง

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และเจ้าหน้าที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี ที่ได้ให้การช่วยเหลือด้านการดำเนินงานวิจัย ได้อย่างดียิ่ง และขอขอบพระคุณบริษัท วี พี ส ตาร์ ซ (2000) จำกัด และบริษัท ปรินทร์ ไปโอพาวเวอร์ จำกัด ที่สนับสนุนตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพสำหรับการทดลองในครั้งนี้

ขอขอบพระคุณมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่เป็นแหล่งบ่มเพาะให้การศึกษาและให้ทุนการศึกษาในการศึกษาระดับบัณฑิตศึกษา

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณบิดาและมารดา ที่อบรมเลี้ยงดู ส่งเสริมการศึกษา และสนับสนุนด้านการเงินในการศึกษามาโดยตลอดระยะเวลา 3 ปี และขอขอบคุณ ดร.วัชรพล วงศ์เลิศ อารักษ์ ที่คอยแนะนำแนวทางการทำงานจนบรรลุผลสำเร็จ ตลอดจนขอบคุณพี่ น้อง บัณฑิต วิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกคน ที่เป็นที่ปรึกษา และให้กำลังใจเสมอมาจนทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จ

พิชามณูชู้ หมั่นกระโทก



# สารบัญ

หน้า

|                                |   |
|--------------------------------|---|
| บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....        | ก |
| บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....     | ค |
| กิตติกรรมประกาศ.....           | จ |
| สารบัญ.....                    | ฉ |
| สารบัญตาราง.....               | ฎ |
| สารบัญรูป.....                 | ฒ |
| คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ..... | ท |

## บทที่

|   |    |
|---|----|
| <b>1 บทนำ</b> .....   | 1  |
| 1.1 ที่มาและความสำคัญ.....                                      | 1  |
| 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....                                | 3  |
| 1.3 สมมติฐานของการวิจัย.....                                    | 4  |
| 1.4 ขอบเขตการศึกษา.....   | 4  |
| 1.5 ประโยชน์ที่ได้รับ.....                                      | 4  |
| <b>2 ปรัชญารรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง</b> .....            | 5  |
| 2.1 อุตสาหกรรมผลิตแ่งมันสำปะหลัง.....                           | 5  |
| 2.1.1 อุตสาหกรรมผลิตแ่งมันสำปะหลังในประเทศไทย.....              | 6  |
| 2.1.2 กระบวนการผลิตแ่งมันสำปะหลัง.....                          | 8  |
| 2.1.3 ชนิดของเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิต.....               | 11 |
| 2.2 ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานแ่งมันสำปะหลัง.....                   | 12 |
| 2.2.1 ลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตของโรงงานแ่งมันสำปะหลัง..... | 13 |
| 2.2.2 ลักษณะน้ำทิ้งจากระบบบำบัด.....                            | 14 |
| 2.2.3 ลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas).....    | 15 |
| 2.3 ผลกระทบจากปัญหาน้ำเสียของอุตสาหกรรมผลิตแ่งมันสำปะหลัง.....  | 17 |
| 2.3.1 ผลกระทบด้านสิ่งแวดล้อม.....                               | 18 |

## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

|        |   |    |
|--------|---|----|
| 2.3.2  | การดูดซับในเส้นท่อ.....                                       | 18 |
| 2.4    | เทคโนโลยีการนำสารในน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่.....                  | 19 |
| 2.4.1  | การตกตะกอนทางเคมี (Precipitation).....                        | 19 |
| 2.4.2  | การตกตะกอนทางไฟฟ้า (Electrocoagulation : EC).....             | 20 |
| 2.4.3  | กระบวนการเมมเบรน (Membrane Process).....                      | 21 |
| 2.4.4  | เทคโนโลยีอื่น ๆ.....  | 21 |
| 2.5    | ประโยชน์จากการนำน้ำเสียจากการหมุนเวียนไปใช้.....              | 22 |
| 2.5.1  | การหมุนเวียนสารอาหารจากน้ำเสีย (Nutrient recovery).....       | 22 |
| 2.5.2  | การหมุนเวียนพลังงานจากน้ำเสีย (Energy recovery).....          | 24 |
| 2.6    | การตกตะกอนทางเคมีหรือการตกตะกอนผลึก (Precipitation).....      | 25 |
| 2.6.1  | ขั้นตอนหลักของกระบวนการบำบัด.....                             | 26 |
| 2.6.2  | กระบวนการตกตะกอนของผลึก.....                                  | 26 |
| 2.7    | ปุ๋ยที่ใช้ทางการเกษตร.....                                    | 28 |
| 2.7.1  | ปุ๋ยสูตรไวท์.....   | 28 |
| 2.7.2  | ปุ๋ยอะพาไทต์.....   | 29 |
| 2.7.3  | มาตรฐานของปุ๋ยทางการเกษตร.....                                | 30 |
| 2.8    | ผลึกแมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟต (MAP).....                     | 33 |
| 2.8.1  | คุณสมบัติของสูตรไวท์.....                                     | 35 |
| 2.8.2  | สปีชีส์ของแมกนีเซียมฟอสเฟต (Magnesium phosphate species) ...  | 35 |
| 2.8.3  | องค์ประกอบของสูตรไวท์.....                                    | 35 |
| 2.8.4  | ปัจจัยที่มีผลต่อการตกผลึก.....                                | 38 |
| 2.9    | จลนพลศาสตร์การตกตะกอน.....                                    | 39 |
| 2.9.1  | ปฏิกิริยาลำดับศูนย์ (zero order reaction).....                | 39 |
| 2.9.2  | ปฏิกิริยาลำดับหนึ่ง (first order reaction).....               | 40 |
| 2.9.3  | ปฏิกิริยาลำดับสอง (second order reaction).....                | 41 |
| 2.10   | เทคนิคการวิเคราะห์.....                                       | 41 |
| 2.10.1 | เครื่องเอกซเรย์ดิฟแฟรคโตมิเตอร์ (X-ray diffraction; XRD)..... | 42 |

## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

|        |   |    |
|--------|---|----|
| 2.10.2 | เครื่องเอ็กซ์เรย์ฟลูออเรสเซนซ์ แบบกระจายความยาวคลื่น (XRF) .....                      | 42 |
| 2.10.3 | เครื่อง Wide-angle X-ray scattering; WAXS.....  | 43 |
| 2.10.4 | โปรแกรมจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ .....  | 44 |
| 2.11   | งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง .....   | 45 |
| 2.11.1 | งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับลักษณะน้ำเสีย/น้ำทิ้งในการหมุนเวียนสารอาหาร<br>กลับมาใช้..... | 45 |
| 2.10.2 | งานวิจัยที่กับปัจจัยและสภาวะที่เหมาะสมในการหมุนเวียนฟอสฟอรัส..                        | 46 |
| 3      | วิธีดำเนินการวิจัย .....  | 56 |
| 3.1    | สถานที่ทำการศึกษาวิจัย.....   | 56 |
| 3.2    | ระยะเวลาทำการศึกษาวิจัย .....   | 56 |
| 3.3    | รายละเอียดชุดการทดลอง.....  | 56 |
| 3.3.1  | น้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ.....   | 56 |
| 3.3.2  | ชุดทดลองการตกตะกอนผลิตสตรูไวท์.....   | 57 |
| 3.4    | รายละเอียดวิธีการเก็บตัวอย่างน้ำและตะกอนผลึก .....                                    | 58 |
| 3.4.1  | การตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำ.....  | 59 |
| 3.4.2  | การวิเคราะห์ลักษณะตะกอน.....  | 59 |
| 3.5    | ขั้นตอนการศึกษาวิจัย.....   | 60 |
| 3.6    | ขั้นตอนที่ 1 การศึกษาสารเคมีที่ใช้ในระบบการตกตะกอน .....                              | 61 |
| 3.6.1  | ชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการศึกษา.....   | 61 |
| 3.7    | ขั้นตอนที่ 2 การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส .....                | 64 |
| 3.7.1  | รายละเอียดชุดการทดลองการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB.....                            | 64 |
| 3.7.2  | รายละเอียดชุดการทดลองการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ CL.....                              | 66 |
| 3.8    | ขั้นตอนที่ 3 การศึกษาการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำ...68              |    |
| 3.8.1  | การวิเคราะห์ข้อมูลผลของประสิทธิภาพการกำจัด .....                                      | 68 |
| 3.8.2  | การวิเคราะห์ข้อมูลร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น.....                               | 69 |
| 3.8.3  | การวิเคราะห์จลนพลศาสตร์การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งระบบ<br>ผลิตก๊าซชีวภาพ.....    | 69 |

## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

|       |  |     |
|-------|--|-----|
| 3.8.4 | การวิเคราะห์สมดุลเคมีการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ด้วยโปรแกรม Visual MINTEQ..... | 71  |
| 3.9   | เทคนิคการวิเคราะห์ผลึกสตรูไวท์.....  | 71  |
| 3.9.1 | การวิเคราะห์โครงสร้างสารประกอบโดยใช้เทคนิค (XRD) .....   | 72  |
| 3.9.2 | การวิเคราะห์ชนิดของธาตุและปริมาณธาตุโดยใช้เทคนิค(ED-XRF) .....   | 72  |
| 3.9.3 | การวิเคราะห์โครงสร้างผลึกโดยใช้เทคนิค (WAXS) .....   | 73  |
| 3.9.4 | การวิเคราะห์โครงสร้างผลึกโดยใช้เทคนิค (MX-XRD) .....   | 75  |
| 3.9.5 | การทำนายผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นด้วยโปรแกรม Visual MINTEQ.....  | 75  |
| 4     | ผลการวิจัยและอภิปรายผล .....   | 76  |
| 4.1   | ผลการศึกษาลักษณะน้ำทิ้งและผลึกที่ออกจากระบบผลิต Biogas .....   | 76  |
| 4.1.1 | ลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB .....  | 76  |
| 4.1.2 | ลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon.....   | 76  |
| 4.1.3 | ผลการศึกษาผลึกในเส้นท่อในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ.....   | 77  |
| 4.2   | ผลการศึกษาชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการศึกษา .....   | 82  |
| 4.2.1 | ผลการศึกษาการเติมสาร MgO .....   | 82  |
| 4.2.2 | ผลการศึกษาการเติมสาร (NH <sub>4</sub> )H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> .....                            | 86  |
| 4.2.3 | ผลการศึกษาการเติมสาร KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> .....   | 90  |
| 4.2.4 | สรุปผลการศึกษาชนิดของสารเคมีที่ใช้ในน้ำทิ้ง.....   | 94  |
| 4.3   | ผลการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง .....                                   | 96  |
| 4.3.1 | ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัด .....  | 96  |
| 4.3.2 | ผลการศึกษา pH จากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ.....   | 121 |
| 4.3.3 | ผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนในน้ำทิ้ง.....   | 150 |
| 4.4   | ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ของน้ำทิ้ง.....   | 174 |
| 4.4.1 | ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งด้วยการเติมสาร MgO.....   | 175 |
| 4.4.2 | ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งด้วยการเติมสาร KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> .....                    | 178 |
| 4.4.3 | สรุปผลการศึกษาจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ..   | 180 |
| 4.5   | การวิเคราะห์คุณสมบัติจากกระบวนการตกตะกอนทางเคมี .....  | 181 |

## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

|  |            |
|--|------------|
| 4.6 การนำไปประยุกต์ใช้ในงานทางด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม.....   | 183        |
| <b>5 สรุปและข้อเสนอแนะ.....</b>  | <b>195</b> |
| 5.1 ผลการศึกษาชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการศึกษา.....  | 195        |
| 5.2 ผลการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง.....  | 195        |
| 5.2.1 ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส<br>ในน้ำทิ้ง.....  | 188        |
| 5.2.2 ผลการศึกษา pH ในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งจากระบบผลิตฯ.....  | 189        |
| 5.2.3 ผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบผลิตฯ.....   | 189        |
| 5.3 ผลการศึกษาเปรียบเทียบการเติมสาร MgO และ KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ต่อประสิทธิภาพ<br>การกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง..... | 190        |
| 5.4 ผลการศึกษาก่อนผลศาสตร์การตกตะกอนผลิตภัณฑ์ชีวภาพของน้ำทิ้งจากระบบ<br>ผลิตก๊าซชีวภาพ.....                                  | 190        |
| 5.5 ข้อเสนอแนะจากงานวิจัย.....   | 191        |
| รายการอ้างอิง.....   | 195        |
| ภาคผนวก  |            |
| ภาคผนวก ก.....   | 202        |
| ภาคผนวก ข.....   | 206        |
| ภาคผนวก ค.....   | 212        |
| ภาคผนวก ง.....   | 216        |
| ประวัติผู้เขียน.....   | 228        |

## สารบัญตาราง

| ตารางที่ | หน้า  |
|----------|---|
| 2.1      | แหล่งพื้นที่ปลูกและผลผลิตมันสำปะหลังที่สำคัญของไทย ปี 2564.....7                |
| 2.2      | สรุปขั้นตอนกระบวนการผลิต และสารเคมีที่ใช้ ..... 9                               |
| 2.3      | ขั้นตอนกระบวนการผลิต ผลผลิตที่ได้ และของเสียที่เกิดขึ้น..... 12                 |
| 2.4      | ลักษณะสมบัติของน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง..... 13                      |
| 2.5      | ค่าเฉลี่ยของลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย..... 14             |
| 2.6      | ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ..... 16                       |
| 2.7      | ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB..... 17                                |
| 2.8      | สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวกับเทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย..... 23                |
| 2.9      | เปรียบเทียบปริมาณธาตุที่พบในปุ๋ยแต่ละชนิด..... 30                               |
| 2.10     | เปรียบเทียบข้อดี-ข้อจำกัด ของปุ๋ยสูตรไวท์และปุ๋ยอะพาไทต์..... 32                |
| 2.11     | ลักษณะสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของผลึกสูตรไวท์..... 34                          |
| 2.12     | ชนิดผลึกสูตรไวท์ที่พบ..... 34   |
| 2.13     | เทคนิค/เครื่องมือที่ใช้วิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ..... 42                      |
| 2.14     | สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับสารตกตะกอนแต่ละชนิด..... 50                         |
| 2.15     | ชนิดสารสร้างตะกอน อัตราส่วนโดยโมล และค่า pH จากงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง..... 54    |
| 2.16     | สถานะที่มีผลต่อการเกิดผลึกสูตรไวท์จากงานวิจัย..... 55                           |
| 3.1      | สถานะปัจจัยที่ควบคุมสำหรับการศึกษาระบบการตกตะกอนทางเคมี..... 58                 |
| 3.2      | ค่าพารามิเตอร์ และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะน้ำ..... 59                             |
| 3.3      | การศึกษาน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB โดยการเติมสารเคมีแต่ละชนิด..... 63            |
| 3.4      | การศึกษาน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon โดยการเติมสารเคมีแต่ละชนิด..... 63  |
| 3.5      | การศึกษาอัตราส่วนโมล $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$ จากน้ำทิ้งระบบ UASB..... 65 |
| 3.6      | การศึกษาค่าผลของค่า pH..... 65  |
| 3.7      | การศึกษาค่าผลของระยะเวลาการตกตะกอน..... 66                                      |

## สารบัญตาราง (ต่อ)

| ตารางที่   | หน้า |
|--|------|
| 3.8 การศึกษาอัตราส่วนโมล $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$ จากน้ำทิ้งระบบ Cover Lagoon.....   | 67   |
| 3.9 การศึกษาผลของค่า pH.....   | 68   |
| 3.10 การศึกษาผลของระยะเวลาการตกตะกอน.....  | 68   |
| 3.11 Parameters Used in MINEQL Modeling.....   | 71   |
| 4.1 คุณลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ.....   | 78   |
| 4.2 ปริมาณองค์ประกอบธาตุจากผลึกในเส้นท่อของระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ<br>โดยวิธี XRF.....   | 82   |
| 4.3 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติมสาร MgO .....   | 83   |
| 4.4 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติมสาร $(NH_4)H_2PO_4$ .....   | 88   |
| 4.5 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติมสาร $KH_2PO_4$ .....  | 92   |
| 4.6 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ใน<br>น้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร MgO.....                             | 100  |
| 4.7 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ เครื่อง WAXS<br>และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร MgO .....         | 101  |
| 4.8 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon<br>ด้วยการเติมสาร MgO.....  | 104  |
| 4.9 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ เครื่อง WAXS<br>และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ด้วยการเติมสาร MgO .....           | 106  |
| 4.10 ประสิทธิภาพในการตกตะกอนสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร<br>$KH_2PO_4$ .....   | 112  |
| 4.11 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ เครื่อง WAXS<br>และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร $KH_2PO_4$ ..... | 114  |

## สารบัญตาราง (ต่อ)

| ตารางที่  | หน้า |
|---|------|
| 4.12 ประสิทธิภาพในการตกตะกอนสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon ด้วยการเติมสาร $\text{KH}_2\text{PO}_4$ .....   | 117  |
| 4.13 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ด้วยการเติมสาร $\text{KH}_2\text{PO}_4$ .....                   | 119  |
| 4.14 สรุปผลการศึกษาอัตราส่วนโมล และประสิทธิภาพในการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ (%) ของทั้ง 2 น้ำ.....   | 121  |
| 4.15 ผลของ pH ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม $\text{MgO}$ จากน้ำทิ้งระบบ UASB.....  | 123  |
| 4.16 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร $\text{MgO}$ ที่ pH แตกต่างกัน.....            | 129  |
| 4.17 ผลของ pH ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม $\text{MgO}$ จากน้ำทิ้งระบบ CL.....  | 131  |
| 4.18 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ด้วยการเติมสาร $\text{MgO}$ ที่ pH แตกต่างกัน.....              | 135  |
| 4.19 ผลของ pH ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ จากน้ำทิ้งระบบ UASB.....  | 138  |
| 4.20 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ที่ pH แตกต่างกัน.....                                     | 142  |
| 4.21 ผลของ pH ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ จากน้ำทิ้งระบบ Covered lagoon.....  | 144  |
| 4.22 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ, เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ด้วยการเติมสาร $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ที่ pH แตกต่างกัน..... | 148  |



## สารบัญตาราง (ต่อ)

| ตารางที่   | หน้า |
|--|------|
| 4.23 สรุปผลการศึกษาผลของค่า pH และประสิทธิภาพในการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ (%)<br>ของทั้ง 2 น้ำ.....  | 150  |
| 4.24 ผลของระยะเวลา ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม<br>$Mg^{2+}$ 1.0 mM และ pH 9.5 จากน้ำทิ้งระบบ UASB.....    | 152  |
| 4.25 การก่อตัวของสารประกอบอื่นที่ขัดขวางต่อการก่อตัวของสตรูไวท์ .....  | 155  |
| 4.26 ผลของปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB ด้วยเครื่อง XRF.....  | 156  |
| 4.27 ผลของระยะเวลา ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม<br>$Mg^{2+}$ 1.0 mM และ pH 9.5 จากน้ำทิ้งระบบ CL.....      | 157  |
| 4.28 ผลของปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ CL ด้วยเครื่อง XRF.....  | 160  |
| 4.29 ผลของระยะเวลา ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม<br>$PO_4^{3-}$ 1.8 mM และ pH 10.0 จากน้ำทิ้งระบบ UASB..... | 164  |
| 4.30 ผลของปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB ด้วยเครื่อง XRF.....  | 166  |
| 4.31 ผลของระยะเวลา ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม<br>$PO_4^{3-}$ 1.8 mM และ pH 10.0 จากน้ำทิ้งระบบ CL.....   | 169  |
| 4.32 ผลของปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ CL ด้วยเครื่อง XRF.....  | 172  |
| 4.33 สรุปผลการศึกษาผลของระยะเวลาตกตะกอน และประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอต (%)<br>ของทั้ง 2 น้ำ.....   | 174  |
| 4.34 สรุปชุดทดลองจลนพลศาสตร์การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์.....  | 175  |
| 4.35 ค่าคงที่อัตราเร็วการตกตะกอนของตัวอย่างน้ำทิ้ง.....  | 176  |
| 4.36 ค่าคงที่อัตราเร็วการตกตะกอนของตัวอย่างน้ำทิ้ง.....  | 179  |
| 4.37 ผลของอินทรีย์วัตถุ และปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งระบบผลิตก๊าซชีวภาพ.....   | 183  |
| 4.38 ผลสรุปแนวทางการออกแบบระบบการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์.....  | 184  |
| 4.39 การประมาณผลตอบแทนต่อปีของแต่ละแนวทางเลือก.....  | 186  |

## สารบัญรูป

| ตารางที่ | หน้า  |
|----------|---|
| 2.1      | การผลิตมันสำปะหลังทั่วโลกและประเทศการค้ามันสำปะหลัง.....5                                   |
| 2.2      | แผนผังกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง..... 10  |
| 2.3      | การก่อตัวและการอุดตันของฟล็อกสตรูไวท์ในท่อ..... 19  |
| 2.4      | ลักษณะสมบัติของน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง..... 20                                  |
| 2.5      | กระบวนการตกตะกอนของฟล็อก ..... 27   |
| 2.6      | การจำแนกขนาดของสารต่างๆในน้ำ..... 28  |
| 2.7      | ลักษณะของฟล็อกสตรูไวท์ (ก.) สีของฟล็อก และ (ข.) รูปฟล็อก..... 33                            |
| 2.8      | กราฟความสัมพันธ์ระหว่างไอออนของฟอสเฟต กับ pH..... 36  |
| 2.9      | กราฟความสัมพันธ์ระหว่างไอออนของแมกนีเซียมกับ pH..... 37                                     |
| 2.10     | กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างไอออนของแอมโมเนีย กับpH..... 37                                  |
| 2.11     | กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง [A] กับ เวลา..... 40  |
| 2.12     | กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง ln[A] กับ เวลา ..... 40   |
| 2.13     | กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง 1/[A] กับ เวลา ..... 41   |
| 2.14     | เทคนิคอิเล็กโทรเรสเซนซ์แบบกระจายความยาวคลื่น ..... 43                                       |
| 3.1      | แผนผังจุดเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ..... 57                                   |
| 3.2      | จุดเก็บตัวอย่างน้ำทิ้ง ก) น้ำทิ้งจากระบบ UASB และ ข) น้ำทิ้งจากระบบ<br>Cover lagoon..... 58 |
| 3.3      | รายละเอียดขั้นตอนการเก็บตัวอย่างน้ำและตกตะกอน..... 60                                       |
| 3.4      | รายละเอียดชุดทดลองน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติมสารเคมี..... 62              |
| 3.5      | เครื่อง X-ray diffraction (XRD)..... 72   |
| 3.6      | เครื่อง Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometer (ED-XRF) ..... 73                 |
| 3.7      | เครื่องมือ Small/Wide Angle X-ray Scattering (SAXS/WAXS)..... 74                            |
| 3.8      | โปรแกรม SAXSIT และโปรแกรม Origin Software ..... 74  |
| 3.9      | เครื่องมือ X-ray diffractometer (XRD) ณ สถานีทดลอง (MX)..... 75                             |
| 3.10     | โปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ ..... 76  |

## สารบัญรูป (ต่อ)

| ตารางที่   | หน้า |
|--|------|
| 4.1 ผลการศึกษา XRD ของผลึกสตรูไวท์ในเส้นท่อระบายน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ .....                               | 80   |
| 4.2 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติม $MgO$ .....           | 84   |
| 4.3 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติม $MgO$ .....                      | 84   |
| 4.4 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติม $(NH_4)H_2PO_4$ ..... | 88   |
| 4.5 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติม $(NH_4)H_2PO_4$ .....            | 89   |
| 4.6 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติม $KH_2PO_4$ .....      | 92   |
| 4.7 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติม $KH_2PO_4$ .....                 | 93   |
| 4.8 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติมสารทั้ง 3 ชนิด.....    | 95   |
| 4.9 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ<br>โดยการเติมสารทั้ง 3 ชนิด.....               | 96   |
| 4.10 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB<br>โดยการเติม $MgO$ .....                   | 101  |
| 4.11 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบในน้ำทิ้งจากระบบ UASB<br>โดยการเติม $MgO$ .....              | 102  |
| 4.12 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB<br>โดยการเติม $MgO$ .....                              | 102  |

## สารบัญรูป (ต่อ)

| ตารางที่  | หน้า |
|---|------|
| 4.13 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด $\text{PO}_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม $\text{MgO}$ .....             | 107  |
| 4.14 ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม $\text{MgO}$ .....                         | 107  |
| 4.15 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม $\text{MgO}$ .....                               | 108  |
| 4.16 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด $\text{PO}_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ .....           | 113  |
| 4.17 ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ .....                       | 113  |
| 4.18 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ .....                             | 114  |
| 4.19 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด $\text{PO}_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ..... | 118  |
| 4.20 ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ .....             | 118  |
| 4.21 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ .....                   | 119  |
| 4.22 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด $\text{PO}_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $\text{MgO}$ .....                     | 124  |
| 4.23 กราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า pH กับ Ionization Fraction.....   | 126  |
| 4.24 กราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า pH ของ $\text{Mg}^{2+}$ กับ Log (Concentration/mol L <sup>-1</sup> ) .....                      | 126  |
| 4.25 ผลของ pH ต่อร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $\text{MgO}$ .....                                       | 128  |
| 4.26 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $\text{MgO}$ ที่ค่า pH แตกต่างกัน.....                     | 130  |

## สารบัญรูป (ต่อ)

| ตารางที่  | หน้า |
|---|------|
| 4.27 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม MgO.....  | 135  |
| 4.28 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม MgO.....  | 136  |
| 4.29 ผลการศึกษาร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม MgO ที่ค่า pH แตกต่างกัน.....   | 138  |
| 4.30 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $KH_2PO_4$ .....  | 142  |
| 4.31 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $KH_2PO_4$ .....  | 144  |
| 4.32 ผลการศึกษาร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจาก UASB โดยการเติม $KH_2PO_4$ ที่ค่า pH แตกต่างกัน.....                                    | 146  |
| 4.33 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม $KH_2PO_4$ .....  | 148  |
| 4.34 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม $KH_2PO_4$ .....  | 149  |
| 4.35 ผลการศึกษาร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจาก CL โดยการเติม $KH_2PO_4$ ที่ค่า pH แตกต่างกัน.....                                      | 151  |
| 4.36 ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม MgO ที่อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ pH = 9.5..... | 156  |
| 4.37 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม MgO ที่อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ pH = 9.5.....                      | 157  |
| 4.38 ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม MgO ที่อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ pH = 9.5.....   | 161  |
| 4.39 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม MgO ที่อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ pH = 9.5.....                        | 163  |

## สารบัญรูป (ต่อ)

| ตารางที่  | หน้า |
|---|------|
| 4.40 ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $KH_2PO_4$ ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ pH = 10.0..... | 166  |
| 4.41 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $KH_2PO_4$ ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ pH = 10.0.....                      | 169  |
| 4.42 ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด $PO_4^{3-}$ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $KH_2PO_4$ ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ pH = 10.0..... | 173  |
| 4.43 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟล็อกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม $KH_2PO_4$ ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ pH = 10.0.....                      | 174  |
| 4.44 จลนพลศาสตร์ของตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยวิธีการเติม MgO ที่ค่า pH 9.5 .....  | 181  |
| 4.45 จลนพลศาสตร์ของตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยวิธีการเติม $KH_2PO_4$ ที่ค่า pH 10.0.....   | 183  |
| 4.46 แผนผังการเดินระบบการผลิตสตรูไวท์.....  | 188  |

## คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

|             |   |  |
|-------------|---|--|
| UASB        | = | Up-flow anaerobic sludge blanket digestion                         |
| CL          | = | Covered anaerobic lagoon   |
| MAP         | = | Magnesium ammonium phosphate hexahydrate                           |
| $Mg^{2+}$   | = | Magnesium ions   |
| $NH_4^+$    | = | Ammonium ions  |
| P           | = | Phosphorus   |
| TP          | = | Total Phosphorus   |
| $PO_4^{3-}$ | = | Phosphate  |
| K           | = | Potassium  |
| Ca          | = | Calcium  |
| $X_c$       | = | degree of crystallinity (%)  |
| $A_c$       | = | Area under peaks   |
| $A_s$       | = | Total area   |
| [A]         | = | ความเข้มข้นของสาร A ในเวลา t                                       |
| $[A_0]$     | = | ความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร A  |
| $k_0$       | = | ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ( $mol\ L^{-1}\ s^{-1}$ ) |
| $k_1$       | = | ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ( $s^{-1}$ )              |
| $k_2$       | = | ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับสอง ( $M^{-1}\ L\ s^{-1}$ )     |
| t           | = | ระยะเวลา (s)   |
| $R^2$       | = | ค่าสหสัมพันธ์ของสมการถดถอยเชิงเส้น                                 |
| $\mu$       | = | ความแรงของไอออน (ionic strength) ในหน่วยโมลาร์ (M)                 |
| $C_i$       | = | ความเข้มข้นของไอออนชนิด i ในหน่วยโมลาร์ต่อลิตร (mol/L)             |
| $Z_i$       | = | ความประจุของไอออนชนิด i  |

# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ที่มาและความสำคัญ

ในปี พ.ศ. 2563 มันสำปะหลังจัดเป็นพืชเศรษฐกิจที่สำคัญชนิดหนึ่งของประเทศไทย ซึ่งประเทศไทยมีปริมาณการผลิตมันสำปะหลังเป็นอันดับ 2 ของโลกรองจากไนจีเรีย มีผลผลิตประมาณ 35.09 ล้านตันต่อปี จึงนิยมนำมันสำปะหลังมาแปรรูปให้เป็นแป้ง โดยเฉพาะแป้งมันสำปะหลังดิบ มีปริมาณส่งออก 2.8 ล้านตันต่อปี และแป้งมันสำปะหลังตัดแปร มีปริมาณส่งออก 1.0 ล้านตันต่อปี (Sowcharoensuk C., 2563) ซึ่งในกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังนั้น มีการใช้น้ำปริมาณมากในการขจัดทราย สิ่งเจือปน และของแข็งอื่น ๆ ส่งผลให้น้ำเสียที่ถูกปล่อยออกมามีปริมาณสารอินทรีย์และค่าความสกปรกสูง จึงนิยมนำน้ำเสียจากการผลิตแป้งมันสำปะหลังไปผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas) แต่อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งที่ผ่านกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพยังคงมีปริมาณสารอาหารหลงเหลืออยู่ในน้ำ ได้แก่ แอมโมเนียม โฟสฟอรัส แคลเซียม และโพแทสเซียม ส่งผลให้เกิดการก่อตัวเป็นผลึกของแข็งอุดตันในท่อระบายน้ำทิ้ง และหากทิ้งลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะก่อให้เกิดปัญหา Eutrophication ได้ เนื่องจากในน้ำทิ้งยังคงมีองค์ประกอบของสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของพืช ได้แก่ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส เป็นต้น ดังนั้น การหมุนเวียนปริมาณสารฟอสฟอรัสกลับมาใช้ประโยชน์นอกจากช่วยในการบำบัดน้ำทิ้งให้ได้ตามมาตรฐานแล้วยังสามารถช่วยแก้ไขปัญหาดูดตันในเส้นท่อและปัญหามลพิษทางน้ำได้

ปัจจุบันมีการนำเทคโนโลยีหมุนเวียนสารอาหารจากน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังกลับมาใช้ใหม่ ได้แก่ กระบวนการตกตะกอนผลึก (Precipitation) การตกตะกอนทางไฟฟ้า (Electrocoagulation) กระบวนการเมมเบรน (Membrane Process) การใช้คลื่นอัลตราโซนิก (Ultrasonication) เพื่อหมุนเวียนสารอาหารกลับมาใช้ให้เกิดประโยชน์แทนการปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ โดยประโยชน์จากการนำน้ำทิ้งหมุนเวียนกลับไปใช้ใหม่นั้น เป็นการนำมาผลิตเป็นปุ๋ยทางการเกษตร หรือนำมาใช้เป็นส่วนผสมของปุ๋ยทางการเกษตรและทดแทนธาตุสารอาหารหลักของพืชที่ขาดแคลน อีกทั้งยังสามารถหมุนเวียนนำไปผลิตเป็นพลังงานเพื่อหมุนเวียนกลับมาใช้ในกระบวนการผลิต เพื่อลดต้นทุนการนำเข้าพลังงานจากภายนอก เช่น การผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas) การผลิตพลังงานไฟฟ้าใช้เซลล์อิเล็กโทรไลซิสแบคทีเรีย (Microbial Electrolysis Cell) และ การผลิตพลังงานไฮโดรเจน (Hydrogen energy) เป็นต้น



ในทางการเกษตรกรรมธาตุอาหารฟอสฟอรัสมีความสำคัญสำหรับพืช ซึ่งมีส่วนช่วยในเรื่องของการเร่งออกผล สร้างเมล็ด ช่วยการออกดอก ผสมเกสร และช่วยให้รากดูดธาตุอาหารไปใช้ได้ดี หากพืชขาดธาตุอาหารฟอสฟอรัส จะส่งผลให้พืชลำต้นแคระแกร็นและไม่ผลิดอก อย่างไรก็ตามแร่ธาตุฟอสฟอรัสในแหล่งธรรมชาติมีปริมาณน้อยและยังไม่มีสารประกอบอื่น ๆ ที่สามารถทดแทนได้ จึงต้องนำเข้าปุ๋ยเคมีจากต่างประเทศ ได้แก่ ปุ๋ยยูเรีย และแร่หินฟอสเฟต นำมาผสมกับปุ๋ยอินทรีย์ เพื่อเพิ่มธาตุอาหารให้มากขึ้น (ศิริกาญจน์ ดอกไม้จีน, 2558; พัทธนันท์ นาถพิณิช และคณะ, 2559) ดังนั้นน้ำทิ้งที่ผ่านระบบระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ยังคงมีปริมาณสารอาหารที่เป็นประโยชน์ต่อพืช เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และมีโลหะบางชนิด เช่น แคลเซียมและแมกนีเซียม เจือปนอยู่ในปริมาณมาก โดยปริมาณไอออนหรือสารอาหารที่พบในรูปแบบแมกนีเซียมไอออน ( $Mg^{2+}$ ) แอมโมเนียมไอออน ( $NH_4^+$ ) และฟอสเฟตไอออน ( $PO_4^{3-}$ ) พบอยู่ในช่วง 31.1 - 650 125 - 1,378.6 และ 25.34 -202 mg/L ตามลำดับ (พัทธนันท์ นาถพิณิช และคณะ, 2559; ครอบรู้ รังสิเวศ, 2560; Abimbola et al., 2015; Luo et al., 2019) ซึ่งมีคุณสมบัติเหมาะสมที่จะหมุนเวียนกลับมาผลิตเป็นปุ๋ยทางการเกษตรได้ การหมุนเวียนกลับมาผลิตเป็นสตรูไวท์ (Struvite หรือ Magnesium Ammonium Phosphate) ให้มีประสิทธิภาพเทียบเท่ากับปุ๋ยที่ขายตามท้องตลาดด้วยคุณสมบัติการปลดปล่อยช้าหรือออกฤทธิ์ช้าและไม่เป็นอันตรายต่อพืช (พิชญ์ภาค เจียรพันธ์, 2552; กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2552; Khaita and Polprasert, 2019) ซึ่งการตกตะกอนเป็นปุ๋ยสตรูไวท์จะเกิดขึ้นได้ดีจะต้องมีค่า pH และอัตราส่วนโมลของแมกนีเซียมต่อแอมโมเนียมต่อฟอสเฟต ( $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$ ) ที่เหมาะสม โดยอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 1.0 : 1.0 : 1.0 – 2.0 : 1.0 : 1.0 พบว่ามีประสิทธิภาพในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาใช้ประโยชน์ได้ดี ทั้งนี้ยังขึ้นอยู่กับค่า pH ที่เหมาะสมในการตกตะกอนโดยจะพบว่าอยู่ในช่วง 7.0 – 10.5 (Zhang et al., 2012; Wang et al., 2019) และจากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมาของค่าของ pH ที่เหมาะสมของการหมุนเวียนฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 8.0 – 10.0 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการหมุนเวียน  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  กลับมาใช้ประโยชน์สูงสุดถึงร้อยละ 90.3 และ 80.0 ตามลำดับ (ครอบรู้ รังสิเวศ, 2560; Celen et al., 2007; Karabegovic et al., 2012; Kim et al., 2017; Enyemadze et al., 2021) อีกทั้งยังพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  สูงถึงร้อยละ 95 (Siciliano and Rosa, 2014) ดังนั้น การเพิ่มอัตราส่วนโมลและปรับค่า pH ให้มีความเหมาะสมจะสามารถหมุนเวียนฟอสฟอรัสในรูปแบบของตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ที่มีความบริสุทธิ์ได้ และจากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมากระบวนการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ เป็นกระบวนการที่นิยมนำมาใช้ในการหมุนเวียนสารอาหารจากน้ำทิ้ง เนื่องจากเป็นกระบวนการที่มีประสิทธิภาพสูง ควบคุมดูแลได้ง่าย และมีค่าใช้จ่ายต่ำ (Haiming Huang, 2015) แต่จำเป็นต้องมีการเติมสารเคมีเพื่อใช้ในการตกตะกอนเป็นปุ๋ยสตรูไวท์ และจะต้องควบคุมสภาวะที่เหมาะสม จึงสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Burns et al. (2003) พบว่าการหมุนเวียนสารอาหารในน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ นิยมใช้

แมกนีเซียม ( $Mg^{2+}$ ) เป็นตัวประสานให้เกิดเป็นผลึกของแข็งและตกตะกอนแยกออกจากน้ำ เนื่องจากสามารถตกตะกอนเป็นสตรูโวไทต์ได้ เช่น  $MgCl_2$   $MgO$   $MgSO_4$  และ  $Mg(OH)_2$  เป็นต้น (Kabdaslı et al., 2022) และมีการใช้ฟอสเฟต ( $PO_4^{3-}$ ) เช่น  $NH_4H_2PO_4$   $KH_2PO_4$  และ  $Na_2HPO_4$  (Alessio Siciliano, 2016; Laura et al., 2021) และจากงานวิจัยของ ตวงกมล พงษ์ธีรโนปจัย. (2552) พบว่าข้อดีของการใช้สาร  $MgCl_2$  มีความสามารถละลายในน้ำได้เร็วและใช้ระยะเวลาการเกิดปฏิกิริยาสั้น แต่มีข้อเสียเปรียบ คือ เมื่อละลายน้ำจะมีสถานะเป็นกรดอ่อน จึงทำให้ค่า pH ในน้ำที่ไม่เหมาะสมต่อการเกิดผลึกสตรูโวไทต์ ขณะที่การใช้  $MgO$  มีคุณสมบัติที่ช่วยเพิ่มค่า pH พร้อมทั้งเป็นแหล่งให้อิออน  $Mg^{2+}$  ในน้ำ ซึ่งจะช่วยให้การตกตะกอนผลึกสตรูโวไทต์ โดยไม่จำเป็นต้องเติมสารเคมีเพื่อปรับสภาพความเป็นด่าง และยังมีราคาถูกกว่า  $MgCl_2$  แต่มีข้อจำกัด คือ การละลายในน้ำไม่ดีเท่ากับการใช้  $MgCl_2$  และยังคงหลงเหลือสารเคมีตกค้างหลังจากทำปฏิกิริยา ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 87.84 และ 83.54 ตามลำดับ ขณะที่การศึกษาเกี่ยวกับการหมุนเวียนฟอสฟอรัสในน้ำเพื่อตกตะกอนผลึกสตรูโวไทต์กลับมาใช้ประโยชน์เป็นแหล่งฟอสฟอรัสเพื่อนำไปผลิตปุ๋ย ในปัจจุบันมีงานวิจัยที่ศึกษาไม่มากนัก จึงมีความจำเป็นในการหาแหล่งฟอสฟอรัสที่ไม่แพงและมีประสิทธิภาพในการตกตะกอนสตรูโวไทต์ อย่างไรก็ตามการเติมฟอสฟอรัสมีผลทำให้สามารถเกิดสตรูโวไทต์ที่มีความบริสุทธิ์สูงและมีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียออกจากน้ำเสียได้เช่นกัน (Darwish et al., 2017) จะเห็นได้ว่ากระบวนการตกตะกอนผลึก มีการใช้สารเคมีหรือเรียกว่ารีแอกแตนต์(Reactant) มากมายหลากหลายชนิดแต่ละชนิดมีประสิทธิภาพแตกต่างกันขึ้นอยู่กับปัจจัยที่เกี่ยวข้องในการหมุนเวียนสารอาหารในน้ำเสียเพื่อตกตะกอนเป็นสตรูโวไทต์

ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังและศึกษาสภาวะปัจจัยที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสและการตกตะกอนเป็นผลึกสตรูโวไทต์ ได้แก่ ชนิดของสารเคมี อัตราส่วนโมลของแมกนีเซียมและฟอสเฟต ค่า pH และระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสม และศึกษาโครงสร้างผลึกสตรูโวไทต์เพื่อนำไปใช้ประโยชน์ในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาใช้ประโยชน์ผลิตเป็นปุ๋ยทางการเกษตรกรรมและเป็นการเพิ่มมูลค่าของเสียด้วย

## 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและปัจจัยในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนเป็นสตรูโวไทต์

1.2.2 เพื่อศึกษาโครงสร้างผลึกสตรูโวไทต์จากกระบวนการหมุนเวียนฟอสฟอรัส

### 1.3 สมมติฐานของการวิจัย

1.3.1 กระบวนการตกตะกอนเป็นสตรูโวอิตที่มีประสิทธิภาพในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

### 1.4 ขอบเขตการศึกษา

1.4.1 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง เป็นน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากอุตสาหกรรมแปรงมันสำปะหลัง

1.4.2 ศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัส ได้แก่ ชนิดของสารเคมีที่ใช้ อัตราส่วนโมลของแมกนีเซียมและฟอสเฟตในน้ำทิ้ง ค่า pH และศึกษาระยะเวลาการตกตะกอน เป็นต้น

1.4.3 ในการศึกษาครั้งนี้จะใช้ Magnesium oxide (MgO) Ammonium dihydrogen phosphate ( $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ) และ Potassium Dihydrogenphosphate ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) เป็นต้น

1.4.4 ศึกษาโครงสร้างผลึกสตรูโวอิตจากกระบวนการหมุนเวียนฟอสฟอรัส โดยใช้เครื่องมือ Small/Wide Angle X-ray Scattering (SAXS/WAXS) เครื่องมือวิเคราะห์ XRF และเครื่องมือวิเคราะห์ XRD

#### 1.5.1 ประโยชน์ที่ได้รับ

1.5.1 ช่วยเพิ่มแหล่งที่มาของปุ๋ยฟอสเฟต

1.5.2 ช่วยเพิ่มมูลค่าน้ำเสียแปรงมันสำปะหลัง โดยการหมุนเวียนธาตุอาหารที่มีประโยชน์กลับมาใช้ใหม่ด้วยกระบวนการตกตะกอนเป็นปุ๋ยสตรูโวอิต

1.5.3 สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

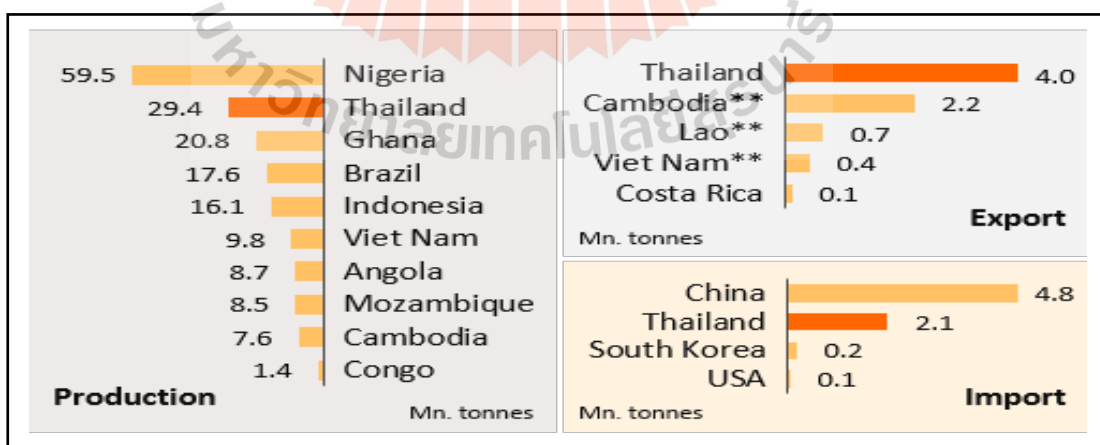
## บทที่ 2

### ปรัทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ในการศึกษาการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนเป็นสตรูไวท์ ได้ทำการทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ลักษณะน้ำเสียของอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ผลกระทบของฟอสเฟต ผลึกของสตรูไวท์ และ เทคโนโลยีในการบำบัดฟอสเฟต เป็นต้น มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

#### 2.1 อุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง

อุตสาหกรรมมันสำปะหลังมีความสำคัญต่อเศรษฐกิจของไทยอย่างมาก ประเทศไทยมีปริมาณการผลิตมันสำปะหลังเป็นอันดับ 2 ของโลกรองจากไนจีเรีย ดังแสดงรูปที่ 2.1 ในปี 2563 อุตสาหกรรมแปรรูปมันสำปะหลังในไทยมีจำนวนทั้งสิ้น 1,210 โรงงาน โดยจังหวัดนครราชสีมา มีจำนวนโรงงานแปรรูปมากที่สุดในประเทศรวมทั้งสิ้น 161 โรงงาน รองลงมาเป็นกำแพงเพชร 150 โรงงาน นครสวรรค์ 90 โรงงาน และชัยภูมิ 63 โรงงาน เป็นต้น จึงจัดเป็นอุตสาหกรรมที่สร้างรายได้ให้กับประเทศไทย มีรายละเอียดดังต่อไปนี้



รูปที่ 2.1 การผลิตมันสำปะหลังทั่วโลกและประเทศการค้ามันสำปะหลัง  
(Krungsri Research. 2018, Chaiwat Sowcharoensuk, 2563)

### 2.1.1 อุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังในประเทศไทย

ผลิตภัณฑ์มันสำปะหลังที่ผลิตในไทย ได้แก่ ผลิตภัณฑ์มันสำปะหลังตากแห้ง (Dried Cassava) และผลิตภัณฑ์แป้งมันสำปะหลัง (Cassava Starch) ซึ่งอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังในประเทศไทยจำแนกออกเป็น 2 ประเภท ประกอบด้วย อุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังดิบ (Native Starch Industry) ได้แก่ แป้งแห้ง น้ำแป้ง และแป้งหมาด เป็นต้น และอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปร (Modified Starch Industry) ได้แก่ Glucose, Fructose, Sorbitol และ Maltose เป็นต้น ประเทศไทยมีอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังทั้งหมด 125 โรงงาน แบ่งเป็น อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังดิบ 104 โรงงาน และโรงงานแป้งมันสำปะหลังดัดแปร 21 โรงงาน

จากข้อมูล Sowcharoensuk C. (2563) ระบุว่า ในปี 2563 ประเทศไทยเป็นผู้ส่งออกกลุ่มผลิตภัณฑ์มันสำปะหลังรายใหญ่ที่สุดของโลกโดยมีส่วนแบ่งทางการตลาดส่งออกแป้งมันสำปะหลังดิบร้อยละ 66 และแป้งมันสำปะหลังดัดแปรร้อยละ 31 ซึ่งปริมาณส่งออกของผลิตภัณฑ์แป้งมันสำปะหลังของไทย แบ่งเป็น 2 กลุ่มผลิตภัณฑ์ คือ แป้งมันสำปะหลังดิบ มีปริมาณส่งออก 2.8 ล้านตันต่อปี คิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 43.0 ของปริมาณการส่งออกผลิตภัณฑ์มันสำปะหลังทั้งหมดของไทย ตลาดส่งออกหลักคือ ประเทศจีน เช่น อุตสาหกรรมอาหาร กระดาษ เครื่องดื่ม และสิ่งทอ เป็นต้น และแป้งมันสำปะหลังดัดแปร มีปริมาณส่งออก 1.0 ล้านตันต่อปี คิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 14.6 ของปริมาณการส่งออกผลิตภัณฑ์มันสำปะหลังทั้งหมดของไทย และมีตลาดส่งออกหลักคือ ประเทศญี่ปุ่น เช่น อุตสาหกรรมเครื่องสำอางและยา เป็นต้น ทั้งนี้ขึ้นกับความต้องการของอุตสาหกรรมแปรรูปมันสำปะหลังในตลาดส่งออกของโลก มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

#### 1) แหล่งพื้นที่เพาะปลูกมันสำปะหลัง

พื้นที่เพาะปลูกมันสำปะหลังสามารถพบได้ทั่วทุกภาคของไทย ได้แก่ ภาคตะวันออกเฉียงเหนือ ภาคกลาง ภาคตะวันออก ภาคเหนือ และภาคตะวันตก ยกเว้นภาคใต้ โดยจังหวัดที่เป็นแหล่งปลูกมันสำปะหลังที่สำคัญของไทย ประกอบด้วย 6 จังหวัด ได้แก่ นครราชสีมา กำแพงเพชร กาญจนบุรี สระแก้ว นครสวรรค์ และชัยภูมิ ซึ่งมีพื้นที่เพาะปลูกรวมมากกว่าร้อยละ 50 ของพื้นที่เพาะปลูกมันสำปะหลังทั้งประเทศ ซึ่งข้อมูลในปี พ.ศ. 2564 แหล่งพื้นที่ปลูกและผลผลิตมันสำปะหลัง พบว่า ภาคที่มีการปลูกมันสำปะหลังมากที่สุด คือ ภาคตะวันออกเฉียงเหนือร้อยละ 55.70 รองลงมา คือ ภาคกลางร้อยละ 22.66 ภาคตะวันออก ร้อยละ 8.02 ภาคเหนือร้อยละ 7.65 และภาคตะวันตกร้อยละ 5.98 คิดเป็นพื้นที่ปลูกประมาณ 10.02 ล้านไร่ พื้นที่รวม 54 จังหวัด โดยมีผลผลิตประมาณ 35.09 ล้านตัน สำหรับจังหวัดที่เป็นแหล่งปลูกมันสำปะหลังที่สำคัญของไทย ประกอบด้วย นครราชสีมา กำแพงเพชร กาญจนบุรี สระแก้ว นครสวรรค์ และชัยภูมิ ซึ่งมีพื้นที่เพาะปลูกรวมมากกว่าร้อยละ 50 ของพื้นที่เพาะปลูกมันสำปะหลังทั้งประเทศ (ศูนย์สารสนเทศการเกษตร สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร, 2564) ดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 แหล่งพื้นที่ปลูกและผลผลิตมันสำปะหลังที่สำคัญของไทย ปี 2564

| ภาค                   | จังหวัด  | เนื้อที่ (ไร่)<br>หรือ (ร้อยละ) | ผลผลิต<br>(ล้านตัน) |
|-----------------------|--|---------------------------------|---------------------|
| ภาคตะวันออกเฉียงเหนือ | นครราชสีมา ชัยภูมิ อุบลราชธานี<br>อุดรธานี เลย ขอนแก่น บุรีรัมย์<br>หนองบัวลำภู หนองคาย สกลนคร<br>สกลนคร นครพนม มุกดาหาร<br>อำนาจเจริญ ยโสธร ศรีสะเกษ สุรินทร์<br>มหาสารคาม และ ร้อยเอ็ด | 6,080,383<br>(55.70)            | 19,863,491          |
| ภาคกลาง               | กำแพงเพชร ชลบุรี ชัยนาท ลพบุรี<br>นครนายก นครปฐม นครสวรรค์<br>เพชรบูรณ์ พระนครศรีอยุธยา สระบุรี<br>สิงห์บุรี<br>สุพรรณบุรี และ อุทัยธานี   | 2,474,770<br>(22.66)            | 7,482,679           |
| ภาคตะวันออก           | จันทบุรี ชลบุรี ฉะเชิงเทรา ปราจีนบุรี<br>สระแก้ว และ ระยอง   | 875,587<br>(8.02)               | 3,006,656           |
| ภาคเหนือ              | พิษณุโลก เชียงราย พะเยา ลำปาง<br>ลำพูน เชียงใหม่ ตาก สุโขทัย แพร่<br>อุตรดิตถ์ น่าน และ พิจิตร   | 835,138<br>(7.65)               | 2,531,458           |
| ภาคตะวันตก            | กาญจนบุรี ราชบุรี เพชรบุรี และ<br>ประจวบคีรีขันธ์  | 653,136<br>(5.98)               | 2,210,201           |
|                       | รวม  | 10,919,014                      | 35,094,485          |

แหล่งที่มา : ศูนย์สารสนเทศการเกษตร สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร. (2564)

## 2) ประโยชน์ของผลิตภัณฑ์จากแป้งมันสำปะหลัง

แป้งมันสำปะหลังเป็นผลิตภัณฑ์ที่ทำให้เกิดการปลูกมันสำปะหลังทั้งในประเทศและต่างประเทศ แป้งมันสำปะหลังที่ผลิตได้จะนำมาใช้เป็นวัตถุดิบและส่วนประกอบหลักในอุตสาหกรรมต่าง ๆ ดังนี้อุตสาหกรรมสิ่งทอ จะใช้ในขั้นตอนการพิมพ์ลายผ้า ซึ่งแป้งมันสำปะหลังจะช่วยทำให้พิมพ์ลายได้สม่ำเสมอ อุตสาหกรรมกระดาษ จะนิยมนำแป้งฉบับบริเวณผิวกระดาษเพื่อทำให้กระดาษเรียบ สำหรับ อุตสาหกรรมอาหารและเครื่องดื่ม แป้งจะเป็นตัวช่วยทำให้อาหารมีความข้น มีความคงสภาพ รวมตัวกันได้ดี และช่วยในการเสริมแต่ง เป็นต้น

## 2.1.2 กระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง

หลักการสำคัญของกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง คือ การสกัดแป้งออกจากเซลล์ของรากมันสำปะหลัง โดยมีน้ำเป็นตัวสกัด จากนั้นจะถูกเหวี่ยงแยกด้วยเครื่องหมุนเหวี่ยง ที่อัตราการหมุนสูงเพื่อแยกแป้งออกจากโปรตีนและสิ่งเจือปนอื่นด้วยหลักความแตกต่างของน้ำหนักโมเลกุล สรุปกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังดังแสดงในตารางที่ 2.2 และแผนผังกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง ดังแสดงในรูปที่ 2.2 มีรายละเอียดขั้นตอนดังนี้

### 1) ขั้นตอนการรับหัวมันสำปะหลัง

เมื่อหัวมันสำปะหลังถูกนำส่งมาถึงโรงงานผลิตจะผ่านขั้นตอนของการตรวจสอบคุณภาพคือ การชั่งน้ำหนักและสุ่มตัวอย่างหัวมันสำปะหลัง เพื่อทดสอบหาปริมาณแป้งในตัวอย่าง ซึ่งอาศัยหลักการแรงลอยตัว (Buoyant Force) ของวัตถุในของเหลว เพื่อประเมินราคาซื้อขาย จากนั้นหัวมันสำปะหลังจะถูกนำมารวมกันบนลานกองมันสำปะหลัง เพื่อเตรียมเข้าสู่กระบวนการผลิตต่อไป

### 2) ขั้นตอนการกำจัดเศษดินทรายและการล้างหัวมันสำปะหลัง

หัวมันสำปะหลังจะถูกลำเลียงโดยสายพานเข้าสู่เครื่องตะแกรงร่อนคัดแยกดินทรายออกจากวัตถุดิบ จากนั้นลำเลียงเข้าสู่เครื่องล้างเพื่อทำความสะอาดหัวมัน แล้วจึงนำเข้าสู่เครื่องสับและขูดเปลือกให้หัวมันมีขนาดเล็กกลางและแยกเอาเปลือกออกก่อนเข้าเครื่องบดมันสำปะหลัง

### 3) ขั้นตอนการบดหัวมันสำปะหลัง

เมื่อหัวมันสำปะหลังผ่านขั้นตอนการกำจัดเศษดินทรายและล้างทำความสะอาดจะถูกส่งไปยังเครื่องสับหัวมัน (Root chopper) โดยสับหัวมันสำปะหลังให้มีขนาดเล็กกลางประมาณ 1-2 นิ้ว แล้วหัวมันสำปะจะตกลงเข้าสู่เครื่องบดหัวมันสำปะหลังหรือเครื่องมือ เพื่อทำให้มันสำปะหลังมีชิ้นละเอียดขึ้น จากนั้นเติมน้ำเพื่อให้สามารถโม่ได้ง่ายขึ้น และจะได้ของเหลวชั้นที่มีส่วนผสมของแป้ง กากมัน น้ำ และสิ่งเจือปนต่าง ๆ

### 4) ขั้นตอนการสกัดแป้ง

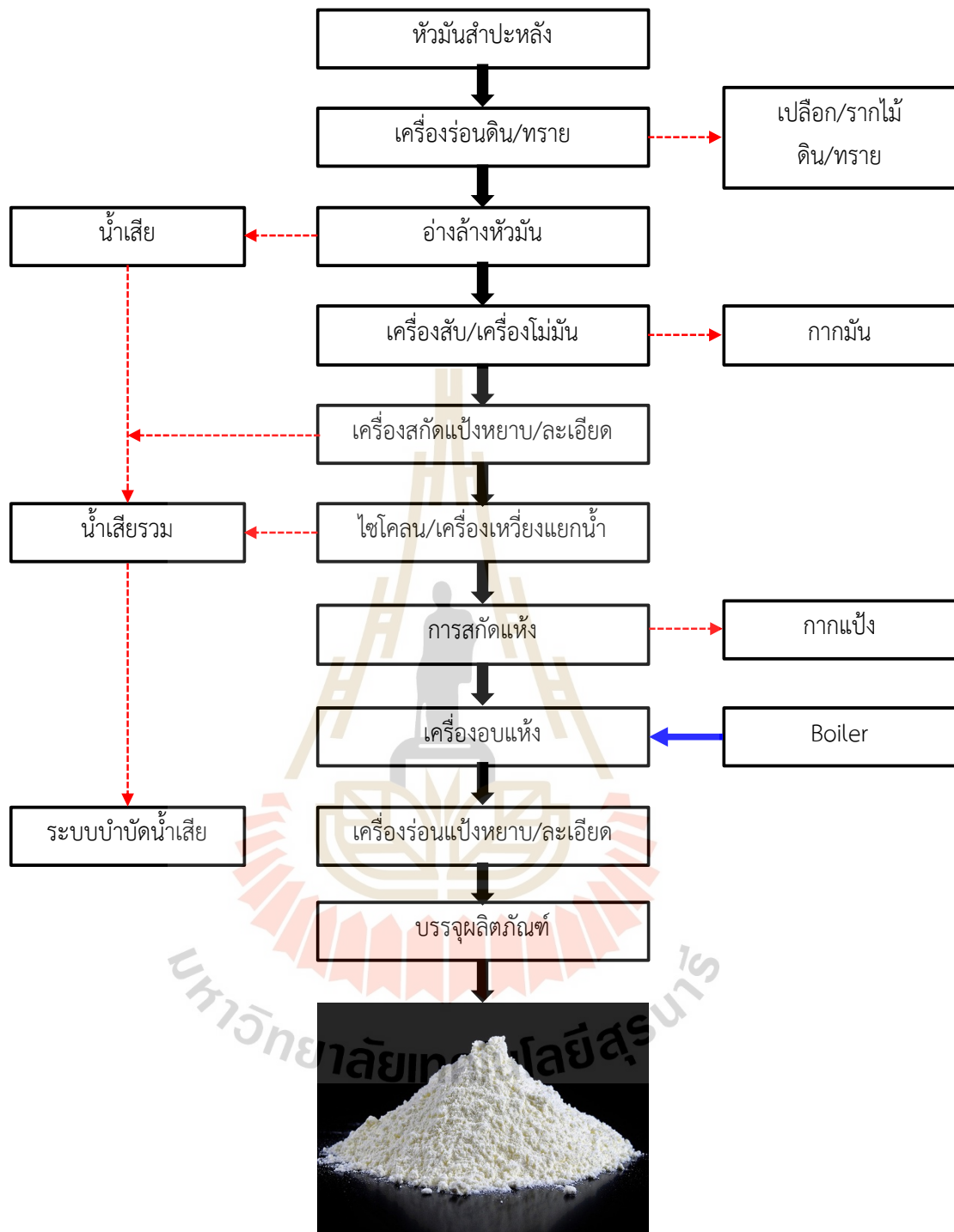
หลังจากการโม่แล้ว น้ำแป้งจะถูกเติมน้ำแล้วนำเข้าสู่เครื่องสกัดแป้ง (Extractor) เพื่อสกัดแป้งออกจากเส้นใยเซลลูโลสและกากมัน โดยทั่วไปจะต้องทำการสกัดจำนวนหลายครั้ง บางโรงงานอาจมีชุดสกัด 3 - 4 ชุด ขึ้นกับขนาดของโรงงาน ซึ่งชุดการสกัดขั้นแรกเป็นการสกัดแบบหยาบจะใช้ตะแกรงขนาด 60-80 mesh และชุดการสกัดขั้นสุดท้ายจะเป็นการสกัดแบบละเอียดโดยนิยมใช้ผ้ากรองขนาด 90 mesh จากนั้นจะเติมน้ำกำมะถัน เพื่อช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการสกัดแป้ง และยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

ในขั้นตอนการสกัดแป้ง กากมันสำปะหลังจะมีน้ำอยู่ในปริมาณมาก และมีแป้งเหลือปริมาณน้อย จึงจะต้องแยกกากมันสำปะหลังออกจากน้ำแป้ง โดยจะลำเลียงเข้าสู่เครื่องอัดกากและนำไปตากให้แห้งก่อนจะนำไปผสมกับอาหารสัตว์หรือผสมกับมันเส้น เพื่อใช้ทำมันอัดเม็ดต่อไป

ตารางที่ 2.2 สรุปขั้นตอนกระบวนการผลิต และสารเคมีที่ใช้ (ณัฐฐา กล้าณรงค์, 2562)

| ลำดับ | ขั้นตอน                     | รายละเอียด   | สารเคมีที่ใช้  |
|-------|-----------------------------|--|--|
| 1     | การล้างหัวมัน<br>สำหรับหลัง | กำจัดดิน ผุ่น และสิ่งสกปรก<br>ที่ 'ติดอยู่' บนผิวหัวมัน<br>สำหรับหลัง    | บางครั้งอาจใช้สารทำความสะอาด<br>หรือสารเคมีเบา ๆ เพื่อช่วยในการล้าง  |
| 2     | การบดหัวมัน<br>สำหรับหลัง   | บดหัวมันสำหรับหลังให้เป็น<br>ชิ้นเล็ก ๆ เพื่อให้แบ่งออกมา<br>ได้ง่ายขึ้น | ขั้นตอนนี้ไม่ใช้สารเคมี แต่ใช้<br>เครื่องจักรในการบด   |
| 3     | การคัดแยกแป้ง               | แยกแป้งออกจากเส้นใยและ<br>สารละลายอื่น ๆ                                 | อาจใช้สารเคมีเช่น โซเดียมไฮดรอกไซด์<br>(NaOH) เพื่อช่วยในการคัดแยก   |
| 4     | การกรองและ<br>แยกน้ำ        | กรองแป้งออกจากน้ำและ<br>สารอินทรีย์ที่เหลืออยู่                          | บางครั้งอาจใช้สารช่วยตกตะกอน เช่น<br>แคลเซียมออกไซด์ (CaO)   |
| 5     | การตกตะกอน<br>และแยกแป้ง    | ทำให้ แป้งตกตะกอนเพื่อ<br>แยกออกจากน้ำ                                   | อาจใช้สารเคมีเพื่อช่วยในกระบวนการ<br>ตกตะกอน เช่น แคลเซียมไฮดรอกไซด์<br>(Ca(OH) <sub>2</sub> ) หรือฟอสเฟต (เช่น โซเดียม<br>ฟอสเฟต) |
| 6     | การล้างแป้ง                 | ล้างแป้งที่ ตกตะกอนให้<br>สะอาดและกำจัดสารเคมี<br>ตกค้าง                 | อาจใช้สารละลายที่ปรับค่า pH หรือ<br>สารช่วยในการล้างเพื่อกำจัดสารเคมีที่<br>ตกค้าง   |
| 7     | การอบแห้ง                   | ทำให้ แป้งแห้งเพื่อให้<br>สามารถจัดเก็บและใช้งานได้<br>ง่าย              | ขั้นตอนนี้ไม่ใช้สารเคมี แต่ใช้<br>เครื่องจักรในการอบแห้ง   |





รูปที่ 2.2 แผนผังกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง

### 1) การเพิ่มความเข้มข้นของน้ำแป้ง (Separation)

เพื่อป้องกันการเกิดปฏิกิริยาทางเคมีและปฏิกิริยาชีวเคมีจากจุลินทรีย์ซึ่งจะส่งผลให้คุณภาพของแป้งลดลง การผลิตแป้งมันสำปะหลังจึงต้องกระทำภายในเวลาอันสั้นที่สุด ดังนั้นในกระบวนการเพิ่มความเข้มข้นของแป้ง จึงมักเป็นกระบวนการต่อเนื่องที่ไม่มีถึงพักเช่นเดียวกับกระบวนการอื่น ๆ น้ำแป้งที่ถูกแยกออกจากกากมันสำปะหลังจะถูกส่งต่อไปยังเครื่องแยก (Separators) ซึ่งอาจเป็นเครื่องแยกชนิดหมุนเหวี่ยง (Centrifugal separators) หรือ ไฮโดรไซโคลน (Hydrocyclone) โดยโรงงานส่วนใหญ่จะใช้เครื่องแยกชนิดหมุนเหวี่ยง และเพื่อให้ได้แป้งมันสำปะหลังที่มีคุณภาพดีจึงมักใช้เครื่องแยกแบบหมุนเหวี่ยงจำนวน 2 ชุดเพื่อแยกกากมันสำปะหลังออกให้หมดและทำให้น้ำแป้งเข้มข้น น้ำที่ใช้ในการล้างแป้งที่เติมในเครื่องแยกแบบหมุนเหวี่ยงนี้อาจจะเป็นน้ำหรือน้ำกำมะถันก็ได้

### 2) การทำให้แป้งแห้งและการบรรจุผลิตภัณฑ์ (Drying and packing)

น้ำแป้งจะถูกแยกน้ำออกจากแป้งโดยการใช้เครื่องเซนติฟิวจ์ (Centrifuge) แป้งที่ถูกแยกเอาน้ำออกแล้วจะถูกพ่นเข้าสู่ท่อไอร้อนซึ่งมีลมร้อนประมาณ  $200^{\circ}\text{C}$  จากเตาเผา เป่าเข้ามาด้วยความดันสูง ความแรงของลมจะพัดเอาแป้งขึ้นไปตามปล่องสูง แล้วตกมาสู่ไซโคลน (Cyclone) ระยะเวลาที่ใช้ในการทำให้แป้งแห้งเป็นช่วงเวลาสั้นๆ เพื่อป้องกันการรวมตัวของแป้งเป็นเม็ดและเพื่อป้องกันการสลายตัวของแป้งอีกทางหนึ่งด้วย ลมร้อนที่ใช้ในการทำให้แป้งแห้งเกิดจากการเผาไหม้เตา และผ่านการกรองก่อนจะถูกเป่าเข้าสู่เครื่องอบแห้งเพื่อป้องกันแป้งถูกปนเปื้อนด้วยสิ่งสกปรก แป้งมันสำปะหลังที่ได้จากไซโคลนจะเป็นแป้งที่แห้งและละเอียด แต่ยังร้อนอยู่ ซึ่งจะต้องทำให้เย็นโดยทันที ด้วยการใช้ไซโคลนเย็น ก่อนจะถูกปล่อยลงสู่เครื่องร่อนแป้ง เพื่อให้อนุภาคของแป้งมีความสม่ำเสมอ แป้งที่แห้งแล้วจะถูกร่อนผ่านตะแกรงก่อนที่จะบรรจุลงสู่ไซโล โดยส่วนใหญ่ไซโลจะมีขนาดใหญ่เพียงพอที่จะบรรจุแป้งที่เกิดจากการผลิตใน 24 ชั่วโมงได้ การบรรจุแป้งลงถุงของโรงงานที่มีขนาดเล็กจะใช้ระบบกึ่งอัตโนมัติ ส่วนโรงงานที่มีขนาดใหญ่จะใช้ระบบอัตโนมัติในการเปิดถุงและบรรจุลงถุง

#### 2.1.3 ชนิดของเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิต

ของเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตั้งแต่ต้นทางการผลิตจนถึงปลายทางการผลิต ประกอบด้วย กากมันสำปะหลัง เถ้าแกลบ น้ำเสีย ฝุ่นละออง และตะกอนทราย ซึ่งของเสียแต่ละชนิดที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิต ดังแสดงในตารางที่ 2.3 พบว่า ในกระบวนการของการรับหัวมันสำปะหลัง และการเตรียมหัวมันสำปะหลัง จะเกิดของเสีย ได้แก่ เศษหัวมันตกหล่น ดิน ทราย และหินที่ติดมากับวัตถุดิบ เป็นต้น น้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิตมักมาจากการใช้น้ำในการล้างแป้งที่เติมในเครื่องแยกชนิดหมุนเหวี่ยงหรือไฮโดรไซโคลน เพื่อทำแป้งให้ชื้นและการสไลด์แป้งให้หมด ส่วนกระบวนการที่ทำให้เกิดฝุ่นละออง จะเกิดในกระบวนการอบแป้งให้แห้ง

เก็บแบ่งเข้าไซโล และการบรรจุผลิตภัณฑ์ เนื่องจากแบ่งที่แห้งแล้วจะถูกร้อนผ่านตะแกรงก่อนบรรจุลงสู่ไซโคลน จึงทำให้มีฝุ่นละอองฟุ้งกระจายได้ง่าย โดยมีรายละเอียดดังนี้

ตารางที่ 2.3 ขั้นตอนกระบวนการผลิต ผลผลิตที่ได้ และของเสียที่เกิดขึ้น (วงเดือน สุมารทอง, 2562)

| ลำดับ | กระบวนการผลิต                          | ผลผลิตที่ได้                         | ของเสียที่เกิดขึ้น                                     |
|-------|--|--------------------------------------|--|
| 1.    | การรับหัวมันสำปะหลัง                   | หัวมันสำปะหลัง                       | เศษหัวมันตกหล่น ดินทราย หิน ที่ติดมากับวัตถุดิบ        |
| 2.    | เตรียมหัวมันสำปะหลังและล้างทำความสะอาด | หัวมันที่สะอาด                       | เศษเปลือกมันที่หลงเหลืออยู่ ดิน ทราย รากมัน และน้ำเสีย |
| 3.    | สับ/บดละเอียดหัวมันสำปะหลัง            | มันละเอียด                           | -  |
| 4.    | การคั้นน้ำแป้ง                         | น้ำแป้งขุ่นสีน้ำตาลอ่อน              | กากมันสำปะหลัง   |
| 5.    | ทำแป้งให้ขึ้นด้วยไฮโดรไซโคลอน          | น้ำแป้งสีขาว                         | น้ำเสีย  |
| 6.    | สลัดแป้งให้หมด                         | แป้งหมดความชื้นประมาณ ร้อยละ 35 - 36 | น้ำเสีย  |
| 7.    | อบแป้งให้แห้ง                          | แป้งแห้งความชื้นไม่เกิน ร้อยละ 13    | ฝุ่นละออง  |
| 8.    | เก็บแบ่งเข้าไซโล                       | แป้งละเอียด                          | ฝุ่นละออง  |
| 9.    | การบรรจุแป้ง                           | ไอน้ำ                                | ฝุ่นละออง  |
| 10.   | เผาแกลบด้วยสตรึมไอน้ำ (Boiler)         | ไอน้ำ                                | แถ้าแกลบ   |
| 11.   | ตกตะกอนทราย(บ่อดักทราย)                | น้ำเสียที่มีตะกอนน้อย                | ตะกอนดิน ทราย  |

## 2.2 ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลัง

น้ำเสียของอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังมีแหล่งกำเนิด 2 แหล่ง ได้แก่ น้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง และน้ำทิ้งจากกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas) โดยมีรายละเอียดลักษณะน้ำเสียแต่ละชนิดดังนี้

### 2.2.1 ลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตของโรงงานแป่งมันสำปะหลัง

อุตสาหกรรมผลิตแป่งมันสำปะหลังเป็นอุตสาหกรรมที่มีปริมาณน้ำเสียจากกระบวนการผลิตปริมาณมาก เช่น กระบวนการล้าง การปอกเปลือก และการสกัดแป่ง เป็นต้น การผลิตแป่งมันสำปะหลัง 1 ตัน จะเกิดน้ำเสียประมาณ 10-20 ลูกบาศก์เมตร โดยลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่เกิดจากโรงงานผลิตแป่งมันสำปะหลังมีพารามิเตอร์แตกต่างกัน

ตารางที่ 2.4 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป่งมันสำปะหลัง

| พารามิเตอร์                   | หน่วย | ลักษณะน้ำเสีย                   |                       |                      |                              |
|-------------------------------|-------|---------------------------------|-----------------------|----------------------|------------------------------|
|                               |       | กฤษยา โรจน์พานิช และคณะ. (2560) | Roberto et al. (2006) | Torres et al. (2017) | Khaita and Polprasert.(2019) |
| pH                            | -     | -                               | 6                     | 4.34                 | 2.9 - 3.5                    |
| COD                           | mg/L  | 13,000-40,000                   | -                     | 8,152                | 17,907                       |
| TS                            | mg/L  | -                               | -                     | 2,252                | 8,773                        |
| TSS                           | mg/L  | 4,000 - 14,000                  | -                     | -                    | 4,597                        |
| TDS                           | mg/L  | -                               | -                     | -                    | 4,176                        |
| TN                            | mg/L  | 300 – 1,000                     | 1,720                 | 212                  | -                            |
| TKN                           | mg/L  | -                               | -                     | -                    | 308.5                        |
| NH <sub>4</sub> -H            | mg/L  | -                               | -                     | -                    | -                            |
| TP                            | mg/L  | 20 - 60                         | -                     | -                    | -                            |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | mg/L  | -                               | 368.8                 | 31                   | 22.5                         |
| K <sup>+</sup>                | mg/L  | -                               | 3,641.0               | -                    | -                            |
| Ca <sup>2+</sup>              | mg/L  | -                               | 236                   | 33                   | 54.1                         |
| Mg <sup>2+</sup>              | mg/L  | -                               | 438.1                 | -                    | 12.4                         |
| Fe <sup>2+</sup>              | mg/L  | -                               | 2.72                  | 10.9                 | 4.3                          |

จากลักษณะน้ำเสียของโรงงานแป่งมันสำปะหลัง แสดงในตารางที่ 2.4 ประกอบด้วยค่า pH พบอยู่ในช่วง 2.9 – 6 ค่าความสกปรกในรูป COD พบอยู่ในช่วง 8,152 – 40,000 mg/L ค่าของแข็งทั้งหมดในน้ำ (TS) พบอยู่ในช่วง 2,252 - 8,773 mg/L L ค่าของแข็งแขวนลอย (TSS)

4,597 – 14,000 mg/L ค่าของแข็งละลายน้ำ (TDS) เท่ากับ 4,176 mg/L ค่าปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (TN) พบอยู่ในช่วง 212 - 1,720 mg/L ปริมาณไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น(TKN) เท่ากับ 308.5 mg/L ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP) พบอยู่ในช่วง 20- 60 mg/L ปริมาณออร์โธฟอสเฟต ( $PO_4^{3-}$ ) พบอยู่ในช่วง 22.5 – 368.8 mg/L ปริมาณโพแทสเซียม ( $K^+$ ) เท่ากับ 3,641.0 mg/L ปริมาณแคลเซียม ( $Ca^{2+}$ ) พบอยู่ในช่วง 33 – 236 mg/L ปริมาณแมกนีเซียม พบอยู่ในช่วง 12.4 - 438.1 mg/L และปริมาณเหล็ก ( $Fe^{2+}$ ) พบอยู่ในช่วง 2.72 – 10.9 mg/L ดังนั้น ลักษณะสมบัติของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบมีค่าความสกปรกในรูป COD ปริมาณของแข็งในน้ำ ไนโตรเจนทั้งหมด และออร์โธฟอสเฟตค่อนข้างสูง ซึ่งองค์ประกอบในน้ำเสียโรงงานแป้งมันสำปะหลังส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์เป็นหลัก

### 2.2.2 ลักษณะน้ำทิ้งจากระบบบำบัด

เนื่องด้วยน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว จำเป็นต้องควบคุมพารามิเตอร์ ได้แก่ ค่าพีเอช เท่ากับ 5.5 – 9.0 ค่า COD เท่ากับ 120 mg/L ค่า BOD เท่ากับ 20 mg/L ปริมาณไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น (TKN) เท่ากับ 200 mg/L ปริมาณของแข็งทั้งหมดในน้ำ (TS) เท่ากับ 50 mg/L ปริมาณของแข็งแขวนลอย (SS) เท่ากับ 150 mg/L และปริมาณของแข็งที่ละลายน้ำ (TDS) เท่ากับ 5,000 mg/L ให้เป็นไปตามมาตรฐานน้ำทิ้งโรงงานอุตสาหกรรม โดยลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง แสดงดังในตาราง 2.5 จะขึ้นกับขนาดของโรงงาน ยิ่งโรงงานมีขนาดใหญ่ พารามิเตอร์ต่างๆ ของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียจะมีค่าสูงกว่าโรงงานขนาดเล็ก ดังนั้นค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวจึงมีความสำคัญที่จะต้องควบคุมให้อยู่ในช่วงที่ระบุไว้หรือควบคุมไม่ให้เกินค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม

ตารางที่ 2.5 ค่าเฉลี่ยของลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย

| พารามิเตอร์ | โรงงานขนาดเล็ก | โรงงานขนาดกลาง | โรงงานขนาดใหญ่ | มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม |
|-------------|----------------|----------------|----------------|-----------------------------------|
| pH          | 4.75           | 4.69           | 6.33           | 5.5 – 9.0                         |
| COD (mg/L)  | 13,000         | 15,000         | 19,300         | 120                               |
| BOD (mg/L)  | 6,465          | 10,555         | 12,645         | 20                                |
| TKN (mg/L)  | 228            | 248            | 512            | 200                               |
| TS (mg/L)   | 13,030         | 12,550         | 19,845         | 50                                |
| SS (mg/L)   | 7,445          | 5,790          | 6,990          | 150                               |
| TDS (mg/L)  | 5,580          | 6,820          | 12,850         | 5,000                             |

แหล่งที่มา : กรมโรงงานอุตสาหกรรม. (2560); โสภิตา บุญอเนกทรัพย์. (2541)

เนื่องด้วยน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังมีปริมาณมาก มีปัญหากลิ่นเหม็น และมีค่าความสกปรกในรูป COD สูง จึงนิยมนำเทคโนโลยีการผลิตก๊าซชีวภาพเข้ามาใช้ จะช่วยให้ค่าความสกปรกและกลิ่นลดลงได้ อีกทั้ง ยังสามารถนำก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้ไปใช้เป็นเชื้อเพลิงผลิตพลังงานความร้อนและพลังงานไฟฟ้าเพื่อกิจกรรมภายในอุตสาหกรรม ทำให้สามารถลดการนำเข้าพลังงานและลดค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย

### 2.2.3 ลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas)

จากตารางที่ 2.6 ลักษณะสมบัติน้ำทิ้งที่เกิดขึ้นจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ จะเห็นได้ว่า มีค่าความสกปรกค่อนข้างสูง โดยเฉพาะค่าซีโอดี (COD) มีค่าเท่ากับ 960 -5,151.5 mg/L ปริมาณของแข็งทั้งหมด (TS) และของแข็งแขวนลอย(TSS) ค่อนข้างสูง เท่ากับ 17.8 - 56,250 mg/L อีกทั้ง ปริมาณไอออนหรือแร่ธาตุที่พบในรูปแมกนีเซียมไอออน( $Mg^{2+}$ ) แอมโมเนียมไอออน ( $NH_4^+$ ) และไอออน  $PO_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 31.1 - 650, 125 - 1,378.6 และ 25.34 -202 mg/L ตามลำดับ และจากตารางที่ 2.7 ลักษณะสมบัติน้ำทิ้งที่เกิดขึ้นจากระบบ UASB และ CL จะเห็นได้ว่า ลักษณะสมบัติน้ำทิ้งที่เกิดขึ้นจากระบบ UASB มีค่าความสกปรกสูง โดยเฉพาะค่าซีโอดี (COD) มีค่าเท่ากับ 279.35 - 1,835 mg/L ปริมาณของ TS และรูปของ TSS มีค่าสูงเท่ากับ 1,569 - 2,030 และ 8.94 - 3,268.98 mg/L ตามลำดับ อีกทั้ง ปริมาณไอออนหรือแร่ธาตุที่พบในรูปไอออน  $Mg^{2+}$  รูปไอออน  $NH_4^+$  รูปฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP) และไอออน  $PO_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 37 -157, 84.6 - 1,318, 370 และ 12.49 - 106.9 mg/L (Correa et al., 2003; Yetilmezsoy et al., 2009; Desmidt et al., 2011; Innes et al., 2021) ตามลำดับ และลักษณะสมบัติน้ำทิ้งที่เกิดขึ้นจากระบบ CL มีค่าความสกปรก COD สูง โดยมีค่าเท่ากับ 3,846 - 7,928 mg/L ปริมาณของแข็งทั้งหมด (TS) และของแข็งแขวนลอย(TSS) ค่อนข้างสูง เท่ากับ 4,003 - 9,216 mg/L ปริมาณไอออนหรือแร่ธาตุที่พบในรูปไอออน  $Mg^{2+}$  รูปไอออน  $NH_4^+$  รูปฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP) และไอออน  $PO_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 95.0 316- 840 และ 128 - 129 mg/L (Safley and Westerman. 1992; Maetin J. 2008) ตามลำดับ จะเห็นได้ว่า จากลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB ยังคงมีปริมาณสารอาหารแมกนีเซียม แอมโมเนียม และฟอสฟอรัสในปริมาณมากเพียงพอ จึงมีความเป็นไปได้ในการนำสารอาหารธาตุดังกล่าวในน้ำทิ้งที่ผ่านระบบผลิตก๊าซชีวภาพหมักเวียนกลับมาใช้ใหม่ได้

ตารางที่ 2.6 ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

| พารามิเตอร์                   | หน่วย | แหล่งอ้างอิง                               |  |                            |                         |  |                        |
|-------------------------------|-------|--|--|----------------------------|-------------------------|--|------------------------|
|                               |       | พัทธนันท์<br>นาถพินิจ<br>และคณะ.<br>(2559) | รอบรู้<br>รังสิเวค.<br>(2560) <sup>1</sup> | Perera<br>et al.<br>(2007) | Luo<br>et al.<br>(2019) | Khaita &<br>Polprasert.<br>(2019) <sup>2</sup> | Zhang et<br>al. (2021) |
| Temp.                         | °C    | -  | -  | -                          | -                       | 29.46  | -                      |
| pH                            | -     | 7.25                                       | 7.2  | 7.5                        | 7.79                    | 6.8 – 7.5                                      | 7.96                   |
| TS                            | mg/L  | 2,478                                      | 56,250                                     | -                          | 17.8                    | 7,781  | -                      |
| TSS                           | mg/L  | 80   | 55,300                                     | 1,700                      | -                       | 5,680  | -                      |
| TDS                           | mg/L  | 2,398                                      | -  | -                          | -                       | 2,101  | -                      |
| TVS                           | mg/L  | -  | -  | -                          | 8.24                    | 4,343  | -                      |
| BOD                           | mg/L  | -  | -  | -                          | -                       | -  | -                      |
| COD                           | mg/L  | -  | -  | 960                        | 1,414                   | 4,181  | 5,151.5                |
| TN                            | mg/L  | -  | -  | -                          | -                       | -  | 1,501.4                |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>  | mg/L  | 125  | 472  | 234                        | 907                     | -  | 1,378.6                |
| TP                            | mg/L  | 217  | -  | 42                         | 312                     | 68.4   | 62.29                  |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | mg/L  | -  | 59-202                                     | -                          | 82.5                    | 39.6   | -                      |
| Mg <sup>2+</sup>              | mg/L  | 100  | 252-650                                    | 91                         | 31.1                    | 78.4   | -                      |
| Ca <sup>2+</sup>              | mg/L  | -  | -  | 61                         | -                       | 32.2   |                        |

หมายเหตุ หมายเลข <sup>1</sup> และ <sup>2</sup> ลักษณะสมบัติน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพของโรงงานแปรง  
มันสำปะหลัง

ตารางที่ 2.7 ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB และ Covered anaerobic lagoon

| พารามิเตอร์                   | หน่วย | แหล่งอ้างอิง         |                           |                       |                     |                            |                  |
|-------------------------------|-------|----------------------|---------------------------|-----------------------|---------------------|----------------------------|------------------|
|                               |       | Correa et al. (2003) | Yetilmezsoy et al. (2009) | Desmidt et al. (2011) | Innes et al. (2021) | Safley & Westerman. (1992) | Maetin J. (2008) |
| Temp.                         | °C    | -                    | -                         | -                     | -                   | -                          | -                |
| pH                            | -     | 6.2 – 7.0            | 7.95                      | 7.9 – 8.3             | -                   | 7.35                       | 7.7 – 7.9        |
| TS                            | mg/L  | -                    | 2,030                     | -                     | -                   | 4,003                      | -                |
| TSS                           | mg/L  | 8.94 – 586.07        | 1,130                     | -                     | -                   | -                          | 9,216            |
| TDS                           | mg/L  | -                    | -                         | -                     | -                   | -                          | -                |
| BOD                           | mg/L  | 102.92               | 370                       | -                     | -                   | -                          | -                |
| COD                           | mg/L  | 279.35               | -                         | -                     | 1,388 – 1,835       | 3,846                      | 7,928 ± 2,960    |
| Mg <sup>2+</sup>              | mg/L  | -                    | -                         | 37 - 157              | -                   | 95                         | -                |
| TN                            |       | -                    | -                         | -                     | 59.2 – 107.1        | -                          | -                |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>  | mg/L  | 78.78                | 1,318                     | 140 - 174             | -                   | 316                        | 840 ± 75         |
| TP                            | mg/L  | -                    | 370                       | -                     | -                   | 129                        | -                |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | mg/L  | 12.49                | -                         | 10 - 53               | 29.3 - 106.9        | -                          | 128 ± 56.2       |

### 2.3 ผลกระทบจากปัญหาน้ำเสียของอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง

ปัญหาผลกระทบจากปัญหาน้ำเสียของอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง ส่วนใหญ่พบว่า น้ำทิ้งจากระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ ยังคงมีค่าความสกปรกสูง เช่น ค่าบีโอดี(BOD) ปริมาณไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P) และโพแทสเซียม (K) เป็นต้น จึงจะต้องนำไปการบำบัดต่อไปเพื่อให้ได้ค่ามาตรฐานน้ำทิ้งตามกฎหมายและกรมควบคุมมลพิษได้กำหนดไว้ ก่อนจะปล่อยลงสู่แหล่งน้ำมิเช่นนั้นอาจส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศและสิ่งแวดล้อมเป็นบริเวณกว้างได้ โดยมีรายละเอียดดังต่อไปนี้



### 2.3.1 ผลกระทบด้านสิ่งแวดล้อม

ปริมาณของสารประกอบในน้ำที่จากอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังยังคงมีปริมาณสารอินทรีย์และสารอาหารจำพวกกลุ่มฟอสเฟตและโพลีฟอสเฟต และสารประกอบไนโตรเจนเจือปนอยู่มากเกินไป จึงไปกระตุ้นให้พืชน้ำ สาหร่าย และแพลงก์ตอนพืชในแหล่งน้ำ สามารถสังเคราะห์ด้วยแสงได้มากขึ้นและเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว เรียกว่า ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) เป็นปรากฏการณ์ที่เกิดจากการเจริญเติบโตของพืชน้ำได้รับสารอาหารที่ปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำเนื่องจากลักษณะของน้ำที่มืองค์ประกอบของแร่ธาตุสารอาหารที่หลงเหลืออยู่หลังจากการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของพืชในแหล่งน้ำ ได้แก่ ไนโตรเจน(N) ฟอสฟอรัส(P) แคลเซียม(Ca) และโพแทสเซียม(K) เมื่อเกิดการสะสมของสารอาหารเหล่านี้ในปริมาณมากจะมีแพลงก์ตอนและสาหร่ายเจริญเติบโตขึ้นปกคลุมผิวน้ำ ส่งผลให้ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำลดลงอย่างรวดเร็ว จนทำให้สิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำไม่สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ แหล่งน้ำจึงเน่าเสีย และส่งกลิ่นเหม็น เป็นต้น ซึ่งส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศทางน้ำ ชุมชนที่อาศัยอยู่โดยรอบพื้นที่ และการใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำ (Wang et al., 2018; กรมควบคุมมลพิษ, 2552) ด้วยเหตุนี้มาตรฐานน้ำทิ้งของกลุ่มธาตุอาหารในประเทศไทยยังไม่มีค่ากำหนดที่ชัดเจน มีเพียงมาตรฐานน้ำทิ้งในเขตกรุงเทพมหานครเท่านั้น โดยกำหนดปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดไม่ควรเกิน 2.0 mg/L ปริมาณไนเตรทและไนโตรเจนควรต่ำกว่า 10 mg/L

### 2.3.2 การอุดตันในเส้นท่อ

น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการต่าง ๆ สามารถกำจัดสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์หลายชนิดให้อยู่ในรูปค่าความสกปรกของบีโอดีหรือซีโอดี แต่ยังคงมีธาตุอาหารประเภทฟอสฟอรัสปนเปื้อนอยู่ในรูปต่าง ๆ ส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของสารประกอบฟอสเฟต เช่น ออร์โธฟอสเฟต (Orthophosphate) และโพลีฟอสเฟต (Poly-phosphate) เป็นต้น รวมทั้งสารประกอบไนโตรเจนที่เกี่ยวข้องในน้ำและน้ำเสียแบ่งออกเป็น 4 ชนิด คือ สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน(Organic Nitrogen) แอมโมเนีย(Ammonia) ไนไตรต์(Nitrite) และ ไนเตรต(Nitrate) เป็นต้น ไนโตรเจนโดยส่วนใหญ่พืชจะสามารถนำไปใช้ในการสร้างสารประกอบต่างๆ ภายในเซลล์ได้ 2 รูปแบบ คือ แอมโมเนียม (ammonium,  $\text{NH}_4^+$ ) และไนเตรต (Nitrate,  $\text{NO}_3^-$ ) ซึ่งบางส่วนอยู่ในรูปของสารประกอบอินทรีย์ อาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำได้ ดังนั้น หากน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วหากมีปริมาณฟอสเฟตและไนโตรเจนปะปนอยู่มาก มีความเข้มข้นและสภาวะ pH สูง จะสามารถตกผลึกกับธาตุอาหารอื่น ๆ ได้ เช่น แคลเซียมฟอสเฟตและแมกนีเซียมฟอสเฟต เกิดการตกตะกอนและเกาะเป็นผลึกที่บริเวณท่ออุปกรณ์หลังจากการย่อยสลายของแข็งแบบไม่ใช้ออกซิเจน จึงเป็นสาเหตุของการอุดตันในเส้นท่อ ได้แก่ ผลึกสตรูไวท์ นอกจากผลึกสตรูไวท์แล้วการก่อตัวของสารประกอบอื่น ๆ เช่น นิวเบอไรต์ ( $\text{MgHPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ) พบที่ pH < 6, โมเนไทต์ ( $\text{CaHPO}_4$ ) พบที่ pH 4.5 ถึง 7.0, บิวไซด์

( $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) พบที่  $\text{pH} > 7.0$ , แมกนีไซต์ ( $\text{MgCO}_3$ ) พบที่  $\text{pH} < 10.7$ , โบเบียร์ไรท์ ( $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ ) พบที่  $\text{pH} > 10.0$ , Struvite-K ( $\text{MgKPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) ) พบที่  $\text{pH} 9 - 10.0$  อาจเกิดจากการแปรผันของค่า  $\text{pH}$  และการมีอยู่ของไอออน เช่น  $\text{Ca}^{2+}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  (Cervantes 2009; Chauhan and Joshi 2014; Rahman et al., 2014 Shaddel et al., 2019) แสดงดังรูปที่ 2.3



รูปที่ 2.3 การก่อตัวและการอุดตันของผลึกสตรูไวท์ในท่อ (Bergmans et al., 2011)

## 2.4 เทคโนโลยีการนำสารในน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่

การหมุนเวียนน้ำเสีย เป็นวิธีที่จะช่วยบำบัดน้ำเสียหมุนเวียนกลับมาใช้ให้เกิดประโยชน์แทนการปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ ซึ่งสามารถแบ่งออกเป็นเทคโนโลยีที่ใช้ในการหมุนเวียนน้ำเสียและการนำน้ำเสียจากการหมุนเวียนไปใช้ประโยชน์ มีรายละเอียดดังนี้

เทคโนโลยีที่ใช้ในปัจจุบันในการหมุนเวียนบำบัดน้ำเสีย ได้แก่ การตกตะกอนทางเคมี การตกตะกอนทางไฟฟ้า และเทคโนโลยีอื่น ๆ (Yuan Yao et al. 2020) ดังนี้

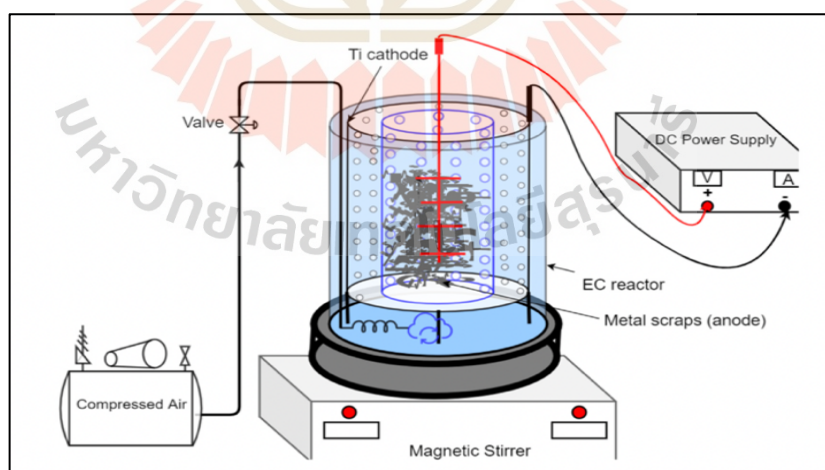
### 2.4.1 การตกตะกอนทางเคมี (Precipitation)

เป็นการตกตะกอนทางเคมีหรือการตกตะกอนผลึก โดยการเติมสารเคมีที่เรียกว่ารีแอกแตนต์ (Reactant) เข้าทำปฏิกิริยา (Reaction) กับสารที่ละลายอยู่ในน้ำแล้วเกิดเป็นผลิตภัณฑ์ (Product) เป็นเทคนิคที่ง่าย ไม่ซับซ้อน โดยสารเคมีที่นิยมนำมาใช้ในการตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์ ได้แก่  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  และ  $\text{MgO}$  เป็นต้น จากงานวิจัยของ Huang H. (2015) ได้ศึกษาโดยการนำแมกนีเซียมคลอไรด์ ( $\text{MgCl}_2$ ) มาใช้เป็นสารตัวประสาน โดยนำน้ำเสียส่วนที่ลอยเหนือตะกอนจากการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน เพื่อการหมุนเวียนปริมาณออร์โธฟอสเฟต (Orthophosphate) จากน้ำเสียกลับมาใช้ประโยชน์ พบว่า การตกตะกอนด้วย  $\text{MgCl}_2$  มากกว่าการใช้  $\text{AlCl}_3$  และ  $\text{CaCl}_2$  ที่ค่า  $\text{pH}$  อยู่ในช่วง 9 ถึง 10 มีประสิทธิภาพในการหมุนเวียนออร์โธฟอสเฟตได้ร้อยละ 96.0 เนื่องจาก

สถานะความเป็นต่างของคาร์บอนेटที่มีอยู่ในน้ำเสียดังกล่าว สามารถยับยั้งการก่อตัวของฟอสเฟต ทำให้ตกตะกอนร่วมกับแมกนีเซียมและแคลเซียมได้อย่างมีนัยสำคัญ และจากงานวิจัยของ Karabegovic et al. (2012) พบว่า ค่า pH เท่ากับ 9.2 ใช้ MgO เป็นแหล่ง  $Mg^{2+}$  เนื่องจากมีราคาถูกกว่า  $MgCl_2$  โดยใช้อัตราส่วนโดยโมล  $Mg^{2+} : PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.2 : 1 สามารถหมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาใช้ได้ถึงร้อยละ 80 หากใช้ค่า pH ในช่วง 8 – 8.5 แล้วใช้ MgO หรือ  $MgCl_2$  เป็นแหล่ง  $Mg^{2+}$  โดยใช้อัตราส่วนโดยโมล  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.2 : 1 : 1 จะสามารถนำแอมโมเนียกลับมากรกว่าร้อยละ 86–90 ได้เช่นเดียวกัน

#### 2.4.2 การตกตะกอนทางไฟฟ้า (Electrocoagulation : EC)

เป็นการตกตะกอนโดยอาศัยการเกิดปฏิกิริยาไฟฟ้าเคมีร่วมกับการตกตะกอน ใช้สำหรับการกำจัดฟอสเฟตจากน้ำดื่ม ลดความขุ่น และการบำบัดน้ำเสีย เป็นต้น ซึ่งเป็นเทคนิคที่ไม่ซับซ้อนใช้งานได้ง่ายและเป็นการลดการใช้สารเคมี เมื่อเปรียบเทียบกับ การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีการอื่น ๆ นอกจากนี้ขั้วไฟฟ้ายังสามารถนำมาใช้งานได้ซ้ำหลายครั้งและขนาดของระบบบำบัดมีขนาดเล็ก ใช้พื้นที่น้อย เช่น Kobya et al. (2021) ศึกษาการกำจัดเพื่อแยกฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนของโรงบำบัดน้ำเสียเทศบาล โดยใช้กระบวนการตกตะกอนด้วยไฟฟ้าใช้ขั้วแอโนดของ Al Fe และ Al-Fe ดังแสดงรูปที่ 2.4 พบว่า ที่ระยะเวลา 90 นาที กระแสไฟฟ้า 0.20 A และค่า pH เริ่มต้นที่เหมาะสมที่สุดสำหรับแอโนด Al Fe และ Al-Fe กำหนดเป็น 5.0 7.0 และ 5.0 ตามลำดับ จะสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้อย่างมีประสิทธิภาพมากกว่าร้อยละ 99.9



รูปที่ 2.4 กระบวนการตกตะกอนทางไฟฟ้า (Kobya et al., 2021)

### 2.4.3 กระบวนการเมมเบรน (Membrane Process)

กระบวนการเมมเบรน(membrane) คือ เยื่อแผ่นสังเคราะห์บาง ๆ ของสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ เป็นวิธีการแยกสถานะของสารออกจากกัน ซึ่งอาจอยู่ในรูปของแข็งกับของเหลว ก๊าซกับของเหลว และ ของเหลวกับของเหลว เป็นต้น การนำสารอาหารในน้ำเสียกลับมาใช้ให้เกิดประโยชน์ โดยใช้กระบวนการเมมเบรนที่เกิดขึ้นใหม่ 3 กระบวนการ ได้แก่ Forward Osmosis (FO) Membrane distillation (MD) Electrodialysis (ED) Nanofiltration (NF) และ Reverse osmosis (RO) ซึ่งสามารถกระตุ้นในการนำสารอาหารจากน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ได้อย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากมีข้อได้เปรียบบางประการ เช่น ค่าใช้จ่ายในการบำรุงรักษาและการใช้พลังงานค่อนข้างต่ำ จึงมีงานวิจัยมากมายที่พัฒนากระบวนการเมมเบรนซึ่งเน้นการใช้พลังงานหมุนเวียนในเทคโนโลยีเมมเบรน ถึงแม้จะมีศักยภาพในการนำธาตุอาหารกลับมาใช้ใหม่ แต่ด้วยกระบวนการเมมเบรนที่ขับเคลื่อนด้วยแรงดัน (Pressure Driver) เพื่อทำการแยกองค์ประกอบในของเหลว โดยเฉพาะกระบวนการ NF และ RO มีแนวโน้มที่จะเกิดการเปราะเปื้อนของเมมเบรน ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการนำสารอาหารกลับมาใช้ใหม่ต่ำ อีกทั้งยังทำให้ประสิทธิภาพของเมมเบรนลดลงและทำให้อายุการใช้งานของเมมเบรนสั้นลง (Xie et al., 2015, Nozhdehi S., 2021)

### 2.4.4 เทคโนโลยีอื่น ๆ

ปัจจุบันมีการรวบรวมวิธีการสำหรับการนำสารอาหารในน้ำเสียกลับมาใช้ประโยชน์มากมาย ในการศึกษาแนวคิดทางทฤษฎีและกลไกที่เกี่ยวข้องร่วมกับการบำบัดทางชีวภาพ ภายภาคและเคมี เป็นต้น รวมถึงการส่งเสริมการฟื้นฟูของธาตุอาหารหลักและธาตุอาหารรอง ได้แก่ แอมโมเนีย ฟอสเฟต โพแทสเซียม แมกนีเซียม และแคลเซียม เพื่อลดการพึ่งพาสารประกอบอินทรีย์ที่กำลังหาได้ยากขึ้นในอนาคตและยังช่วยลดปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสก่อนปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมให้เป็นไปตามมาตรฐาน เช่น งานวิจัยของ Effendi et al. (2022) ได้พัฒนาวิธีการใหม่ในการหมุนเวียนสารอาหารที่มีอยู่ในน้ำเสีย คือ ฟอสเฟต โดยใช้เทคโนโลยี Air cathode electrocoagulation (ACEC) เป็นเทคโนโลยีทางเลือกสำหรับการหมุนเวียนสารอาหาร เทคนิคนี้มีข้อดี คือ ใช้พลังงานต่ำ สามารถผลิตตะกอน MAP ได้อย่างมีประสิทธิภาพและมีราคาประหยัด ด้วยเทคนิคดังกล่าวสถานะที่ค่า pH เท่ากับ 8 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสเฟตได้ร้อยละ 24.6 ถึง 88.4 และมีอัตราการตกตะกอนของ MAP เท่ากับ 900 มิลลิกรัมต่อชั่วโมง

นอกจากนี้ งานวิจัยของ Luo et al. (2019) ได้นำเทคโนโลยี Ultrasonication ร่วมกับการใช้ MgO เพื่อลดตะกอนในน้ำเสีย ผลการศึกษาได้แสดงให้เห็นว่า การปรับสภาพด้วยคลื่นเสียงความถี่สูงสามารถทำลายโครงสร้างตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพและปลดปล่อยสารภายในเซลล์และภายนอกเซลล์ ซึ่งมีประสิทธิภาพในการแยก  $PO_4^{3-}$ -P ได้ร้อยละ 98.55 และ  $NH_3$ -N ร้อยละ 65.57 จากการทบทวนงานวิจัยพบว่ากระบวนการตกตะกอนทางเคมี และการตกตะกอนทาง

ไฟฟ้า มีข้อได้เปรียบ คือ การใช้งานง่าย อุปกรณ์เรียบง่าย และราคาประหยัด ส่วนการใช้คลื่นอัลตราโซนิค มีประสิทธิภาพในการทำลายโครงสร้างตะกอนได้ดีกว่า แต่ต้องใช้คลื่นความถี่สูงเท่านั้นและใช้พลังงานสูง สำหรับข้อเสียเปรียบของการตกตะกอนทางเคมี จะต้องควบคุมสภาวะที่เหมาะสมจึงจะสร้างตะกอนและตกตะกอนได้ดี ขณะที่การตกตะกอนทางไฟฟ้า หากเกิดคราบหรือฟิล์มบางเคลือบผิวขั้วไฟฟ้า จะทำให้ประสิทธิภาพลดลง จึงได้สรุปข้อได้เปรียบ-ข้อจำกัดที่เกี่ยวกับเทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย แสดงดังในตารางที่ 2.8

## 2.5 ประโยชน์จากการนำน้ำเสียจากการหมุนเวียนไปใช้

การนำน้ำเสียจากการหมุนเวียนไปใช้ให้เกิดประโยชน์ เป็นทางเลือกที่จะช่วยเพิ่มมูลค่าให้กับน้ำเสียให้เกิดความยั่งยืนได้ โดยการใช้เทคโนโลยีต่าง ๆ เพื่อหมุนเวียนสารอาหารจากน้ำเสีย และหมุนเวียนพลังงานจากน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ได้อีกครั้ง มีรายละเอียดดังนี้

### 2.5.1 การหมุนเวียนสารอาหารจากน้ำเสีย (Nutrient recovery)

น้ำเสียจัดเป็นแหล่งที่อุดมไปด้วยสารอาหารต่าง ๆ ได้แก่ ฟอสฟอรัส ไนโตรเจน แมกนีเซียม และ โพแทสเซียม เนื่องจากคุณสมบัติของน้ำเสียเหล่านี้สามารถหมุนเวียนกลับมาใช้ใหม่เพื่อให้เกิดประโยชน์และช่วยเพิ่มมูลค่าของน้ำเสียได้ ปัจจุบันมีหลายเทคโนโลยีที่หมุนเวียนสารอาหารกลับมาใช้ เช่น การตกตะกอนทางเคมี (chemical precipitation) การดูดซับสารเคมี (adsorption) และ กระบวนการชีวไฟฟ้าเคมี (bioelectrochemical systems : BESs) เป็นต้น Ye et al. (2020) ได้ศึกษาการหมุนเวียนสารอาหารจากน้ำเสียสามารถนำมาผลิตเป็นปุ๋ยเชิงพาณิชย์และปุ๋ยทางการเกษตร

สำหรับการหมุนเวียนน้ำเสียเพื่อผลิตปุ๋ยทางการเกษตร เป็นวิธีการที่ได้รับความนิยมในปัจจุบัน เนื่องจากการนำสารอาหารในน้ำเสียกลับมาใช้ประโยชน์และเป็นการช่วยเพิ่มมูลค่าน้ำเสีย พิชญภัค เจริญพันธ์. (2552) ได้ทำการศึกษาแนวทางในการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่เหลืออยู่ในน้ำทิ้งจากฟาร์มสุกรกลับมาใช้ประโยชน์โดยตกผลึกเป็นแมกนีเซียมแอมโมเนียม และฟอสเฟต (Magnesium ammonium phosphate, MAP หรือ Struvite) เพื่อนำมาใช้เป็นส่วนผสมของปุ๋ยทางการเกษตรและทดแทนธาตุสารอาหารหลักของพืชที่ขาดแคลน ทำให้สารอินทรีย์และของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งสามารถเกิดการตกตะกอนร่วมกับผลึก MAP ได้โดยอาศัยกลไกการตกตะกอนทางเคมี (Chemical Precipitation) ทั้งนี้ปัจจัยของอัตราส่วนโดยโมลและค่าพีเอช(pH) ที่เหมาะสม มีผลต่อปริมาณและคุณภาพของตะกอนผลึก MAP ที่เกิดขึ้น ช่วงที่มีความ

ตารางที่ 2.8 สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวกับเทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

| เทคโนโลยี          | ข้อได้เปรียบ   | ข้อจำกัด   | อ้างอิง   |
|--------------------|--|--|---|
| Precipitation      | -ใช้งานง่าย อุปกรณ์เรียบง่าย<br>-ราคาประหยัด   | - จำเป็นต้องเติมสารเคมีเพื่อการตกตะกอน<br>- จะต้องควบคุมสภาวะที่เหมาะสม<br>- ประสิทธิภาพไม่สูงมาก                                  | Huang H. (2015)                                   |
| Electrocoagulation | -ใช้งานง่าย อุปกรณ์เรียบง่าย<br>-ไม่ต้องเติมสารเคมี<br>-ปริมาณของตะกอนที่สร้างขึ้นนั้นต่ำกว่าและมีลักษณะการตกตะกอนอย่างรวดเร็วเมื่อเปรียบเทียบกับวิธีการทั่วไป | - ชั่วแอนด์จะค่อย ๆ ถูกกัดกร่อน และสูญเสียเนื้อไปอย่างต่อเนื่อง และอาจเกิดคราบ หรือฟิล์มบางเคลือบผิวขั้วไฟฟ้า ทำให้ประสิทธิภาพลดลง | Koby et al. (2021)<br>ศุภมาส ด่านวิทยากุล. (2557) |
| Ultrasonication    | -สามารถทำลายโครงสร้างตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพและช่วยเพิ่มการ Recovery ของฟอสฟอรัส  | -การบำบัดสารละลายโดยใช้การสลายด้วยคลื่นความถี่สูงเท่านั้นและใช้พลังงานจำนวนมาก   | Luo et al. (2019)                                 |
| Membrane           | สามารถแยกสารละลายโดยไม่ใช้สารเคมี มีประสิทธิภาพในการกำจัดสิ่งปนเปื้อน ค่าใช้จ่ายในการบำรุงรักษาและการดำเนินงานที่ต่ำกว่า                                       | การเปราะเปื้อนของเมมเบรน จะทำให้ประสิทธิภาพของเมมเบรนลดลงและทำให้อายุการใช้งานของเมมเบรนสั้นลง                                     | Xie et al. (2015)<br>Nozhdehi S. (2021)           |

เหมาะสมต่อการตกผลึกสตรูไวท์ อย่างสมบูรณ์ และพบในปริมาณมาก ที่อัตราส่วนโมลของ แมกนีเซียมต่อฟอสเฟตเท่ากับ 1.2 : 1 ที่ค่า pH อยู่ในช่วง 8 - 9 และกวนผสมเป็นเวลา 30 นาที ขณะที่สภาวะอื่นๆ ไม่พบผลึก MAP พบในปริมาณน้อยและมีโครงสร้างไม่สมบูรณ์ อีกทั้งพบการเกิดผลึกชนิดอื่น ๆ นอกเหนือจากผลึก MAP เช่น อัตราส่วนโดยโมลของแมกนีเซียมต่อฟอสเฟต เท่ากับ 1.4 : 1 ที่ค่า pH อยู่ในช่วง 8.5 - 9 ซึ่งพบผลึก MAP ปริมาณมากพอสมควร รวมทั้งมีการเกิดผลึก แคลเซียมฟอสเฟตร่วมด้วย

นอกจากนี้ จากการศึกษาของ ครอบรู้ รังสิเวศ. (2560) นำน้ำเสียจากโรงงาน อุตสาหกรรมและฟาร์มเลี้ยงสัตว์ ได้แก่ โรงงานแปงมันสำปะหลัง โรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม และฟาร์ม สุนัข เพื่อนำสารอาหารในน้ำเสียหมุนเวียนกลับมาใช้ใหม่และพัฒนากระบวนการผลิตปุ๋ยสตรูไวท์แบบระบบ pilot plant โดยเปรียบเทียบคุณสมบัติของปุ๋ยสตรูไวท์ที่ผลิตได้กับปุ๋ยชนิดอื่น ๆ ตามท้องตลาด แล้ว นำปุ๋ยที่ผลิตได้มาทดสอบการปลูกพืช เช่น พริก โหระพา คื่นช่าย และกวาดตุ้ง พบว่า สามารถนำปุ๋ยสตรูไวท์ไปปลูกพืชชนิดต่าง ๆ ได้และไม่ก่อผลเสียกับพืชทางการเกษตร สำหรับสภาวะที่ได้ศึกษา คือ ที่ ค่า pH เท่ากับ 9 และอัตราส่วนโดยโมลของ Mg : P เท่ากับ 1 : 2 มีผลต่อการตกตะกอน MAP มาก ที่สุด อีกทั้ง น้ำที่ผ่านระบบผลิตปุ๋ยสตรูไวท์มีคุณสมบัติที่ดีขึ้น

## 2.5.2 การหมุนเวียนพลังงานจากน้ำเสีย (Energy recovery)

ในปัจจุบันอุตสาหกรรมประเภทต่างๆ มีศักยภาพในการผลิตพลังงานใช้ในสถาน ประกอบจำนวนมากจากกระบวนการบำบัดน้ำเสีย เพื่อลดต้นทุนการนำเข้าพลังงานจากภายนอก มี รายละเอียดดังนี้

### 1) การผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas)

การนำของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ น้ำเสียจากโรงงาน ชยะ และวัสดุเหลือใช้ทางการเกษตร มาผ่านกระบวนการหมักเพื่อให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic Digestion) เพื่อการผลิตก๊าซชีวภาพเป็นหนึ่งในกระบวนการนำพลังงานกลับมาใช้ใหม่ที่มี ศักยภาพมากที่สุด โดยขั้นตอนหลักของปฏิกิริยาทางชีวเคมี ประกอบด้วย การย่อยสลายสารอินทรีย์ (Hydrolytic stage) การสร้างกรดVFA (Acidogenesis Stage) การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenic Stage) และการสร้างก๊าซมีเทน (Methanogenic Stage) ซึ่งจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ของกากตะกอน น้ำเสียให้เป็นก๊าซชีวภาพ ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น ได้แก่ ก๊าซมีเทน(CH<sub>4</sub>) ร้อยละ 50 -70 คาร์บอนไดออกไซด์ (CO<sub>2</sub>) ร้อยละ 30-50 และก๊าซอื่นๆ เช่น ไนโตรเจน (N<sub>2</sub>) ไฮโดรเจน (H<sub>2</sub>) และ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H<sub>2</sub>S) เป็นต้น จึงมีข้อได้เปรียบในการนำพลังงานกลับมาใช้ใหม่ ได้แก่ ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูง การผลิตกากตะกอนส่วนเกินต่ำ และความต้องการพื้นที่ต่ำ รวมถึงการนำจุลินทรีย์ชนิดพิเศษที่สามารถย่อยสลายสารมลพิษจำเพาะและทนต่อสภาวะแวดล้อมได้ เช่น Lu et al. (2019) ได้ศึกษาการนำเซลล์จุลินทรีย์มาใช้ในการหมุนเวียนแหล่งสารอาหารในน้ำเสีย

(resource recovery microbial fuel cell; RRMFC) พบว่า มีประสิทธิภาพมากในการกำจัดยูเรียได้ ร้อยละ 99 และกำจัดซีโอดี (COD) ร้อยละ 97 นอกจากนี้ยังมีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟต ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ร้อยละ 98 และฟอสเฟต ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ร้อยละ 99 ตามลำดับ ในขณะที่เดียวกัน ยังสามารถนำสารอาหาร ได้แก่ ฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และซัลเฟต กลับมาใช้ประโยชน์ได้อีกครั้ง

## 2) การผลิตพลังงานไฟฟ้าใช้เซลล์อิเล็กโทรไลซิสแบคทีเรีย

กระบวนการผลิตเซลล์อิเล็กโทรไลซิสแบคทีเรีย หรือ เซลล์เชื้อเพลิงแบคทีเรีย (Microbial Electrolysis Cell, MEC) จัดเป็นเซลล์เชื้อเพลิงที่ผลิตไฟฟ้าอีกรูปแบบหนึ่ง ซึ่งอาศัยหลักการของย่อยสลายมวลชีวภาพ (Biomass) หรือสารอินทรีย์ด้วยแบคทีเรีย ในขั้นตอนการย่อยสลายมวลชีวภาพหรือสารอินทรีย์นั้น จะทำให้ได้พลังงานไฟฟ้าและน้ำเป็นผลิตภัณฑ์ ดังนั้นเซลล์เชื้อเพลิงแบคทีเรียจึงนับเป็นอีกแนวทางเลือกหนึ่งสำหรับการผลิตพลังงานสะอาด หรือนำมาใช้เป็นพลังงานทดแทนพลังงานในรูปแบบอื่นต่อไป นอกจากนี้ เซลล์เชื้อเพลิงแบคทีเรียยังสามารถนำไปใช้เพื่อผลิตปุ๋ยใช้ภายในฟาร์มขนาดใหญ่ได้โดย ไม่จำเป็นต้องสั่งซื้อปุ๋ยจากโรงงาน ฟาร์มขนาดใหญ่สามารถผลิตไฮโดรเจนได้เองจากเศษไม้ โดยใช้เซลล์เชื้อเพลิงแบคทีเรีย และใช้ในไฮโดรเจนจากอากาศ ในการผลิตแอมโมเนียหรือกรดไนตริก แอมโมเนีย อีกทั้ง สามารถนำมาใช้เป็นปุ๋ยได้เลยหรือสามารถนำมาใช้ในกระบวนการผลิตปุ๋ยแอมโมเนียมไนเตรดซัลเฟต หรือฟอสเฟต (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2552)

## 3) การผลิตพลังงานไฮโดรเจน (Hydrogen energy)

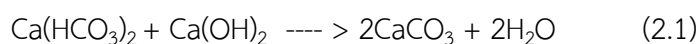
นอกจากก๊าซชีวภาพแล้ว ไฮโดรเจนเป็นหนึ่งในแหล่งพลังงานที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมมากที่สุด ซึ่งมีปริมาณพลังงานสูง การผลิตไฮโดรเจนชีวภาพสามารถทำได้โดยกระบวนการทางชีวภาพของวัสดุเหลือใช้ และเป็นองค์ประกอบสำคัญของการหมุนเวียนพลังงานกลับมาใช้ที่ยั่งยืน เช่น การหมักจุลินทรีย์โดยไม่ใช้แสง สามารถนำมาใช้เพื่อผลิตไฮโดรเจนจากน้ำเสียได้ (Yarimtepe et al., 2019) การใช้กากตะกอนน้ำเสียสำหรับการผลิตไฮโดรเจนด้วยแสงอาทิตย์ โดยผลิตไฮโดรเจนเป็นพลังงานเชื้อเพลิงที่ปราศจากคาร์บอน หรือ การปลดปล่อย  $\text{CO}_2$  ให้เป็นศูนย์ เพื่อเพิ่มศักยภาพด้านสิ่งแวดล้อมที่ยั่งยืนและพลังงานสีเขียว (Sekar et al., 2020)

## 2.6 การตกตะกอนทางเคมีหรือการตกตะกอนผลึก (Precipitation or Crystallization)

Precipitation คือการตกตะกอนทางเคมีหรือการตกตะกอนผลึก โดยการเติมสารเคมีที่เรียกว่ารีแอกแตนต์ (Reactant) เข้าทำปฏิกิริยา (Reaction) กับสารที่ละลายอยู่ในน้ำแล้วเกิดเป็นผลิตภัณฑ์ (Product) สารที่ละลายน้ำจะกลายเป็นตะกอน (Precipitate) ที่ไม่ละลายน้ำ เช่น ปฏิกิริยาการกำจัดความกระด้างเนื่องจากแคลเซียมไบคาร์บอเนต ( $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ) ด้วยปูนขาวหรือน้ำปูนใส ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) เมื่อแคลเซียมไบคาร์บอเนตอยู่ในน้ำ จะพบอยู่ในรูป  $\text{Ca}^{2+}$  และ  $\text{HCO}_3^-$  ซึ่งไอออน



ของ  $\text{Ca}^{2+}$  เป็นสาเหตุของความกระด้าง เมื่อเติมน้ำปูนใสซึ่งเป็นรีแอกแตนท์ลงไปทำปฏิกิริยา เกิดเป็นผลิตภัณฑ์ใหม่เกิดขึ้นคือเป็นตะกอนผลึกของแคลเซียมคาร์บอเนต ( $\text{CaCO}_3$ ) ที่ไม่ละลายน้ำ ส่วน  $\text{Ca}^{2+}$  ที่ละลายน้ำจะหมดไป ส่งผลทำให้ความกระด้างในน้ำลดลง ดังสมการที่ 2.1 โดยปริมาณที่แอกแตนท์ที่ใช้ในปฏิกิริยาหาได้จากการคำนวณปริมาณสารสัมพันธ์ (Stoichiometry)



### 2.6.1 ขั้นตอนหลักของกระบวนการบำบัด

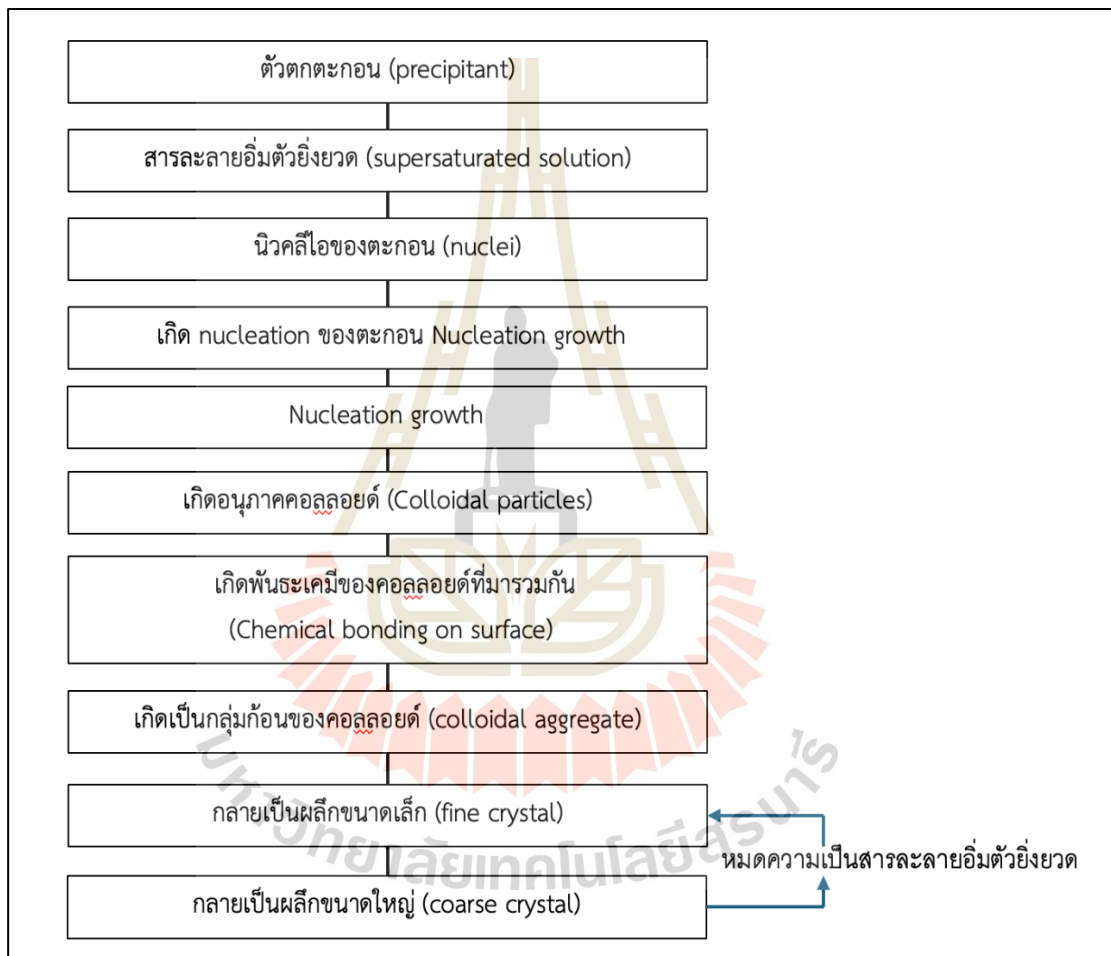
วิธีการตกตะกอน (Precipitation method) เป็นวิธีที่ใช้สารที่เรียกว่า ตัวตกตะกอน (precipitant) เพื่อให้ธาตุที่ต้องการตกตะกอนออกมา จากนั้นทำการขังน้ำหนัของตะกอนที่บริสุทธิ์เพื่อวิเคราะห์หรือวัดปริมาณของธาตุที่ต้องการ วิธีนี้มักใช้ในหลายกระบวนการ เช่น การบำบัดน้ำเสีย การวิเคราะห์เชิงปริมาณในเคมี และการผลิตวัสดุที่มีความบริสุทธิ์สูง ในขั้นตอนหลักของกระบวนการ มีดังนี้:

- 1) การเติมตัวตกตะกอน ตัวตกตะกอนจะถูกเติมลงไปในการละลายที่มีธาตุที่ต้องการตกตะกอน โดยตัวตกตะกอนจะทำปฏิกิริยากับธาตุในการละลาย ทำให้เกิดสารประกอบที่ไม่ละลายน้ำ
- 2) การเกิดตะกอน: เมื่อสารประกอบที่ไม่ละลายน้ำเกิดขึ้น มันจะรวมตัวกันเป็นตะกอนและตกลงมาที่ก้นภาชนะ
- 3) การกรองและล้างตะกอน: ตะกอนที่เกิดขึ้นจะถูกแยกออกจากสารละลายโดยการกรองจากนั้นจะล้างตะกอนด้วยน้ำกลั่นหรือสารละลายล้างเพื่อขจัดสิ่งเจือปน
- 4) การทำให้แห้งและการขังน้ำหนั: ตะกอนที่กรองและล้างสะอาดแล้วจะถูกทำให้แห้งโดยการให้ความร้อนหรือใช้เครื่องมือเฉพาะ แล้วนำมาตวงน้ำหนัเพื่อวิเคราะห์ปริมาณธาตุที่ตกตะกอน

### 2.6.2 กระบวนการตกตะกอนของผลึก

กระบวนการตกตะกอน จะเริ่มจากการเติมสารตกตะกอนลงไปในการละลายเพื่อทำให้สารที่ต้องการตกตะกอนออกมา หลังจากเติมตัวตกตะกอน สารละลายจะอยู่ในสภาวะอิ่มตัวยังยวด (supersaturated solution) ซึ่งหมายความว่ามีความเข้มข้นของสารที่ละลายมากกว่าที่สารละลายนั้นสามารถรับได้ ในสารละลายอิ่มตัวยังยวดนี้ จะมีการสร้างนิวคลีโอของตะกอน ซึ่งเป็นจุดเริ่มต้นของการตกตะกอน เมื่อนิวคลีโอจะเริ่มกระบวนการ nucleation ซึ่งเป็นขั้นตอนที่อะตอมหรือโมเลกุลจะรวมตัวกันสร้างจุดเริ่มต้นของผลึก ส่งผลทำให้นิวคลีโอจะเติบโตเป็นอนุภาคขนาดเล็ก (Nucleation growth) โดยอนุภาคขนาดเล็กที่เกิดขึ้นจะมีลักษณะเป็นคอลลอยด์ (Colloidal particles) ซึ่งเป็นอนุภาคที่

กระจายตัวในสารละลาย และเกิดพันธะเคมีของคอลลอยด์ที่มารวมกัน (Chemical bonding on surface) ซึ่งอนุภาคคอลลอยด์จะเริ่มรวมตัวกันผ่านพันธะเคมีที่พื้นผิวเกิดเป็นกลุ่มก้อนของคอลลอยด์ (colloidal aggregate) ที่มีขนาดใหญ่ขึ้น และจากนั้นกลุ่มก้อนของคอลลอยด์จะเติบโตต่อไปจนกลายเป็นผลึกขนาดเล็ก (fine crystal) เมื่อผลึกขนาดใหญ่เกิดขึ้นจนกระทั่งไม่มีสารที่ละลายเหลืออยู่ในสารละลาย สารละลายจะหมดความเป็นสารละลาย ดังแสดงในรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 กระบวนการตกตะกอนของผลึก (ธานินทร์ แดงกาวรัมย์, 2564)

## 2.7 ปุ๋ยที่ใช้ทางการเกษตร

น้ำทิ้งที่ผ่านระบบระบบผลิตก๊าซชีวภาพ มักมีสารประกอบอินทรีย์ของธาตุอาหารที่เป็นประโยชน์ต่อพืช เช่น ไนโตรเจนและ ฟอสฟอรัส รวมถึงยังมีโลหะบางชนิด เช่น แคลเซียม และ แมกนีเซียม เจือปนอยู่ในปริมาณมาก จึงมีคุณสมบัติที่จะนำมาผลิตเป็นปุ๋ยทางการเกษตร เพื่อเป็นแนวทางการเพิ่มมูลค่าเพิ่มให้น้ำเสีย จึงสามารถนำมาผลิตเป็นปุ๋ยแต่ละชนิดได้ดังต่อไปนี้

### 2.7.1 ปุ๋ยสตรูไวท์

ปุ๋ยสตรูไวท์ หรือ แมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟตเฮกซาไฮเดรต (MAP) มีลักษณะเป็นเม็ด ไม่มีตะกอน มีสีขาวอมเหลือง และไม่มีกลิ่น ดังแสดงในรูปที่ 2.6 คุณสมบัติของสตรูไวท์เป็นปุ๋ยชีวภาพที่ออกฤทธิ์ช้า มีความสามารถในการละลายน้ำต่ำ และมีความบริสุทธิ์สูง (Watson et al., 2019, Omidire N., 2020) สตรูไวท์อุดมด้วยปริมาณแร่ธาตุอาหารที่มีประโยชน์ต่อพืช เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโพแทสเซียม ซึ่งสามารถใช้กับดินและใช้เป็นปุ๋ยเชิงนิเวศ (eco-fertiliser) ที่เหมาะสมสำหรับพืชได้ เนื่องจากพืชสามารถดูดซึมสารอาหารในสตรูไวท์ได้อย่างง่ายดาย



รูปที่ 2.6 ลักษณะของปุ๋ยสตรูไวท์

ที่มา [https://www.globalsources.com/product/struvite-mineral\\_1053428343f.htm](https://www.globalsources.com/product/struvite-mineral_1053428343f.htm)

อีกทั้ง สตรูไวท์มีประสิทธิภาพเทียบเท่ากับปุ๋ยที่ขายตามท้องตลาด ด้วยคุณสมบัติการปลดปล่อยช้าหรือออกฤทธิ์ช้า สามารถนำไปใช้ประโยชน์ทางการเกษตร คือ ช่วยการปรับปรุงดินทรายให้เป็นดินร่วน ทำให้ดินจับธาตุอาหารได้ดี และอุ้มน้ำได้มากขึ้น ซึ่งอาจเป็นประโยชน์ต่อการเจริญเติบโตของพืชมากกว่าแหล่งปุ๋ยฟอสเฟตที่ละลายน้ำได้ เช่น โมโนแอมโมเนียมฟอสเฟต (MAP)

ทริปเปิลซูเปอร์ฟอสเฟต (TSP) และไดแอมโมเนียมฟอสเฟต (DAP) ดังนั้นจึงจำกัดการตรึงอนุภาคในดินมากกว่าใกล้เคียงกับช่วงเวลาของความต้องการ P ของพืชในฤดูปลูกและปรับปรุงประสิทธิภาพการดูดซึม P โดยพืช (Talboys et al., 2015)

### 1) ความสำคัญของฟอสฟอรัสทางการเกษตร

ในทางการเกษตรธาตุอาหารฟอสฟอรัสมีส่วนช่วยในเรื่องของการเร่งออกผล สร้างเมล็ด ช่วยการออกดอก ผสมเกสร และช่วยให้รากดูดธาตุอาหารไปใช้ได้ดี หากพืชขาดธาตุอาหารฟอสฟอรัส จะส่งผลให้พืชลำต้นแคระแกร็น ไม่ผลิติดอก ระบบรากไม่เจริญเติบโต และใบจะเปลี่ยนสีจากสีเขียวเป็นสีม่วงแล้วกลายเป็นสีน้ำตาล อย่างไรก็ตาม น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบก๊าซชีวภาพมักมีธาตุอาหารฟอสฟอรัสเหลือสูง ถ้าไม่ Recovery สารอาหารดังกล่าวกลับมาใช้ จะส่งผลเกิดเป็นผลึกอุดตันในเส้นท่อ และบ่อบำบัดชั้นหลังมีสาหร่ายสีเขียวเกิดขึ้น ดังนั้น การนำน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบก๊าซชีวภาพมาผลิตเป็นปุ๋ยสูตรไวท์ ซึ่งทดแทนธาตุอาหารเดิมแทนการใช้จากแหล่งธาตุในธรรมชาติจะทำให้ธาตุเหล่านี้มีค่าลดลงและสามารถลดปัญหาเรื่อง การอุดตันกลิ่น และสีได้

### 2) ประโยชน์ของปุ๋ยสูตรไวท์

2.1) สูตรไวท์สามารถนำไปทำให้บริสุทธิ์และนำไปใช้เป็นปุ๋ยละลายช้า (Slow-release fertilizer) ที่สามารถใส่ได้ในปริมาณมากในครั้งเดียว (Single high dose) โดยไม่เป็นอันตรายต่อพืช ซึ่งพืชที่แนะนำ ได้แก่ พืชยืนต้นอายุยาว ไม้พุ่ม พืชดอก ไม้ประดับ ไม้กระถาง

2.2) สูตรไวท์สามารถนำไปผสมกับสารประกอบฟอสเฟตที่ละลายน้ำได้ดี เช่น Phosphoric acid,  $HPO_4$  เพื่อนำไปผลิตเป็นปุ๋ยผสม (Mixed fertilizer)

2.3) สูตรไวท์สามารถนำไปทดแทนการผลิตปุ๋ยแอมโมเนียฟอสเฟต (Diammonium phosphate,  $(NH_4)_2, HPO_4$ ) ที่ผลิตจากการใช้สารเคมีสองชนิดคือ กรดฟอสฟอริก (Phosphoric acid,  $HPO_4$ ) และแอมโมเนีย (Ammonia,  $NH_4$ )

#### 2.7.2 ปุ๋ยอะพาไทต์

ปุ๋ยอะพาไทต์ หรือ แคลเซียมฟอสเฟตไฮดรอกซิลอะพาไทต์ (HAP) สามารถนำมาปรับปรุงดินเหมาะสมกับการเพาะปลูก ซึ่งเป็นลักษณะเด่นของปุ๋ยที่มีส่วนประกอบของแคลเซียม โดยสามารถใช้กับดินที่มีอินทรีย์วัตถุสูง (pH ต่ำกว่า 5.5) ดินกรด ดินเปรี้ยว ดินเหนียว เป็นต้น อย่างไรก็ตามธาตุอาหารหลักของพืชในปริมาณต่ำ และพบปริมาณแร่ธาตุแคลเซียมซึ่งเป็นธาตุอาหารรองในปริมาณสูง สามารถใช้เป็นปุ๋ยแคลเซียมในการปรับปรุงคุณภาพดินได้ โดยคุณสมบัติของปุ๋ยแคลเซียมฟอสเฟตสามารถอธิบายได้ดังนี้

1) **ทางกายภาพ** ทำให้ดินร่วน โปร่งพรุน อากาศในดินถ่ายเทได้สะดวก น้ำไม่ขัง จุลินทรีย์ดินมีการเจริญเติบโตดีและมีกิจกรรมต่อเนื่องทำให้รากพืชเจริญเติบโตดี

2) **ทางเคมี** ทำให้ดินเพิ่มความสามารถในการแลกเปลี่ยนธาตุประจุบวก เพิ่มความสามารถในการสรรหาและปลดปล่อยธาตุอาหารให้แก่พืช

3) **ทางชีวภาพ** ช่วยเพิ่มความเป็นประโยชน์ได้ของธาตุอาหารพืช หรือลดการถูกตรึง (fixation) ของธาตุอาหารในดินกรดจัด เช่น เป็นปุ๋ยที่เหมาะสมกับไม้ดอก ไม้ประดับ ไม้กระถาง นาข้าว เป็นต้น

จากตารางที่ 2.9 เมื่อเปรียบเทียบปริมาณธาตุที่พบในปุ๋ยแต่ละชนิด พบว่าปุ๋ยสูตรทั่วไปและปุ๋ยอะพาไทต์ มีปริมาณธาตุออกซิเจนไม่แตกต่างกัน คือ ร้อยละ 59.0 – 67.0 และ ร้อยละ 65.0 – 66.0 ตามลำดับ ปุ๋ยสูตรทั่วไปพบธาตุฟอสฟอรัส ร้อยละ 15.0 – 18.0 แต่ไม่พบธาตุแคลเซียม ขณะที่ปุ๋ยอะพาไทต์พบทั้งธาตุฟอสฟอรัสและแคลเซียม คือ ร้อยละ 9.0 และ ร้อยละ 16.0 – 22.0 ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม ปริมาณธาตุฟอสฟอรัสที่พบในปุ๋ยสูตรทั่วไปยังคงมีสูงกว่าปุ๋ยอะพาไทต์ และจากตารางที่ 2.10 ปุ๋ยสูตรทั่วไปสามารถนำไปใช้เป็นปุ๋ยละลายช้า (Slow release fertilizer) ในการทำการเกษตร สามารถนำไปทดแทนการผลิตปุ๋ยแอมโมเนียฟอสเฟต เนื่องจากมีปริมาณฟอสเฟตค่อนข้างสูง อย่างไรก็ตามหากนำไปผสมกับแม่ปุ๋ยในสูตรต่าง ๆ จะต้องผสมให้ได้โดยเฉลี่ยร้อยละ 20 – 40 ของปริมาณที่ต้องผลิต เพื่อให้ได้สารอาหารเหมาะสมสำหรับพืช สำหรับปุ๋ยอะพาไทต์เป็นปุ๋ยที่นำไปใช้ปรับปรุงดิน สามารถใช้กับดินที่มีอินทรีย์วัตถุสูง (pH ต่ำกว่า 5.5) ดินกรด ดินเปรี้ยว เป็นต้น

ตารางที่ 2.9 เปรียบเทียบปริมาณธาตุที่พบในปุ๋ยแต่ละชนิด

| ชนิดธาตุ   | ปริมาณธาตุ (ร้อยละ) |              |
|------------|---------------------|--------------|
|            | ปุ๋ยสูตรทั่วไป      | ปุ๋ยอะพาไทต์ |
| ออกซิเจน   | 59.0 – 67.0         | 65.0 – 66.0  |
| แมกนีเซียม | 11.0 – 14.0         | -            |
| แคลเซียม   | -                   | 16.0 – 22.0  |
| ฟอสฟอรัส   | 15.0 – 18.0         | 9.0          |
| คลอไรด์    | 1.0 – 5.0           | 0.1          |
| โซเดียม    | 1.0                 | 1.0          |

ที่มา : กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน. (2552)

### 2.7.3 มาตรฐานของปุ๋ยทางการเกษตร

ปัจจุบันในกระบวนการผลิตปุ๋ยจากสูตรทั่วไป จะนำไปเป็นส่วนผสมกับธาตุอาหารอื่น ๆ ให้มีคุณภาพทัดเทียมกับปุ๋ยชนิดอื่นๆ ที่ขายในท้องตลาด ซึ่งปุ๋ยจากสูตรทั่วไปที่ได้นิยมนำไปใช้ทาง

การเกษตร เช่น ปลูกข้าว พืชผัก ไม้ดอก ไม้ประดับ และไม้ยืนต้น เป็นต้น ปุ๋ยอินทรีย์เคมีประเภท สูตรทั่วไปที่วางขายท้องตลาด ซึ่งมีส่วนประกอบของธาตุอาหารหลัก คือ ฟอสฟอรัส เพียงชนิดเดียว จึงไม่สามารถนำไปใช้ในการเพาะปลูกได้โดยตรง เพราะยังขาดธาตุอาหารหลักอีกสองชนิด คือ ไนโตรเจน และโพแทสเซียม หากต้องการใช้ในการเพาะปลูกจึงต้องนำไปผสมกับแม่ปุ๋ยเคมีไนโตรเจน และโพแทสเซียมตามสัดส่วนที่เหมาะสมกับพืชแต่ละประเภท (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน. 2552) ดังนั้น กระทรวงอุตสาหกรรมจึงได้ออกประกาศกำหนดมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมปุ๋ยเคมี มาตรฐานเลขที่ มอก. 75 - 2560 ขึ้นใหม่ ให้ครอบคลุมเฉพาะปุ๋ยเคมี ที่มีลักษณะเป็นของแข็งและมีธาตุอาหารหลักธาตุใดธาตุหนึ่งหรือหลายธาตุเป็นองค์ประกอบ โดยมีรายละเอียดดังนี้

### 1) ประเภท ชนิด และรูปแบบ ของปุ๋ย

ประเภทของปุ๋ย สามารถแบ่งออกเป็น 3 ประเภท คือ ปุ๋ยเชิงเดี่ยว (straight fertilizer) หมายถึง ปุ๋ยเคมีที่มีธาตุอาหารหลักธาตุเดียว ได้แก่ ปุ๋ยไนโตรเจน ปุ๋ยฟอสเฟต หรือปุ๋ย โพแทช ปุ๋ยเชิงประกอบ (compound fertilizer) หมายถึง ปุ๋ยเคมีที่สร้างขึ้นด้วยกรรมวิธีทางเคมีและมีธาตุอาหารหลัก อย่างน้อย 2 ธาตุ และปุ๋ยเชิงผสม (mixed fertilizer) หมายถึง ปุ๋ยเคมีที่มีธาตุอาหารหลักอย่างน้อย 2 ธาตุขึ้นไป ที่ได้จากการผสมปุ๋ยประเภทต่างๆ เข้าด้วยกัน เพื่อให้ได้ธาตุอาหารตามต้องการไม่ว่าการผสมนั้นจะเข้าเป็นเนื้อเดียวกันหรือไม่ก็ตาม ทั้งนี้ ปุ๋ยแต่ละประเภทยังสามารถแบ่งออกเป็น 3 ชนิด คือ ชนิดเกล็ด ชนิดผง และชนิดเม็ด โดยปุ๋ยชนิดเม็ดมีทั้งแบบปั้นเม็ด และแบบเม็ดผสม

### 2) คุณลักษณะที่ต้องการของปุ๋ย

สำหรับคุณลักษณะที่ต้องการของปุ๋ย แบ่งเป็น 2 ลักษณะ ได้แก่ ลักษณะทั่วไป ต้องเป็นเม็ด ผง หรือเกล็ด และปราศจากสิ่งแปลกปลอมที่มองเห็นได้ เช่น เศษสนิม และเศษถุงพลาสติก เป็นต้นและลักษณะที่ต้องการอื่น ๆ ซึ่งปริมาณธาตุอาหารหลักแต่ละตัว ได้แก่ ไนโตรเจน ทั้งหมด ฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์ในรูป  $P_2O_5$  และโพแทสเซียมที่ละลายน้ำในรูป  $K_2O$  ไม่น้อยกว่า ร้อยละ 3.0 ส่วนปริมาณธาตุอาหารหลักรวม โดยผลรวมของไนโตรเจนทั้งหมด ฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์ และโพแทสเซียมที่ละลายน้ำ ไม่น้อยกว่าร้อยละ 20.0 เฉพาะประเภทปุ๋ยเชิงเดี่ยวและปุ๋ยเชิงผสม สำหรับขนาดของปุ๋ยชนิดเม็ด จะแยกด้วยวิธีการผ่านร่อนแต่ละขนาดจะต้องไม่น้อยกว่าร้อยละ 90.0

ตารางที่ 2.10 เปรียบเทียบข้อดี-ข้อจำกัด ของปุ๋ยสูตรไวท์และปุ๋ยอะพาไทต์

| ชนิดของปุ๋ย  | ข้อดี   | ข้อจำกัด   |
|--------------|---|--|
| ปุ๋ยสูตรไวท์ | <ul style="list-style-type: none"> <li>- สามารถนำไปใช้ เป็นปุ๋ยละลายช้า (Slow release fertilizer) ในการทำการเกษตร หรือนำไปใช้เป็นวัตถุติบในอุตสาหกรรมการผลิตปุ๋ยแทนแร่หินฟอสเฟต</li> <li>- สามารถใส่ได้ในปริมาณมากในครั้งเดียว (Single high dose) โดยไม่เป็นอันตรายต่อพืช</li> <li>- สามารถนำไปผสมกับสารประกอบฟอสเฟตที่ละลายน้ำได้ดี</li> <li>- สามารถนำไปทดแทนการผลิตปุ๋ยแอมโมเนียฟอสเฟต เนื่องจากมีปริมาณฟอสเฟตค่อนข้างสูง</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- ปุ๋ยสูตรไวท์สามารถนำไปทดแทนปริมาณแม่ปุ๋ยเคมี เพื่อผสมปุ๋ยในสูตรต่าง ๆ ได้โดยเฉลี่ย 20 - 40 เปอร์เซ็นต์ของปริมาณที่ต้องผลิต ซึ่งยังต้องทำการทดลองผลิตปุ๋ยสูตรไวท์ที่มีคุณภาพคงที่</li> </ul> |
| ปุ๋ยอะพาไทต์ | <ul style="list-style-type: none"> <li>- เป็นปุ๋ยปรับปรุงดินเหมาะสมกับการเพาะปลูก สามารถใช้กับดินที่มีอินทรีย์วัตถุสูง (pH ต่ำกว่า 5.5) ดินกรด ดินเปรี้ยว</li> <li>- มีปริมาณแร่ธาตุแคลเซียมซึ่งเป็นธาตุอาหารรองในปริมาณสูง</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- ธาตุอาหารหลักของพืชในปริมาณต่ำ โดยเฉพาะธาตุฟอสฟอรัส ร้อยละ 9</li> </ul>   |

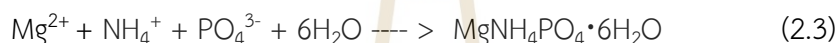
ที่มา : กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน. (2552)

## 2.8 ผลึกแมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟต (Magnesium Ammonium Phosphate, MAP)

ผลึกแมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟต หรือเรียกอีกชื่อหนึ่งว่า สตรูไวท์ (Struvite) มีสูตรทางเคมี คือ  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 245.41 กรัมต่อโมล เกิดจากการรวมตัวกันระหว่างแมกนีเซียมไอออน ( $\text{Mg}^{2+}$ ) แอมโมเนียม ( $\text{NH}_4^+$ ) และฟอสเฟต ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ในอัตราส่วนโดยโมลเท่ากับ 1:1:1 ซึ่งจะเกิดขึ้นในสภาวะที่ pH เป็นด่าง ดังแสดงในสมการการเกิดปฏิกิริยาที่ (2.2) และ (2.3) ตามลำดับ(Hao et al., 2018)



หรือ



โดยผลึกสตรูไวท์มีสีขาว สีขาวอมเหลืองหรือสีขาวอมน้ำตาล มีรูปร่างหกเหลี่ยมรูปยาว แสดงดังรูป 2.7 ลักษณะสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของผลึกสตรูไวท์ แสดงดังในตารางที่ 2.11



รูปที่ 2.7 ลักษณะของผลึกสตรูไวท์ (ก.) สีของผลึก และ (ข.) รูปผลึกจาก เทคนิค scanning electron microscopic (Korzekwa et al., 2022)



ตารางที่ 2.11 ลักษณะสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของผลึกสตรูไวท์

| คุณสมบัติ                 | ลักษณะ                               |
|---------------------------|--------------------------------------|
| สูตรทางเคมี               | $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$             |
| Molecular weight (g/mole) | 245.41                               |
| สี                        | สีขาว สีขาวอมเหลืองหรือสีขาวอมน้ำตาล |
| รูปร่างผลึก               | รูปร่างหกเหลี่ยมรูปยาว               |

จากตารางที่ 2.12 สำหรับการตกผลึกของสตรูไวท์ชนิดต่างๆ พบว่า มีช่วง pH ที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 7 ถึง 9 โดยค่า pH ที่สูงทำให้เกิดความอิ่มตัวยิ่งยวดเพิ่มขึ้นและอัตราการเติบโตของสตรูไวท์เพิ่มขึ้นในภายหลัง อีกทั้งค่า pH สูงจะเพิ่มความหนาแน่นของนิวเคลียส ทำให้ได้ผลึกที่ต่างกันอย่างน้อยลง (Celen et al., 2007)

ตารางที่ 2.12 ชนิดผลึกสตรูไวท์ที่พบ (Celen et al., 2007; Shih and Yan, 2016)

| Minerals  | Formula                     | pH                                | pKa <sub>sp</sub> |
|---|-----------------------------|-----------------------------------|-------------------|
| MAP (Struvite) : Magnesium hydrogen phosphate hexahydrate | $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$    | pH 7-9                            | 13.26             |
| Newberyite : Magnesium hydrogen phosphate trihydrate      | $MgHPO_4 \cdot 3H_2O$       | pH < 6                            | 5.8               |
| Bobierite : Trimagnesium phosphate                        | $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$  | ไม่ถูกระบุในช่วง<br>pH 6 < pH < 9 | 25.2              |
| Cattite   | $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ | ไม่ถูกระบุในช่วง<br>pH 6 < pH < 9 | 23.1              |
| MPP (K-Struvite) : magnesium potassium phosphate          | $KMgPO_4 \cdot 6H_2O$       | pH 8-10                           | 10.6              |

### 2.8.1 คุณสมบัติของสตรูไวท์

สตรูไวท์เป็นเกลือละลายน้ำได้ช้า มีค่าคงที่ของการละลายอยู่ที่  $2.47 \times 10^{-13}$  ซึ่งละลายได้ดีในช่วงพีเอชที่น้อยกว่า 8.5 และมากกว่า 10.5 เมื่อนำไปใช้เป็นปุ๋ยจะมีอัตราการละลายที่ต่ำ (slow-released fertilizer, SRF) จึงเหมาะสำหรับใช้ในการเกษตร เนื่องจากช่วยลดการไหลบ่าของธาตุอาหารอาหารและลดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจากการปนเปื้อนของธาตุอาหารต่อแหล่งน้ำ อีกทั้ง ทำให้พืชสามารถนำแร่ธาตุไปใช้ได้ยาวนาน

### 2.8.2 สปีชีส์ของแมกนีเซียมฟอสเฟต (Magnesium phosphate species)

เนื่องจากชนิดของแมกนีเซียมฟอสเฟตขึ้นกับปัจจัยค่าพีเอชเป็นส่วนใหญ่ ประกอบด้วย 3 สปีชีส์ ได้แก่ Magnesium ammonium phosphate hexahydrate (struvite : สตรูไวท์)  $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$  ตกตะกอนที่ pH อยู่ระหว่าง 7 ถึง 11 Magnesium hydrogen phosphate trihydrate (newberyite : นิวเบอร์ไรต์)  $MgHPO_4 \cdot 3H_2O$  ตกตะกอน  $Mg^{2+}$  และ  $PO_4^{3-}$  ที่ความเข้มข้นสูง ที่ค่า pH ต่ำกว่า 6 และ Magnesium phosphate octahydrate (bobierrite : โบเบอร์ไรต์)  $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$

### 2.8.3 องค์ประกอบของสตรูไวท์

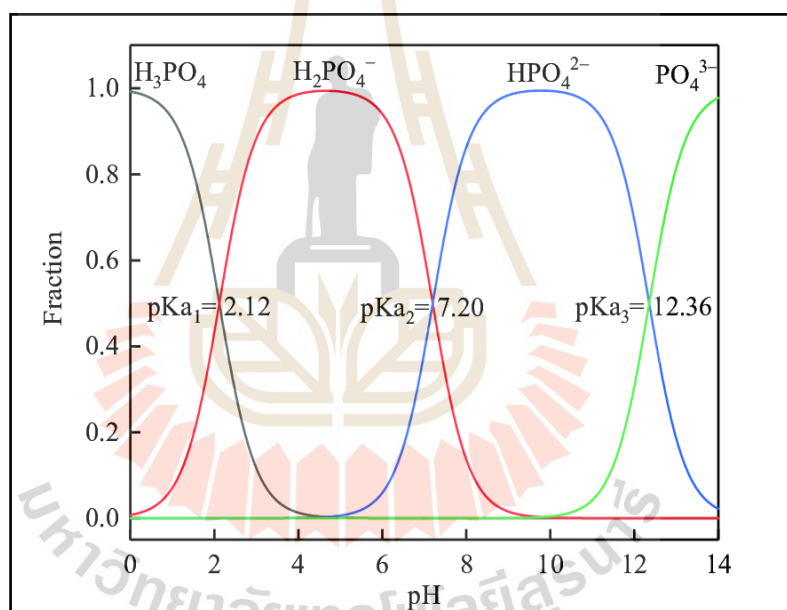
สำหรับองค์ประกอบของสตรูไวท์ จะประกอบด้วย แมกนีเซียมไอออน, แอมโมเนียม และฟอสเฟต โดยส่วนใหญ่ขึ้นกับค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเกิดผลึกสตรูไวท์ ซึ่งเมื่อมีค่าพีเอชอยู่ระหว่าง 7.0-11.0 จะเกิดการตกตะกอนได้ดี ในขณะที่เมื่อค่าพีเอชต่ำกว่า 7 แมกนีเซียมไอออน, แอมโมเนียม และฟอสเฟต จะสามารถละลายน้ำได้ดีจึงไม่จับตัวกันเป็นผลึกสตรูไวท์ เมื่อค่าพีเอชมากกว่า 10 จะเกิดสารประกอบในรูป  $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 4H_2O$  หรือ  $Mg(OH)_2$  และเมื่อค่าพีเอชอยู่ในช่วง 9-10.5 จะเกิดการตกผลึกร่วมของแคลเซียมไฮดรอกซีอะพาไทต์ (Calcium Hydroxyapatite,  $Ca_5(PO_4)_3OH$ ) ดังนั้นในการสร้างตะกอนผลึกสตรูไวท์ จึงต้องควบคุมค่าพีเอชในช่วง 7-10 เพื่อที่จะทำให้เกิดตะกอนผลึกสตรูไวท์อย่างสมบูรณ์ (ศิริกาญจน์ ดอกไม้จีน, 2558) ซึ่งสภาวะ pH ของการเกิดผลึกสตรูไวท์จะประกอบด้วย แมกนีเซียมไอออน ( $Mg^{2+}$ ) แอมโมเนียม ( $NH_4^+$ ) และฟอสเฟต ( $PO_4^{3-}$ ) มีรายละเอียดดังนี้

#### 1) ฟอสฟอรัส (Phosphorus)

ฟอสเฟตที่พบในน้ำมี 4 รูปแบบ คือ ในสภาวะที่เป็นกรดอย่างมากหรือมีค่า pH อยู่ในช่วง 0 – 2 จะพบในรูปไตรไฮโดรเจน ฟอสเฟตไอออน ( $H_3PO_4$ ) ในสภาวะกรดอ่อนหรือมีค่า pH ช่วง 2 - 7 จะพบในรูปไดไฮโดรเจนฟอสเฟตไอออน ( $H_2PO_4^-$ ) ส่วนในสภาวะกรดที่อ่อนลงมาหรือค่า pH ช่วง 7- 12 จะพบในรูปไฮโดรเจนฟอสเฟตไอออน ( $HPO_4^{2-}$ ) และค่า pH มากกว่า 12 จะพบในรูปฟอสเฟตไอออน ( $PO_4^{3-}$ ) ซึ่งขึ้นกับปัจจัยของค่าพีเอช แสดงดังรูปที่ 2.8

### 1.1) ความสำคัญของฟอสฟอรัสทางการเกษตร

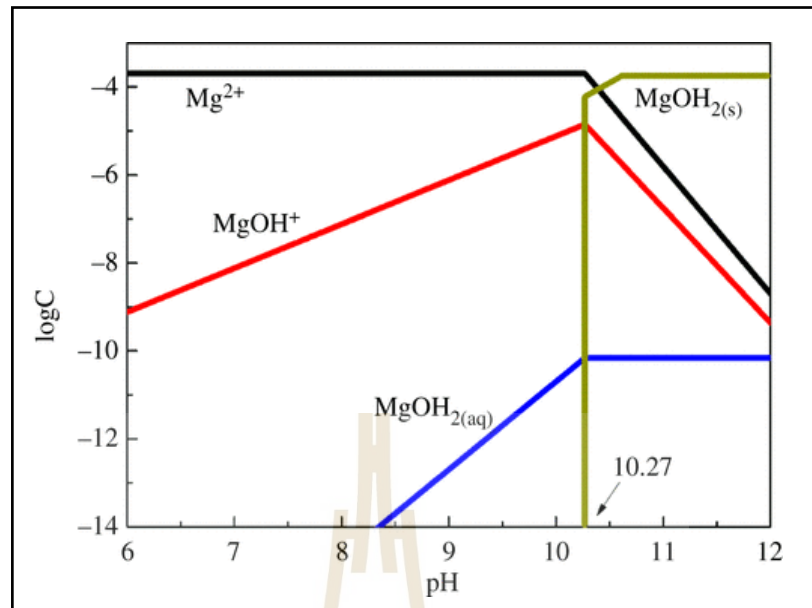
ในทางการเกษตรธาตุอาหารฟอสฟอรัสมีส่วนช่วยในเรื่องของการเร่งออกผล สร้างเมล็ด ช่วยการออกดอก ผสมเกสร และช่วยให้รากดูดธาตุอาหารไปใช้ได้ดี หากพืชขาดธาตุอาหารฟอสฟอรัส จะส่งผลให้พืชลำต้นแคระแกร็น ไม่ผลิดอก ระบบรากไม่เจริญเติบโต และใบจะเปลี่ยนสีจากสีเขียวเป็นสีม่วงแล้วกลายเป็นสีน้ำตาล อย่างไรก็ตาม น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบก๊าซชีวภาพมักมีธาตุอาหารฟอสฟอรัสเหลือสูง ถ้าไม่ Recovery สารอาหารดังกล่าวกลับมาใช้ จะส่งผลเกิดเป็นผลึกอุดตันในเส้นท่อ และบ่อบำบัดชั้นหลังมีสาหร่ายสีเขียวเกิดขึ้น ดังนั้น การนำน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบก๊าซชีวภาพมาผลิตเป็นปุ๋ยสตรูว์ไวท์ ซึ่งทดแทนธาตุอาหารเดิมแทนการใช้จากแหล่งธาตุในธรรมชาติจะทำให้ธาตุเหล่านี้มีค่าลดลงและสามารถลดปัญหาเรื่อง การอุดตันกลิ่น และสีได้



รูปที่ 2.8 กราฟความสัมพันธ์ระหว่างไอออนของฟอสเฟต กับ pH (Chen et al., 2021)

### 2) แมกนีเซียม (Magnesium)

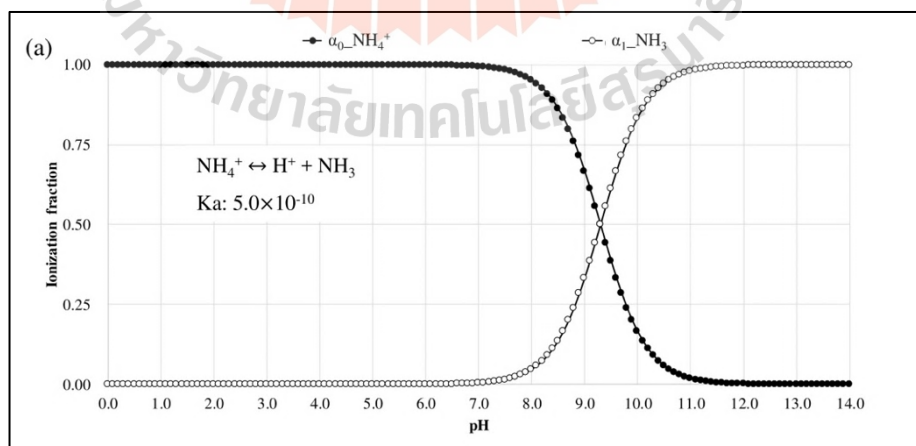
แมกนีเซียมที่พบในน้ำมี 4 รูปแบบ คือ แมกนีเซียมไอออน ( $Mg^{2+}$ ) จะพบมากในสถานะที่มีค่า pH อยู่ในช่วง 0 – 10.27 ขณะเดียวกันที่ pH ดังกล่าวสามารถพบในรูป  $MgOH^+$  ได้เช่นกัน แต่พบในปริมาณที่น้อย ส่วนสถานะที่ค่า pH มากกว่า 8 สามารถพบ  $MgOH_2$  ในรูปละลายน้ำได้แต่พบในปริมาณที่น้อยกว่า  $Mg^{2+}$  และ  $MgOH^+$  และสถานะที่ค่า pH มากกว่า 10.27 จะพบ  $MgOH_2$  ในรูปของแข็งไม่ละลายน้ำหรือตะกอนมากที่สุด แสดงดังรูปที่ 2.9



รูปที่ 2.9 กราฟความสัมพันธ์ระหว่างไอออนของแมกนีเซียมกับ pH

### 3) แอมโมเนีย (Nitrogen)

แอมโมเนียที่พบในน้ำมี 2 รูป คือ ในสถานะที่เป็นกรดอย่างมากหรือมีค่า pH อยู่ในช่วง 0 – 6 มักพบในรูปแอมโมเนียมไอออน ( $\text{NH}_4^+$ ) ละลายน้ำ อีกทั้งยังสามารถพบในสถานะเป็นกลางหรือ pH เท่ากับ 7 ขณะที่สถานะความเป็นด่าง คือ pH มีค่ามากกว่า 9 จะพบในรูปแอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ) ละลายในน้ำมากกว่าแอมโมเนียมไอออน แสดงดังรูป 2.10



รูปที่ 2.10 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างไอออนของแอมโมเนีย กับ pH (Park et al., 2021)

สามารถสรุปได้ดังนี้ เมื่อมีค่า pH อยู่ในช่วง 0 - 4 จะพบในรูปที่ละลายน้ำได้ดี และไม่รวมตัวหรือจับตัวกันเป็นผลึก ได้แก่  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$ ,  $MgOH^+$ ,  $H_3PO_4$  และ  $H_2PO_4^-$  เป็นต้น ค่า pH อยู่ในช่วง 4 - 7 จะพบในรูปที่ละลายน้ำได้ดี และไม่รวมตัวหรือจับตัวกันเป็นผลึก ได้แก่  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$ ,  $MgOH^+$ ,  $H_2PO_4^-$  และ  $HPO_4^{2-}$  เป็นต้น ถ้าค่า pH อยู่ในช่วง 7 - 10 จะเหมาะสมต่อการเกิดผลึกสตรูไวท์ คือ  $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$  จะพบในรูป ได้แก่  $Mg^{2+}$ ,  $MgOH^+$ ,  $Mg(OH)_{2(aq)}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NH_3$ ,  $H_2PO_4^{2-}$  และ  $HPO_4^{2-}$  เป็นต้น สำหรับช่วงค่า pH มากกว่า 10 จะเกิดสารประกอบในรูป  $Mg(PO_4)_2 \cdot 4H_2O$  หรือ  $Mg(OH)_{2(s)}$  มากกว่า ขณะที่  $Mg^{2+}$  ลดลงอย่างต่อเนื่อง และพบ  $NH_3$  มากกว่า  $NH_4^+$ ,  $HPO_4^{2-}$  และ  $PO_4^{3-}$

#### 2.8.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการตกผลึก

นอกจากค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการตกผลึกสตรูไวท์แล้ว ยังคงปัจจัยอื่น ๆ ที่มีความสำคัญต่อการตกผลึกสตรูไวท์ ได้แก่ ปริมาณไอออนในน้ำ อัตราส่วนโดยโมลที่เหมาะสม (Molar ratio) มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

##### 1) ปริมาณไอออนในน้ำ

น้ำเสียที่มีปริมาณไอออนที่อยู่ในน้ำสูงจะมีผลต่อการเกิดผลึกโดยแคลเซียมไอออนจะรวมตัวกับฟอสเฟตเกิดเป็นผลึกแคลเซียมฟอสเฟต โดยฟอสเฟตจะตกผลึกออกมาในรูปของแคลเซียมฟอสเฟต ซึ่งผลึกแคลเซียมฟอสเฟตสามารถตกตะกอนจากสารละลายได้ 5 species ประกอบด้วย ไฮดรอกซีอะพาไทต์ [HAP,  $Ca_5(PO_4)_3OH$ ], ไตรแคลเซียมฟอสเฟต (ไวท์ลือคไซด์) [TCP,  $Ca_3(PO_4)_2$ ], ออกตาแคลเซียมฟอสเฟต [OCP,  $Ca_8(HPO_4)_2(PO_4)_4 \cdot 5H_2O$ ], โมเนไนต์ (DCP,  $CaHPO_4$ ) และไดแคลเซียมฟอสเฟตไดไฮเดรต (บรัชไซด์) (DCPD,  $CaHPO_4 \cdot 2H_2O$ ) เป็นต้น ดังนั้นจึงต้องการปริมาณแมกนีเซียมเพิ่มมากขึ้น เพื่อให้เกิดตกตะกอนระหว่างแมกนีเซียมและฟอสเฟตในน้ำที่สมบูรณ์ (Celen et al., 2007)

##### 2) อัตราส่วนโดยโมลที่เหมาะสม (Molar ratio)

กลไกการเกิดผลึกสตรูไวท์ (MAP) ตามทฤษฎีนั้นมีอัตราส่วนโดยโมลที่เหมาะสมคือ มีความเข้มข้นของโมลเท่ากับแมกนีเซียม ( $Mg^{2+}$ ), แอมโมเนียม ( $NH_4^+$ ) และฟอสเฟต ( $PO_4^{3-}$ ) ในการตกตะกอนเท่ากับ 1 : 1 : 1 (Omidire et al., 2022) และการก่อตัวเป็นสตรูไวท์ ที่อัตราส่วนโดยโมลเท่ากับ 0.9 : 1.0 : 1.1 โดยความแตกต่างของสมมูลมวล คือ ร้อยละ 6, 40 และ 2.4 ตามลำดับ ขณะที่อัตราส่วนโดยโมลที่เหมาะสมเพื่อการเกิดผลึกของแมกนีเซียมต่อฟอสเฟตที่มากเกินไปต่อการทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในน้ำเสีย  $Mg^{2+} : PO_4^{3-}$  คือ 1.6 : 1 (Celen et al. 2007) และสิ่งสำคัญในปรับอัตราส่วนโดยโมล คือ การเลือกใช้สารเคมีเป็นตัวตกตะกอน เพื่อทำปฏิกิริยากับแอมโมเนียม ( $NH_4^+$ ) และฟอสเฟต ( $PO_4^{3-}$ ) จะต้องมีคุณสมบัติ คือ มีความสามารถในการละลายน้ำได้ดี และเกิดปฏิกิริยาได้ง่าย โดยสารตัวตกตะกอนที่นิยมใช้เพื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล ได้แก่ แมกนีเซียม

เนื่องจากแมกนีเซียมมีความสามารถในการละลายน้ำที่ดี ทำให้สามารถผสมกับสารละลายอื่นได้ง่าย และรวดเร็ว มีราคาถูก เป็นธาตุที่ไม่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อมและสามารถนำไปใช้ในการเกษตรได้อย่างปลอดภัย เพราะแมกนีเซียมเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นสำหรับพืช โดยชนิดสาร Reactant ที่พบบ่อย ได้แก่  $MgCl_2$  (Rahman et al., 2011; Daneshgar et al., 2018)  $MgCO_3$  (Celen et al., 2007)  $MgSO_4$  (Yetilmezsoy and Zengin, 2009)  $MgO$  และ  $Mg(OH)_2$  (Kim et al., 2004) เป็นต้น อย่างไรก็ตาม การเพิ่มแหล่งแมกนีเซียมในน้ำควรพิจารณาคุณสมบัติของน้ำเสียเป็นสิ่งสำคัญเพื่อให้อัตราส่วนโมลที่เหมาะสมในการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ อย่างไรก็ตาม อัตราส่วนโดยโมลที่ต่างกันจะส่งผลต่อขนาดสตรูไวท์ ความบริสุทธิ์ และสัณฐานวิทยา

## 2.9 จลนพลศาสตร์การตกตะกอน

การหาลำดับของปฏิกิริยาของสารที่เข้าทำปฏิกิริยาแต่ละสารทำได้โดยเปลี่ยนความเข้มข้นของสารที่เข้าทำปฏิกิริยาที่ละสารโดยให้สารอื่นคงที่ และดูความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่เปลี่ยนแปลงกับอัตราการเกิด ปฏิกิริยาเคมีที่เปลี่ยนแปลงไป และในการศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยตรงที่ขณะใดขณะหนึ่งเพื่อให้ได้ค่าที่เที่ยงตรงจริง ๆ นั้นทำได้ยากมาก เพราะบางปฏิกิริยาเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว จึงไม่สามารถวัดอัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยตรง ดังนั้น กฎอัตราดิฟเฟอเรนเชียลจึงไม่ค่อยมีประโยชน์มากนัก ในทางปฏิบัติจึงมักศึกษาจลนศาสตร์เคมีของปฏิกิริยาโดยวัดความเข้มข้นของสารเริ่มต้น หรือสารผลิตภัณฑ์ที่เวลาต่าง ๆ แล้วนำมาวิเคราะห์ จะพบว่ากราฟระหว่างความเข้มข้นกับเวลาสำหรับปฏิกิริยาอันดับต่าง ๆ มีรูปร่างไม่เหมือนกัน การศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาในลักษณะนี้เรียกว่า กฎอัตราอินทิเกรต (integrated rate laws) มีรายละเอียดดังนี้

### 2.9.1 ปฏิกิริยาลำดับศูนย์ (zero order reaction)

ปฏิกิริยาลำดับศูนย์ เป็นอัตราการเกิดปฏิกิริยาไม่ขึ้นกับความเข้มข้นของสารที่เข้าทำปฏิกิริยาเลย เช่น การสลายตัวของ  $NH_3$  บนหลอดทังสเตน ปฏิกิริยาที่มีเอนไซม์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา (catalyst) ดังแสดงในสมการที่ 2.4 และรูปที่ 2.11

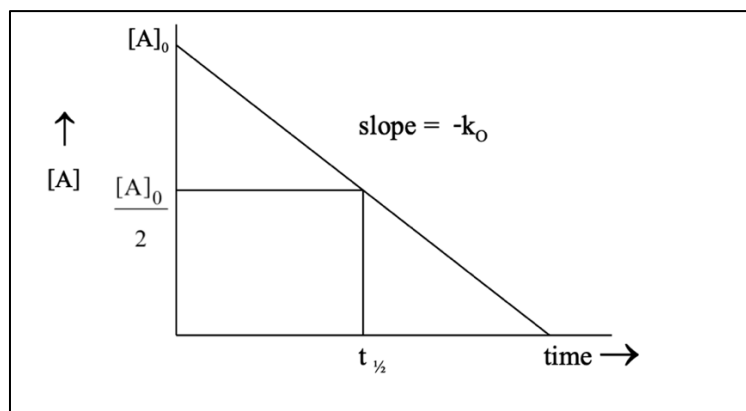
$$[A] = [A_0] - k_0t \quad (2.4)$$

โดยที่:  $[A]$  คือ ความเข้มข้นของสาร A ในเวลา t

$[A_0]$  คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร A

$k_1$  คือ ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ( $\text{mol L}^{-1} \text{s}^{-1}$ )

t คือ เวลา (s)



รูปที่ 2.11 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง  $[A]$  กับเวลา ( $t$ )

### 2.9.2 ปฏิกิริยาลำดับหนึ่ง (first order reaction)

ปฏิกิริยาลำดับหนึ่ง เป็นอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสารที่เข้าทำปฏิกิริยากกำลังหนึ่ง ดังแสดงในสมการที่ 2.4 และรูปที่ 2.12

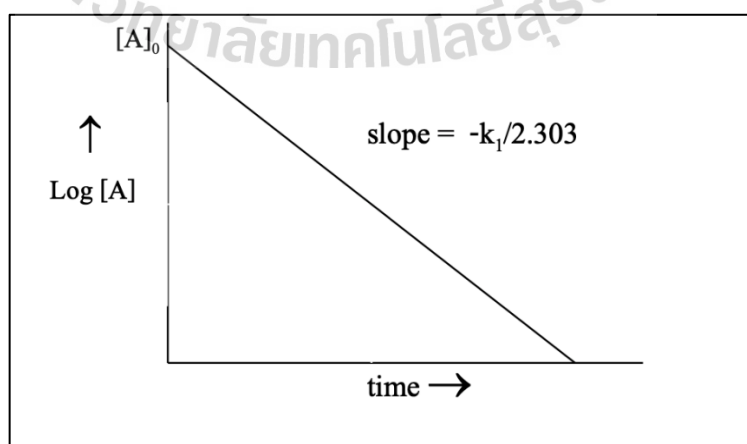
$$\ln[A] = \ln[A_0] - k_1 t \quad (2.5)$$

โดยที่:  $[A]$  คือ ความเข้มข้นของสาร A ในเวลา  $t$

$[A_0]$  คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร A

$k_1$  คือ ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ( $s^{-1}$ )

$t$  คือ เวลา (s)



รูปที่ 2.12 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln[A]$  กับเวลา ( $t$ )

### 2.9.3 ปฏิกิริยาลำดับสอง (second order reaction)

ปฏิกิริยาลำดับสอง (second order reaction) คือ อัตราการเกิดปฏิกิริยาที่ผลบวกของเลขยกกำลังของความเข้มข้นของสารที่เข้าทำปฏิกิริยาในสมการอัตราเท่ากับสอง ดังแสดงในสมการที่ 2.6 และรูปที่ 2.13 มีลักษณะของปฏิกิริยาสองแบบดังนี้

- 1) ความเข้มข้นของสารที่เข้าทำปฏิกิริยาเท่ากันทั้งสองค่า  $r = -k_2 [A]^2$
- 2) ความเข้มข้นของสารที่เข้าทำปฏิกิริยาต่างกันสองค่า  $r = -k_2 [A][B]$

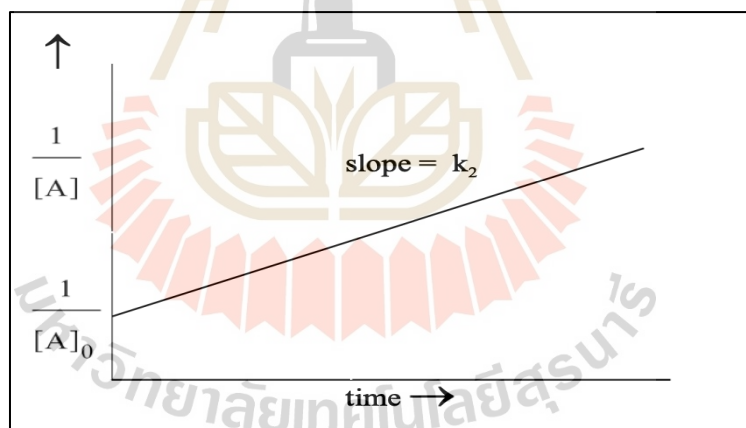
$$\frac{1}{[A]} = \frac{1}{[A]_0} - k_2 t \quad (2.6)$$

โดยที่:  $[A]$  คือ ความเข้มข้นของสาร A ในเวลา  $t$

$[A]_0$  คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร A

$k_2$  คือ ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับสอง ( $M^{-1} L s^{-1}$ )

$t$  คือ เวลา (s)



รูปที่ 2.13 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง  $\frac{1}{[A]}$  กับเวลา ( $t$ )

### 2.10 เทคนิคการวิเคราะห์

การปรากฏตัวของแร่สตรูโวท์ในตะกอนน้ำเสียหรือน้ำทิ้ง สามารถตรวจสอบลักษณะของโครงสร้าง ปริมาณธาตุที่เป็นองค์ประกอบของผลึก ระบุชนิดของสารประกอบของผลึก วิเคราะห์ความถี่การยืดของหมู่ฟังก์ชัน (functional groups) และวิเคราะห์ความเข้มข้นของธาตุ โดยใช้เทคนิคการวิเคราะห์ต่าง ๆ ดังแสดงในตารางที่ 2.13



ตารางที่ 2.13 เทคนิค/เครื่องมือที่ใช้วิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ

| วัตถุประสงค์   | เทคนิค/เครื่องมือที่ใช้วิเคราะห์                            |
|--|---|
| วิเคราะห์และระบุชนิดสารประกอบที่มีอยู่ในผลึกสตรูไวท์ | เครื่องเอกซเรย์ดิฟแฟร็กโทมิเตอร์ (X-ray diffraction ;XRD)   |
| วิเคราะห์ชนิดและปริมาณธาตุในตะกอนสตรูไวท์            | เครื่องเอกซเรย์ฟลูออเรสเซนซ์ แบบกระจายความยาวคลื่น (WD-XRF) |
| วิเคราะห์โครงสร้างผลึกสตรูไวท์                       | เครื่อง Wide-angle X-ray scattering (WAXS)                  |
| ทำนายสถานะที่เหมาะสมสำหรับการตกผลึกสตรูไวท์          | โปรแกรมจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ                      |

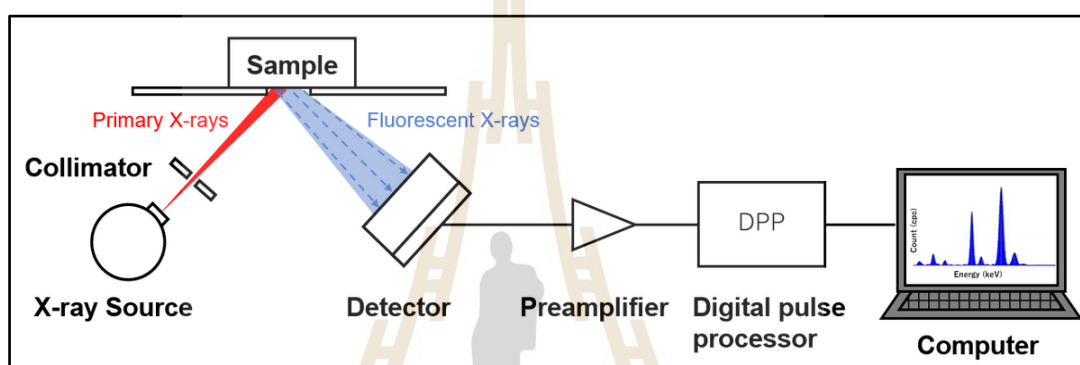
### 2.10.1 เครื่องเอกซเรย์ดิฟแฟร็กโทมิเตอร์ (X-ray diffraction; XRD)

เครื่องเอกซเรย์ดิฟแฟร็กโทมิเตอร์ (X-ray diffraction; XRD) เป็นเครื่องมือวิเคราะห์ขั้นพื้นฐาน ซึ่งเป็นการวิเคราะห์แบบไม่ทำลายตัวอย่าง (non-destructive analysis) ใช้เพื่อศึกษาเกี่ยวกับโครงสร้างของผลึกการจัดเรียงตัวของอะตอมในโมเลกุลของสารประกอบต่าง ๆ ทั้งในเชิงคุณภาพและปริมาณ โดยอาศัยหลักการเลี้ยวเบนและการกระเจิงของรังสีเอกซ์ ซึ่งการเลี้ยวเบนของรังสีเอกซ์จะทำให้เกิดพีคขององค์ประกอบที่พบบนพื้นผิวของผลึกสตรูไวท์และพีคที่ปรากฏนั้นสามารถระบุได้ว่าเกิดจากการก่อของผลึกสตรูไวท์ที่เพิ่มขึ้นหรือลดลง ดังนั้น เครื่อง XRD จะสามารถใช้ในการยืนยันเพิ่มเติมของการตกตะกอนสตรูไวท์ที่ได้จากการทดสอบ

### 2.10.2 เครื่องเอกซเรย์ฟลูออเรสเซนซ์ แบบกระจายความยาวคลื่น (Wavelength Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometer; WD-XRF)

เครื่อง WD-XRF ใช้หลอดรังสีเอกซ์ที่มีพลังงานสูงเพื่อกระตุ้นสารตัวอย่างให้ปล่อยรังสีเอกซ์เพื่อการวิเคราะห์ธาตุต่าง ๆ ในสารตัวอย่างนั้น หลอดรังสีเอกซ์ของเครื่องมือนี้อาจใช้ธาตุ W (ทั้ง tungsten), Cr (chromium), Mo (molybdenum) หรือ Rh (rhodium) เป็นเป้าหมายที่แอนอดและอาจมีความต่างสูงในการแสดงผลถึง 60kV โดยรังสีเอกซ์ในช่องหน้าต่างแต่ละหลอดมีความเข้มที่สูงมาก จึงจำเป็นต้องมีระบบป้องกันอันตรายจากรังสีเอกซ์รวมถึงการระบายความร้อนที่เกิดจากการแปลงพลังงานไฟฟ้าเป็นรังสีเอกซ์ หลังจากทีสารตัวอย่างถูกกระตุ้นด้วยหลอดรังสีเอกซ์ จะปล่อยรังสีเอกซ์ที่มีลักษณะเฉพาะของแต่ละธาตุออกมา รังสีเอกซ์เหล่านี้จะถูกกำหนดให้เดินทางผ่านตัวทำขนาน (Collimator) เพื่อตกกระทบผลึกที่ใช้เป็นตัวกระจายรังสีเอกซ์ โดยรังสีเอกซ์จะเลี้ยวเบนตามสมการของแบรกก์และถูกแยกตามความยาวคลื่น ซึ่งมีความสามารถตรวจสอบรังสีเอกซ์ลักษณะเฉพาะที่

ปล่อยออกมาจากธาตุต่าง ๆ ในสารตัวอย่างได้โดยใช้โกนิอมิเตอร์ (Goniometer) เพื่อควบคุมการปรับเปลี่ยนมุมระหว่างสารตัวอย่าง และหน้าที่ควบคุมผลึกกระจายความยาวคลื่นและหัววัดเพื่อให้เหมาะสมกับสเปกตรัมนั้น ๆ ซึ่งทำให้สามารถเลือกตรวจสอบรังสีที่มีความยาวคลื่นใด ๆ ได้ อีกทั้งเครื่องมือนี้สามารถตรวจสอบธาตุต่าง ๆ ได้พร้อมกันหลายธาตุในครั้งเดียวกัน โดยใช้ผลึกกระจายความยาวคลื่นและหัววัดหลายชุดที่ปรับให้เหมาะสม และใช้เครื่องคอมพิวเตอร์ควบคุมเพื่อกำหนดค่าต่าง ๆ ที่เหมาะสมในการวัด ทำให้เทคนิคนี้เป็นที่นิยมในงานวิจัยเนื่องจากให้ผลลัพธ์ที่ถูกต้องและรวดเร็ว ดังแสดงในรูปที่ 2.14



รูปที่ 2.14 เทคนิคเอ็กซ์เรย์ฟลูออเรสเซนซ์ แบบกระจายความยาวคลื่น

### 2.10.3 เครื่อง Wide-angle X-ray scattering; WAXS

เทคนิค WAXS เป็นการกระจายแสงรังสีเอ็กซ์มุมกว้าง (Wide-angle X-ray scattering หรือ WAXS) หรือการสะท้อนแสงรังสีเอ็กซ์มุมกว้าง (Wide-angle X-ray diffraction หรือ WAXD) เป็นการวิเคราะห์ของจุด Bragg ที่กระจายไปในมุมกว้าง ซึ่งตามกฎของ Bragg จะเกิดจากโครงสร้างขนาด Sub-nanometer ขึ้นไป เป็นวิธีการที่ใช้ทั่วไปในการหาข้อมูลเกี่ยวกับวัสดุที่มีโครงสร้างผลึก และเนื่องด้วยคุณสมบัติและประสิทธิภาพในการวิเคราะห์โครงสร้างผลึก WAXS จึงเป็นเครื่องมือที่สำคัญในงานวิจัยและพัฒนาวัสดุต่าง ๆ โดยมีหลักการของ WAXS วิธีการใช้งาน และข้อได้เปรียบ มีรายละเอียดดังนี้

#### 1) หลักการของเครื่อง WAXS

1.1) การกระเจิงของแสงรังสีเอ็กซ์: เมื่อแสงรังสีเอ็กซ์ถูกส่งผ่านหรือสะท้อนจากตัวอย่าง วัสดุจะกระเจิงแสงรังสีเอ็กซ์นี้ไปในมุมต่างๆ กระบวนการนี้เกิดขึ้นเนื่องจากการโต้ตอบระหว่างรังสีเอ็กซ์และอิเล็กตรอนในอะตอมของวัสดุ

1.2) กฎของ Bragg: การกระเจิงของแสงรังสีเอ็กซ์จะเกิดขึ้นที่มุมเฉพาะซึ่งสอดคล้องกับกฎของ Bragg ( $n\lambda = 2d \sin\theta$ ) ที่บอกถึงความสัมพันธ์ระหว่างความยาวคลื่นของ

แสง ( $\lambda$ ), ระยะห่างระหว่างระนาบของผลึก ( $d$ ) และมุมของการกระเจิง ( $\theta$ ). จุด Bragg ที่เกิดขึ้นจะบ่งบอกถึงระยะห่างระหว่างระนาบอะตอมในโครงสร้างผลึก

1.3) การวิเคราะห์มุมกว้าง: WAXS เน้นการกระเจิงที่มุมกว้าง (มุมที่มากกว่า  $5^\circ$ ) ซึ่งจะให้ข้อมูลเกี่ยวกับโครงสร้างของผลึกในระดับ sub-nanometer ขึ้นไป มุมกว้างนี้ช่วยให้สามารถวิเคราะห์โครงสร้างผลึกที่ละเอียดได้มากขึ้น เช่น ระยะห่างระหว่างระนาบของผลึกและการเรียงตัวของอะตอมในโครงสร้าง

## 2) การใช้งานของ WAXS

2.1) การวิเคราะห์โครงสร้างผลึก: WAXS เป็นวิธีที่มีประสิทธิภาพในการศึกษาวัสดุที่มีโครงสร้างผลึก เช่น โลหะ เซรามิก พอลิเมอร์ และวัสดุเชิงซ้อนอื่นๆ สามารถใช้ในการหาข้อมูลเกี่ยวกับการจัดเรียงตัวของอะตอมในผลึก ความเป็นระเบียบของโครงสร้าง และการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างเมื่อมีการกระทำต่างๆ เช่น การให้ความร้อนหรือความดัน

2.2) การวิเคราะห์วัสดุชีวภาพ: นอกจากวัสดุที่เป็นอนินทรีย์ WAXS ยังใช้ในการวิเคราะห์วัสดุชีวภาพ เช่น โปรตีน และกรดนิวคลีอิก เพื่อศึกษาโครงสร้างระดับโมเลกุลและการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างเมื่อมีปฏิกิริยาหรือสภาวะต่างๆ

2.3) การศึกษาการเปลี่ยนแปลงเฟส: WAXS สามารถใช้ในการศึกษาการเปลี่ยนแปลงเฟสของวัสดุ เช่น การเปลี่ยนแปลงจากสถานะผลึกไปเป็นสถานะ amorphous หรือจากผลึกหนึ่งไปเป็นผลึกอีกชนิดหนึ่ง ซึ่งมีความสำคัญในการพัฒนาวัสดุใหม่ๆ และการปรับปรุงคุณสมบัติของวัสดุเดิม

## 3) ข้อได้เปรียบของ WAXS

3.1) ความละเอียดสูง: WAXS มีความสามารถในการวิเคราะห์โครงสร้างผลึกในระดับ sub-nanometer ทำให้ได้ข้อมูลที่ละเอียดมาก

3.2) ไม่ทำลายตัวอย่าง: เทคนิคนี้ไม่ทำลายตัวอย่าง ทำให้สามารถใช้ในการศึกษาวัสดุที่ต้องการความสมบูรณ์

3.3) การใช้งานที่หลากหลาย: WAXS สามารถใช้ในการศึกษาวัสดุหลายประเภท ทั้งที่เป็นอนินทรีย์และอินทรีย์

### 2.10.4 โปรแกรมจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ

Visual MINTEQ เป็นโปรแกรมจำลองสมดุลทางเคมีที่พัฒนาโดย Jon Petter Gustafsson ซึ่งนำเสนอเครื่องมือสำหรับการจำลองชนิดของโลหะ สมดุลการละลาย การดูดซับ และอื่น ๆ อีกมากมาย โปรแกรมนี้สามารถวิเคราะห์องค์ประกอบทางเคมีของสารละลายเจือจางทั้งในห้องปฏิบัติการและระบบธรรมชาติ คำนวณความสามารถในการละลายและสมดุลของของแข็งจำลองการกระจายมวลของของแข็งภายใต้สภาวะที่หลากหลาย และประเมินการตกตะกอนของ

ของแข็งในสารละลาย ช่วยให้ระบุชนิดของธาตุที่เกิดขึ้นได้อย่างแม่นยำ ด้วยคุณสมบัติเหล่านี้ Visual MINTEQ จึงกลายเป็นเครื่องมือที่ใช้สำหรับการประเมินองค์ประกอบทางเคมีและสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการตกผลึกสตรูไวท์ โดยประโยชน์ของโปรแกรม Visual MINTEQ มีรายดังนี้

1) การคาดการณ์สภาวะที่เหมาะสมสำหรับการตกผลึกสตรูไวท์: โปรแกรมนี้ช่วยให้คาดการณ์สภาวะที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการตกผลึกสตรูไวท์ ซึ่งส่งผลต่อปริมาณผลึกที่ได้และความบริสุทธิ์สูงสุด

2) การระบุชนิดและปริมาณของผลึก โปรแกรมนี้สามารถระบุชนิดและปริมาณของผลึกทั้งหมดที่เกิดขึ้นในสภาวะต่างๆ ได้อย่างแม่นยำ ข้อมูลนี้มีความสำคัญต่อการวิเคราะห์ผลลัพธ์ การทดลองและการทำความเข้าใจกระบวนการตกผลึกสตรูไวท์

3) การประหยัดเวลาและค่าใช้จ่าย เนื่องจาก Visual MINTEQ สามารถคำนวณสภาวะที่เหมาะสมก่อนการทดลองช่วยประหยัดเวลาและค่าใช้จ่ายในการทดลองจริง ซึ่งจะช่วยให้สามารถปรับแต่งสภาวะการทดลองได้อย่างแม่นยำ ลดการใช้สารเคมีที่ไม่จำเป็น และเพิ่มประสิทธิภาพการตกผลึกสตรูไวท์

## 2.11 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

การศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวข้องเป็นการศึกษาความเป็นไปได้ในการหมุนเวียนสารอาหารจากน้ำเสีย/น้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมแป่งมันสำปะหลัง เพื่อผลิตเป็นปุ๋ยสตรูไวท์ โดยได้ศึกษาปัจจัยและสภาวะที่เหมาะสมต่อการตกผลึกสตรูไวท์ ปัจจัยของแคลเซียมที่มีผลต่อการตกตะกอนของสตรูไวท์และเทคโนโลยีที่เกี่ยวข้อง เช่น กระบวนการสร้างและรวมตะกอนทางเคมี กระบวนการตกตะกอนทางไฟฟ้า และกระบวนการเมมเบรน มีรายละเอียดดังนี้

### 2.11.1 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับลักษณะน้ำเสีย/น้ำทิ้งในการหมุนเวียนสารอาหารกลับมาใช้

จากการศึกษาของ Hien et al. (1999) พบว่า คุณลักษณะของน้ำเสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลังเวียดนาม มีค่า COD สูง อยู่ในช่วง 11,000–19,000 mg/L มีปริมาณของแข็งแขวนลอย (SS) อยู่ในช่วง 4200–7600 mg/L มีค่า pH ต่ำอยู่ในช่วง 4.5–5.0 มีประมาณของน้ำเสียและขยะมูลฝอย (กากเส้นใยและเปลือก) คือ 12 ลูกบาศก์เมตร และ 3 กิโลกรัมต่อตันแป่ง ตามลำดับ และจากการศึกษาของ อีรววัฒน์ รักรวิจิตรกุล. (2545) พบว่า โดยทั่วลักษณะน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมแป่งมันสำปะหลัง มีค่า pH อยู่ในช่วง 2.6-4.0 ค่า COD อยู่ในช่วง 4,700-10,000 mg/L ค่า BOD<sub>5</sub> อยู่ในช่วง 1,720-6,820 mg/L ปริมาณของแข็งละลายน้ำ (TDS) อยู่ในช่วง 3,890-16,390 mg/L และปริมาณของแข็งแขวนลอย อยู่ในช่วง 470-1,710 mg/L และจากการศึกษาของ Torres et al. (2017) พบว่าในน้ำเสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลังมีปริมาณฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 12.0 – 51.0 mg/L มีปริมาณไนโตรเจนอยู่ในช่วง 76 – 391 mg/L มีปริมาณแคลเซียมอยู่ในช่วง 17.4 –

70.8 mg/L มีปริมาณเหล็กอยู่ในช่วง 6.7 – 15.7 mg/L มีค่า COD อยู่ในช่วง 3,471 - 15,662 mg/L ค่า pH อยู่ในช่วง 3.88 – 4.76

จากการศึกษาของ พัทธนันท์ นาถพิณี และคณะ. (2559) ได้ศึกษาคุณลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ อุตสาหกรรมผลิตยางพารา พบว่าค่า pH มีค่าเท่ากับ 7.25 ปริมาณของแข็งทั้งหมดในน้ำทิ้ง เท่ากับ 2,478 mg/L ปริมาณของแข็งแขวนลอย เท่ากับ 80 mg/L ปริมาณของแข็งละลายน้ำ 2,398 mg/L ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมด เท่ากับ 217 mg/L และปริมาณแมกนีเซียม เท่ากับ 100 mg/L และทำการศึกษาการตกตะกอนแมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟต โดยการปรับค่า pH ให้อยู่ในช่วง 8.5 - 9.5 พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดแมกนีเซียม แอมโมเนียม และฟอสเฟตได้ร้อยละ 47 22 และ 86 ตามลำดับ โดยใช้เกลือแมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟตที่อัตราส่วน TN : P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> เท่ากับ 1 : 6.4 มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (total N) และฟอสฟอรัส (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) เป็นร้อยละ 5.1 และ 32.5 โดยน้ำหนัก ตามลำดับ ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นปุ๋ยสำหรับพืชดอกได้ และเกลือแมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟตมีความสามารถในการละลายเป็น 39.3 mg/L

จากการศึกษาของ Rodríguez et al., 2010พบว่าน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบยูเอเอสบี (Upflow - Anaerobic Sludge Blanket) มีค่า pH อยู่ในช่วง 7.76 - 8.30 ค่า COD อยู่ในช่วง 794-3,070 mg/L ปริมาณแอมโมเนียมอยู่ในช่วง 36.4-110 mg/L และปริมาณฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 12.0-60.1 mg/L เป็นต้น สำหรับลักษณะของน้ำทิ้งจากบ่อบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนยังคงมีปริมาณฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 16.5 – 31.0 mg/L และปริมาณแอมโมเนียมอยู่ในช่วง 10 – 115 mg/L

จากการทบทวนเอกสารงานวิจัย จะเห็นได้ว่า น้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพและน้ำทิ้งจากบ่อบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนยังคงมีปริมาณฟอสฟอรัสและแอมโมเนียมที่หลงเหลืออยู่ มีความเป็นไปได้ในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสดังกล่าวกลับมาใช้ประโยชน์ได้เพื่อผลิตเป็นปุ๋ยสูตรไว้ได้

## 2.10.2 งานวิจัยที่เกี่ยวกับปัจจัยและสภาวะที่เหมาะสมในการหมุนเวียนฟอสฟอรัส

### 1) งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับชนิดการเติมสาร และอัตราส่วนโมล

จากการศึกษากระบวนการตกตะกอนสูตรไว้ที่ในน้ำเสีย เพื่อหมุนเวียนสารอาหารในน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ นิยมใช้แมกนีเซียม (Mg<sup>2+</sup>) เป็นตัวตกตะกอน เนื่องจากสามารถตกตะกอนเป็นสูตรไว้ได้ เช่น MgCl<sub>2</sub> MgSO<sub>4</sub> MgO และ Mg(OH)<sub>2</sub> เป็นต้น ตัวอย่างการตกตะกอนสูตรไว้แมกนีเซียมคลอไรด์ (MgCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O) จัดเป็นสารที่มีแหล่ง Mg<sup>2+</sup> ไอออนมาก ซึ่งเหมาะสำหรับการก่อรูปผลึกสูตรไว้ และช่วยลดระยะเวลาของปฏิกิริยาได้ (Burns et al. 2003; ตวงกมล พุทธิธโนปัจจัย, 2552) อีกทั้งพบว่า MgCl<sub>2</sub> และ MgSO<sub>4</sub> มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่สูงขึ้น เนื่องมาจากคุณสมบัติที่ละลายน้ำได้สูง (Zeng and Li, 2006) และข้อดีของการใช้

MgCl<sub>2</sub> คือ สามารถละลายในน้ำได้เร็วและใช้ระยะเวลาการเกิดปฏิกิริยาล้นลง แต่มีข้อเสียเปรียบคือ เมื่อละลายน้ำจะมีสภาพเป็นกรดอ่อน ซึ่งเป็นช่วงค่าพีเอชที่ไม่เหมาะสมต่อการเกิดผลึกสตรูไวท์ จึงต้องเติมสารเคมีเพื่อปรับสภาพน้ำให้มีความเป็นด่าง การใช้ MgO หรือ Mg(OH)<sub>2</sub> สามารถให้ Mg<sup>2+</sup> ได้เช่นกัน ซึ่งจะช่วยให้การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ โดยไม่จำเป็นต้องเติมสารเคมีเพื่อปรับสภาพความเป็นด่าง และยังมีราคาถูกกว่า MgCl<sub>2</sub> และ MgSO<sub>4</sub> แต่มีข้อเสียเปรียบคือ การละลายในน้ำไม่ดีเท่ากับการใช้ MgCl<sub>2</sub> และยังคงหลงเหลือสารเคมีตกค้างหลังจากทำปฏิกิริยา ถ้าหากเปรียบเทียบ MgO กับ Mg(OH)<sub>2</sub> พบว่า MgO ยังคงเป็นแหล่งแมกนีเซียมที่ดีกว่า Mg(OH)<sub>2</sub> ในการตกตะกอนของสตรูไวท์ สำหรับการศึกษากการเติมสารประกอบฟอสเฟต NH<sub>4</sub>H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> และ NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> ในน้ำเสีย เนื่องจากน้ำเสียแต่ละแห่งมีปริมาณฟอสเฟตแตกต่างกัน หรือมีปริมาณฟอสเฟตน้อยกว่าเมื่อเทียบกับไอออนอื่น ๆ ในน้ำ ซึ่งการเติมฟอสเฟตสามารถช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการสร้างตะกอนผลึกได้เช่นกัน (Siciliano et al., 2020; Gardner et al., 2021; Urbanowska et al., 2021) ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารในน้ำเสีย เช่น แมกนีเซียมและแอมโมเนีย สามารถปรับปรุงคุณภาพของน้ำทิ้ง ทำให้ได้ตะกอนน้ำเสียที่มีปริมาณและคุณภาพของสารอาหารที่ดีขึ้น (บริษัท ทิม เอ็นเนอร์ยี แมเนจเม้นท์ จำกัด. 2552) ดังแสดงในตารางที่ 2.14 อย่างไรก็ตาม การตกตะกอนสตรูไวท์ที่มีประสิทธิภาพจำเป็นต้องปรับค่า pH เท่ากับ 8.5 หรือมากกว่า 8.5

จากการศึกษาของ Perera et al. (2007) ศึกษาความเป็นไปได้ในการหมุนเวียนไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งมูลสุกรจากระบบ Anaerobic digestion โดยใช้สารตกตะกอน MgCl<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O และ KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> พบว่าอัตราส่วนโมล Mg<sup>2+</sup> : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> เท่ากับ 1.0 : 1.0 : 1.0 ที่ pH 9.0 เป็นสถานะที่เหมาะสมที่สุด โดยมีประสิทธิภาพในการหมุนเวียน NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ร้อยละ 70.0 และ 97.0 ตามลำดับ แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลเป็น 1.0 : 1.5 : 1.5 ทำให้การตกตะกอนเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและมีประสิทธิภาพในการหมุนเวียน NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ร้อยละ 76.5 และ 68.5 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสามารถหมุนเวียนจากน้ำทิ้งของผลิตภัณฑ์ชีวภาพเพื่อเป็นสตรูไวท์ได้

จากงานวิจัยของ Celen et al. (2007) ศึกษาการนำฟอสฟอรัสจากน้ำเสียจากฟาร์มสุกรกลับมาใช้ใหม่ด้วยการตกผลึก โดยใช้สารสร้างตะกอน คือ MgCl<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O และกำหนดอัตราส่วนโดยโมล Mg<sup>2+</sup> : PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> เท่ากับ 1:1 1.5:1 และ 2:1 ที่ค่า pH เท่ากับ 8.5 พบว่า สามารถหมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาใช้ใหม่ได้ร้อยละ 93.5 99 และ 98 ตามลำดับ

จากการศึกษาของ รอบรู้ รังสิเวศ. (2560) ทำการศึกษาน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง พบว่ามีปริมาณ Mg<sup>2+</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> เท่ากับ 1,750 70 และ 42 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และมีค่าความเป็นด่าง (Alkalinity) สูงอยู่ในช่วง 3,500 - 5,700 มิลลิกรัมต่อลิตร จากผลการศึกษาพบว่าที่อัตราส่วนโดยโมลของ Mg : P ได้แก่ 1.0:1.0 1.0:2.0 และ 2.0:1.0

ที่สภาวะ pH เท่ากับ 9 จากนั้นกวนเร็วที่ความเร็วรอบ 60 รอบต่อนาที เป็นเวลา 15 นาที และกวนช้าที่ความเร็วรอบ 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 15 รอบต่อนาที ตามลำดับ ทิ้งให้ตกตะกอน 48 ชั่วโมง พบว่า ที่อัตราส่วนโดยโมล  $Mg^{2+} : PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1:2 โดย  $PO_4^{3-}$  จะถูกปรับให้มีปริมาณโมลมากเป็นสองเท่าของ  $Mg^{2+}$  มิลลิกรัม ซึ่งจะสามารถนำ  $Mg^{2+}$  และ  $PO_4^{3-}$  กลับมาใช้ได้สูงสุดถึงร้อยละ 80.0 และ 90.3 ตามลำดับ และสามารถเกิดผลึกเป็นปริมาณ 0.45 g อีกทั้งยังสามารถกำจัดสารอาหารต่าง ๆ ได้อย่างมีประสิทธิภาพกำจัดฟอสเฟต ( $PO_4^{3-}$ ) ร้อยละ 90 และแมกนีเซียม ( $Mg^{2+}$ ) ร้อยละ 80

จากผลการศึกษาของ Moragaspiya et al. (2019) ศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างการมีอยู่ของแคลเซียมที่เจือปนกับความเข้มข้นของไนโตรเจนแอมโมเนียกับการตกผลึกของสตรูไวท์ พบว่า อัตราส่วนโดยโมล Ca : P มากกว่า 1.0 จะทำให้  $Ca^{2+}$  มีศักยภาพสูงกว่า  $Mg^{2+}$  ที่จะตกตะกอนร่วมกับฟอสเฟต ทำให้เกิดเป็นผลึกแคลเซียมฟอสเฟตแทนที่การเกิดผลึกแมกนีเซียมฟอสเฟต ส่งผลให้ความบริสุทธิ์ของผลึกสตรูไวท์ลดลง

จากการศึกษาของ Jaffera et al. (2002) ได้ศึกษาการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจาก สตรูไวท์ พบว่า ปัญหาที่ทำให้สตรูไวท์มีประสิทธิภาพลดลงเกิดจากการตกตะกอนร่วมกับแคลเซียมฟอสเฟต ซึ่งจะเกิดขึ้นเมื่ออัตราส่วนโดยโมลของ  $Mg^{2+}$  ต่อ  $PO_4^{3-}$  ต่ำกว่า 1.05:1.0 และมีการศึกษาปัจจัยของแคลเซียมที่เป็นหนึ่งใน องค์ประกอบหลักที่ยับยั้งการหมุนเวียนสารอาหารในน้ำเสียและยังส่งผลต่อความบริสุทธิ์ของสตรูไวท์อย่างมาก

จากงานวิจัยของ Karabegovic et al. (2012) ศึกษาการหมุนเวียนสารอาหารจาก กากตะกอนที่ย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน พบว่าใช้  $MgO$  เป็นแหล่ง  $Mg^{2+}$  เนื่องจากมีราคาถูกกว่า  $MgCl_2$  โดยใช้อัตราส่วนโดยโมล  $Mg^{2+} : PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.2 : 1 และมีค่า pH เท่ากับ 9.2 สามารถหมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาใช้ได้ถึงร้อยละ 80 หากใช้ค่า pH ในช่วง 8.0 – 8.5 แล้วใช้  $MgO$  และ  $MgCl_2$  เป็นแหล่ง  $Mg^{2+}$  โดยใช้อัตราส่วนโดยโมล  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.2 : 1 : 1 จะสามารถหมุนเวียนสารอาหารกลับมาใช้ได้มากกว่าร้อยละ 86 – 90 ได้เช่นเดียวกัน

จากการศึกษาของ Machdar et al. (2018) ศึกษาการกำจัดแอมโมเนียจาก น้ำเสียโรงงานปุ๋ยยูเรีย โดยการตกตะกอนสตรูไวท์ด้วยวิธีการเติม  $MgCl_2$ ,  $KH_2PO_4$ , และ  $KOH$  แล้วทำการปรับอัตราส่วนโมล  $Mg^{2+} : PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.2 : 1.0, 1.0 : 1.2 และ 1.0 : 1.0 ที่ค่า pH แตกต่างกัน คือ 8, 9, และ 10 ตามลำดับ พบว่าเมื่อปรับอัตราส่วนโมลเท่ากับ 1.2 : 1.0 และ pH เท่ากับ 9.0 มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียสูงสุดร้อยละ 94.70 และมีความสอดคล้องกับผลการศึกษาอัตราการเกิดเป็นผลึกสตรูไวท์ตามแบบจำลองจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง ( $k_1$ ) เท่ากับ 2.6, 4.3, และ  $5.0 \text{ hr}^{-1}$  จึงเป็นแนวทางสำหรับการหมุนเวียนไนโตรเจนแอมโมเนียและผลึกสตรูไวท์ในน้ำเสียจากโรงงานปุ๋ยยูเรียได้อย่างยั่งยืนเช่นกัน

มีการศึกษาการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำเสียจากแป้งมันสำปะหลังดิบและน้ำทิ้งที่ย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยใช้  $MgCl_2 \cdot 6H_2O$  เป็นสารตกตะกอน จากนั้นกวนเร็วที่ความเร็วรอบ 220 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที และกวนช้าที่ความเร็วรอบ 75 รอบต่อนาที เป็นเวลา 15 รอบต่อนาที ตามลำดับ แล้วทิ้งให้ตกตะกอน 1 ชั่วโมง จากนั้นนำมากรองและอบแห้ง  $103\text{ }^{\circ}C$  เป็นเวลา 2 ชั่วโมง จากผลการศึกษาพบว่าที่อัตราส่วนโดยโมลของ  $Mg : P$  ได้แก่ 1.1:1.0 และ 2.0:1.0 ที่สภาวะ pH เท่ากับ 7 9 และ 11 โดยอัตราส่วนโดยโมลของ  $Mg : P$  เท่ากับ 1.1:1.0 มีประสิทธิภาพการหมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาใช้ที่สภาวะ pH เท่ากับ 7 9 และ 11 คือ ร้อยละ 15.0 22.5 และ 71.4 ตามลำดับ และอัตราส่วนโดยโมลของ  $Mg : P$  เท่ากับ 2.0:1.0 มีประสิทธิภาพการหมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาใช้ที่สภาวะ pH เท่ากับ 7 9 และ 11 คือ ร้อยละ 34.2 41.1 และ 75.3 ตามลำดับ และศึกษาที่อัตราส่วนโดยโมลของ  $Mg : N : P$  เท่ากับ 0.4 : 1.7 : 1 มีประสิทธิภาพการหมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาใช้ที่สภาวะ pH เท่ากับ 7 9 และ 11 คือ ร้อยละ 18.2 23.4 และ 40.4 ตามลำดับ เนื่องจากอัตราส่วนของ  $Mg$  และ  $P$  ต่ำ เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโดยโมลของ  $Mg : N : P$  เท่ากับ 1.5 : 1.8 : 1.0 จากนั้นกวนเร็วที่ความเร็วรอบ 220 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที และกวนช้าที่ความเร็วรอบ 75 รอบต่อนาที เป็นเวลา 15 รอบต่อนาที ตามลำดับ แล้วทิ้งให้ตกตะกอน 1 ชั่วโมง ทำให้ประสิทธิภาพการหมุนเวียนฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 56.5 83.5 และ 91.2 ตามลำดับ (Khaita and Polprasert, 2019)

จากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมา จะเห็นได้ว่าสารตกตะกอนที่มีประสิทธิภาพในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสเพื่อนำกลับมาผลิตเป็นปุ๋ยสตรูโวทโดยใช้สารตกตะกอน ได้แก่  $MgCl_2$   $MgO$   $Mg(OH)_2$   $KH_2PO_4$  มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง pH 8.0 – 9.0



ตารางที่ 2.14 สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับสารตกตะกอนแต่ละชนิด

| สารตกตะกอน                                     | ข้อดี   | ข้อเสีย  | แหล่งอ้างอิง  |
|--|---|--|---|
| MgCl <sub>2</sub>                              | สามารถละลายในน้ำได้เร็ว และใช้ระยะเวลาการเกิดปฏิกิริยาล้นลงสามารถตกตะกอนได้ดีที่ pH 8.5-9.0                                       | เมื่อละลายน้ำจะมีสถานะเป็นกรดอ่อน ซึ่งเป็นช่วงค่าพีเอชที่ไม่เหมาะสมต่อการตกตะกอน จึงต้องเติมสารเคมีเพื่อปรับสภาพน้ำให้มีความเป็นด่าง | Burns et al. (2003)<br>ดวงกมล พุทธิธโนปจัย. (2552)  |
| MgO  | ซึ่งจะช่วยเร่งการตกตะกอน โดยไม่จำเป็นต้องเติมสารเคมีเพื่อปรับสภาพความเป็นด่างและมีราคาถูก และสามารถตกตะกอนได้ดีที่ pH เท่ากับ 9.0 | การละลายในน้ำไม่ดีเท่ากับการใช้ MgCl <sub>2</sub> และยังคงหลงเหลือสารเคมีตกค้างหลังจากทำปฏิกิริยา                                    |   |
| NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>               | เป็นแหล่งเพิ่มฟอสเฟต การเพิ่มประสิทธิภาพการตกตะกอน  | มีราคาสูง ซึ่งอาจทำให้การบำบัดน้ำเสียมีค่าใช้จ่ายสูงขึ้น และอาจทำให้ค่า pH ของน้ำเสียเปลี่ยนแปลง                                     | Siciliano et al. (2020)<br>Urbanowska et al. (2021) |
| NH <sub>4</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | NH <sub>4</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> เป็นแหล่งเพิ่มฟอสเฟต และช่วยเพิ่มการตกผลึกรวมกับ Calcium ions หรือ Magnesium ions  | มีราคาสูง ก่อให้เกิดก๊าซที่ไม่พึงประสงค์ในระหว่างการใช้งาน และเป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม  | Matynia A. et al. (2005)<br>Zhang et al. (2022)     |
| KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>                | เป็นแหล่งเพิ่มฟอสเฟต ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการ struvite สูงสุด ช่วยเพิ่ม K ในน้ำเสีย ซึ่งเป็นธาตุอาหารที่มีประโยชน์ในการเกษตร       | มีราคาสูง อัตราการเกิดปฏิกิริยาค่อนข้างช้า   | Gardner et al. (2021)<br>Zhang et al. (2022)        |

## 2) งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับผลของค่า pH

จากงานวิจัยของ Randall et al. (2016) พบว่า ค่า pH ในช่วง 9.0 - 10.5 จะเกิดผลึกร่วมกับแคลเซียมไฮดรอกซีอะพาไทต์ ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ) ซึ่งปริมาณไอออนในน้ำเสียมากจะส่งผลต่อการเกิดผลึกของสตรูโวไลต์ลดลง และเมื่อค่า pH สูงกว่า 10 ปริมาณสตรูโวไลต์จะหายไปเกือบหมด

จากการศึกษาของ ตวงกมล พุทธิธโนปจัย. (2552) ได้ศึกษาการนำธาตุอาหารจากน้ำทิ้งจากฟาร์มสุกรกลับมาใช้ประโยชน์โดยการตกผลึก MAP ซึ่งใช้สารตกตะกอน คือ  $\text{MgCl}_2$  และศึกษาสภาพที่มีผลต่อการเกิดผลึกสตรูโวไลต์ โดยใช้อัตราส่วนโดยโมลแมกนีเซียมต่อแอมโมเนียต่อฟอสฟอรัส เท่ากับ 1 : 1 : 1 ที่ค่า pH อยู่ในช่วง 8.5 - 9.0 จากนั้นกวนเร็วที่ความเร็วรอบ 240 รอบต่อนาที เป็นเวลา 110 นาที และกวนช้าที่ความเร็วรอบ 10 รอบต่อนาที เป็นเวลา 15 รอบต่อนาที ตามลำดับ ทิ้งให้ตกตะกอน 24 ชั่วโมง พบว่า ได้ปริมาณตะกอน ผลึก MAP เท่ากับ 4.66 กรัมต่อลิตร ตะกอนผลึกที่ได้มีองค์ประกอบ คือ แมกนีเซียม ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ร้อยละ 12.0 12.0 และ 13.0 ตามลำดับ ตะกอนที่ได้เป็นของแข็งสีขาว ความยาวผลึกตั้งแต่ 10 - 60 ไมโครเมตร รูปทรงของผลึกที่ได้มี 2 แบบ คือ รูปทรงแบบแท่ง (Rodlike crystals) และรูปทรงผลึกแบบกิ่งไม้ (Dendritic Crystals) เมื่อนำน้ำหลังตกตะกอนผลึกมาวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 87.84 และ 83.54 ตามลำดับ

จากการศึกษาของ พิชญ์ภักดิ์ เจียรพันธ์. (2552) ศึกษาสภาพที่เหมาะสมในการตกผลึก MAP ในน้ำทิ้งฟาร์มสุกรที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ โดยใช้อัตราส่วนโดยโมลของแมกนีเซียมต่อฟอสเฟตที่เหมาะสม คือ 1.2 : 1.0 และปรับค่า pH ให้อยู่ในช่วง 8.0-9.0 ระยะเวลาการกวนผสมเป็นเวลา 30 นาที พบว่า เป็นช่วงที่มีความเหมาะสมต่อการตกผลึก MAP เนื่องจากผลึก MAP ที่ได้มีปริมาณมากและผลึกมีความสมบูรณ์ ส่วนที่สภาพอื่น ๆ ไม่ปรากฏผลึกของ MAP หรือมีปริมาณน้อย อีกทั้งผลึกของ MAP ที่เกิดขึ้นมีโครงสร้างไม่สมบูรณ์ และมีการเกิดผลึกชนิดอื่น ๆ นอกเหนือจากผลึก MAP เช่น ที่อัตราส่วนโดยโมลของแมกนีเซียมต่อฟอสเฟต เท่ากับ 1.4 : 1.0 ที่ค่า pH อยู่ในช่วงเท่ากับ 8.5- 9.0 พบผลึก MAP มากพอสมควร แต่มีการเกิดผลึกแคลเซียมฟอสเฟตร่วมด้วย ซึ่งผลึกแคลเซียมฟอสเฟตจะไปรบกวนการเกิดผลึก MAP มีผลทำให้ปริมาณผลึก MAP ที่ได้มีค่าลดลง จึงทำให้สภาพดังกล่าวไม่มีความเหมาะสมต่อการเกิดผลึก MAP

จากงานวิจัยของ Enyemadze et al. (2021) พบว่า การตกตะกอนของสตรูโวไลต์จะเกิดขึ้นเมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นจาก 8.2 เป็น 9.5 จะสามารถหมุนเวียนออร์โธฟอสเฟตได้เพิ่มขึ้น ร้อยละ 37.3 เป็น 76.1 ตามลำดับ ซึ่งออร์โธฟอสเฟตที่ค่า pH ต่ำกว่า 8 จะมีปริมาณออร์โธฟอสเฟตรวมต่ำกว่าร้อยละ 87 ในขณะที่ค่า pH เท่ากับ 9.0 มีปริมาณออร์โธฟอสเฟตร้อยละ 99 จึงเป็นสาเหตุที่ทำให้ปริมาณออร์โธฟอสเฟตเกิดเป็นสตรูโวไลต์สูงที่ค่า pH สูง

จากการศึกษาของ Numviyimana et al. (2020) พบว่า ที่อัตราส่วนโดยโมลของ Ca:P เท่ากับ 0.26 ที่สภาวะค่า pH เท่ากับ 8.9 ทำให้แคลเซียมตกตะกอนร่วมกับฟอสเฟตลดลง รวมถึงลดอัตราการเติบโตของผลึกแคลเซียมฟอสเฟตในรูป Brushite ( $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{OH}$ ) และ Hydroxyapatite ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ) ดังนั้น การปรับอัตราส่วนโดยโมล Ca : P ต่ำกว่า 1.0 หรือ 0.26 จะช่วยลดการเกิด  $\text{Ca}^{2+}$  ในระหว่างการตกตะกอนของสตรูไวท์ได้ อีกทั้งยังช่วยเพิ่มการมีอยู่ของผลึกสตรูไวท์และขนาดอนุภาคสตรูไวท์ที่เพิ่มขึ้น

จากการศึกษาของ Park et al. (2021) ได้ศึกษาการประเมินความสามารถในการละลายของ MgO และกำหนดสภาวะการทำงานที่เหมาะสมของ pH และปริมาณ  $\text{Mg}^{2+}$  ในการตกผลึกสตรูไวท์จากน้ำดิบ โดยที่อัตราส่วนโมล Mg : P อยู่ในช่วง 1.2 – 2.0 และที่ค่า pH 8.0–10.0 พบว่าอัตราส่วนโมลของ Mg : P อยู่ในช่วง 1.3 – 1.5 และปรับค่า pH ให้อยู่ในช่วง 8.2 – 8.5 ส่งผลทำให้ความเข้มข้นของ  $\text{Mg}^{2+}$  ละลายได้เพิ่มขึ้นและเพียงพอสำหรับกระบวนการตกผลึกสตรูไวท์และมีประสิทธิภาพการในกำจัดฟอสเฟตสูงสุดอยู่ที่ร้อยละ 90

จากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมา จะเห็นได้ว่า เมื่ออัตราส่วนโดยโมลของ Mg : P ต่ำกว่า 1.05 : 1.0 หรือมีอัตราส่วนโดยโมล Ca : P มากกว่า 1.0 ที่ค่า pH ในช่วง 9.0 - 10.5 จะทำให้เกิดเป็นผลึกแคลเซียมฟอสเฟตแทนที่เกิดผลึกแมกนีเซียมฟอสเฟต ส่งผลให้ความบริสุทธิ์ของสตรูไวท์ลดลง ดังนั้น จึงจำเป็นต้องเพิ่มปริมาณแมกนีเซียมมากขึ้น เพื่อลดการเกิด  $\text{Ca}^{2+}$  ในระหว่างการตกตะกอนของสตรูไวท์

จากการศึกษาของ Park et al. (2020) ศึกษาการตกผลึกของสตรูไวท์ด้วยระบบนำร่อง (pilot plant) แบบไฮโดรไซโคลอน โดยควบคุมมีอัตราการไหลเท่ากับ 8.6 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ในการศึกษาจะใช้สาร MgO สำหรับปรับอัตราส่วนโมล Mg : P อยู่ในช่วง 1.0 - 1.2 และใช้เป็นสารปรับค่า pH ในน้ำอยู่ในช่วง pH 8.25 - 8.50 เป็นระยะเวลา 42 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4\text{-P}$  และ  $\text{NH}_4\text{-N}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 82.5 - 90.7 และ 13.4 - 22.9 ตามลำดับ และวิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ SEM พบว่ามีขนาดของตะกอนทั้งหมดอยู่ในช่วง 300 – 600  $\mu\text{m}$  ซึ่งมีขนาดเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 7 เป็นร้อยละ 74 ภายในระยะเวลาการตกตะกอน 18 ชั่วโมง และจากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค XRD จะพบโครงสร้างผลึกของสตรูไวท์อยู่ในช่วงของขนาด 150 – 600  $\mu\text{m}$  แสดงให้เห็นว่าการเพิ่มระยะเวลาตกตะกอนเป็น 18 ชั่วโมง มีแนวโน้มที่ขนาดของผลึกสตรูไวท์จะมีขนาดใหญ่กว่า 300  $\mu\text{m}$

จากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมา จะเห็นได้ว่า อัตราส่วนโดยโมล  $\text{Mg}^{2+} : \text{PO}_4^{3-}$  ที่เหมาะสมในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 1.0 : 1.0 – 2.0 : 1.0 เพราะเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของแมกนีเซียมให้สูงกว่าฟอสฟอรัส จะช่วยให้สามารถตกตะกอนได้ดีและได้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูง อีกทั้งเพื่อเป็นการเพิ่มปริมาณของแมกนีเซียมให้มีค่าเหมาะสมต่อการเกิดเป็น

สตรูไวท์ อย่างไรก็ตาม ปัจจัยที่สำคัญอีกหนึ่งปัจจัยที่จะต้องควบคุม คือ ค่า pH ซึ่งการตกตะกอนเป็นปุ๋ยสตรูไวท์จะเกิดขึ้นได้ดีที่ค่า pH ที่เหมาะสม จะเห็นได้ว่า ค่า pH ที่เหมาะสมส่วนใหญ่อยู่ในช่วง 8.0 – 9.0 ซึ่งจะสามารถตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์ที่มีความบริสุทธิ์ได้ ดังนั้น จึงได้สรุปชนิดสารตกตะกอน อัตราส่วนโดยโมล ค่า pH ระยะเวลาการตกตะกอน และสถานะที่มีผลต่อการเกิดผลึกสตรูไวท์จากงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง ดังแสดงในตารางที่ 2.15 และ 2.16



ตารางที่ 2.15 ชนิดสารเคมี อัตราส่วนโดยโมล และค่า pH จากงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

| ประเภทน้ำเสีย                                  | ชนิดสารเคมี  | Molar ratios<br>Mg : P หรือ Mg : N: P* | pH          | % Recovery                        | %Removal P    | แหล่งอ้างอิง                          |
|--|--|--|-------------|-----------------------------------|---------------|---------------------------------------|
| น้ำเสียโรงงานแปรงไม้สำหรับล้าง                 | MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O   | 1.1:1.0 และ 2.0:1.0                    | 7.9 และ 11  | 15.0 - 71.4<br>และ<br>34.2 - 75.3 | -             | Khaita and Polprasert.<br>(2019)      |
| น้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมและน้ำเสียฟาร์มปศุสัตว์ | MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O และ<br>NH <sub>4</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | 1.0 : 2.0                              | 9.0         | 80 - 90.3                         | 90.0          | รอบฐู รังสิเวศ. (2560)                |
| น้ำเสียจากฟาร์มสุกร                            | MgCl <sub>2</sub>  | 1 : 1 : 1                              | 8.5 - 9.0   | -                                 | 83.54 - 87.84 | ดวงกมล พลฤทธิ์โนปจัย.<br>(2552)       |
| น้ำเสียทิ้งจากฟาร์มสุกร                        | MgCl <sub>2</sub>  | 1.4 : 1                                | 8.5 - 9.0   | -                                 | -             | พิชญ์ภักดิ์ เจียรพันธ์.<br>(2552)     |
| น้ำเสียจากยางพาราที่ผ่านการผลิตก๊าซชีวภาพ      | -  | 1.3 : 1 : 1.3*                         | 8.5 - 9.5   | -                                 | 22.0 - 86.0   | พัทธนันท์ นาดพินิจ และ<br>คณะ. (2559) |
| น้ำเสียจากฟาร์มสุกร                            | MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O ,<br>KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>                  | 1 : 1 : 1 และ 1 : 1.5 :<br>1.5         | 9.0         | -                                 | 97            | Perera et al. (2007)                  |
| น้ำเสียจากฟาร์มสุกร                            | MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O   | 1:1 1.5:1 และ 2:1                      | 8.5         | 93.5 99.0<br>และ 98.0             | -             | Celen et al. (2007)                   |
| น้ำเสียจากกากตะกอนส่วนเกิน                     | MgO  | 1.0 - 1.2                              | 8.25 - 8.50 | -                                 | 82.5-90.7     | Park et al. (2020)                    |

ตารางที่ 2.15 ชนิดสารเคมี อัตราส่วนโดยโมล และค่า pH จากงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง (ต่อ)

| ประเภทน้ำเสีย                    | ชนิดสารเคมี   | Molar ratios<br>Mg : P หรือ Mg : N: P* | pH       | % Recovery | % Removal P | แหล่งอ้างอิง              |
|----------------------------------|---|--|----------|------------|-------------|---------------------------|
| กากตะกอนที่ย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน | MgO และ MgCl <sub>2</sub>                           | 1.2 : 1                                | 9.2      | 86-90      | -           | Karabegovic et al. (2012) |
| น้ำดิบ                           | MgO   | 1.3 - 1.5                              | 8.2 -8.5 | -          | 90.0        | Park et al. (2021)        |
| น้ำเสียโรงงานปุ๋ยยูเรีย          | MgCl <sub>2</sub> , KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | 1.2 : 1.0                              | 9.0      | -          | -           | Machdar et al. (2018)     |

ตารางที่ 2.16 สภาวะที่มีผลต่อการเกิดผลึกสตรูไวท์จากงานวิจัย

| ประเภทน้ำเสีย                            | สภาวะที่มีผลต่อการเกิดผลึกสตรูไวท์ |        |                     |                    |                | แหล่งอ้างอิง                  |
|--|------------------------------------|--------|---------------------|--------------------|----------------|-------------------------------|
|  | กวนเร็ว                            | กวนช้า | ระยะเวลา<br>กวนเร็ว | ระยะเวลา<br>กวนช้า | การ<br>ตกตะกอน |                               |
|  | รอบต่อนาที                         |        | นาที                |                    | ชั่วโมง        |                               |
| น้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรม และฟาร์มปศุสัตว์ | 60                                 | 30     | 15                  | 15                 | 48             | รอบรู้ รังสิเวศ. (2560)       |
| น้ำเสียฟาร์มสุกร                         | 240                                | 120    | 10                  | 15                 | 24             | ดวงกมล พุทธิธโนปจัย. (2552)   |
| น้ำเสียโรงงานแปงมันสำปะหลัง              | 220                                | 75     | 15                  | 30                 | 1              | Khaita and Polprasert. (2019) |
| น้ำเสียจากกากตะกอน                       | 100                                | 85     | 10                  | 45                 | 10             | Morales et al. (2021)         |

## บทที่ 3

### วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษาวิจัยการหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนด้วยสารเคมี เพื่อผลิตเป็นสตรูไวท์ มีรายละเอียดวิธีการดำเนินการวิจัยดังต่อไปนี้

#### 3.1 สถานที่ทำการศึกษาวิจัย

ทำการศึกษา ณ ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และห้องปฏิบัติการวิศวกรรมเคมี บริเวณอาคารศูนย์เครื่องมือ 4, 5 และ 11 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา และสถาบันวิจัยแสงซินโครตรอน (องค์การมหาชน)

#### 3.2 ระยะเวลาทำการศึกษาวิจัย

ระยะเวลาที่ใช้ในการทดลอง ตั้งแต่เดือน พฤศจิกายน พ.ศ. 2565 ถึงเดือน เมษายน พ.ศ. 2567

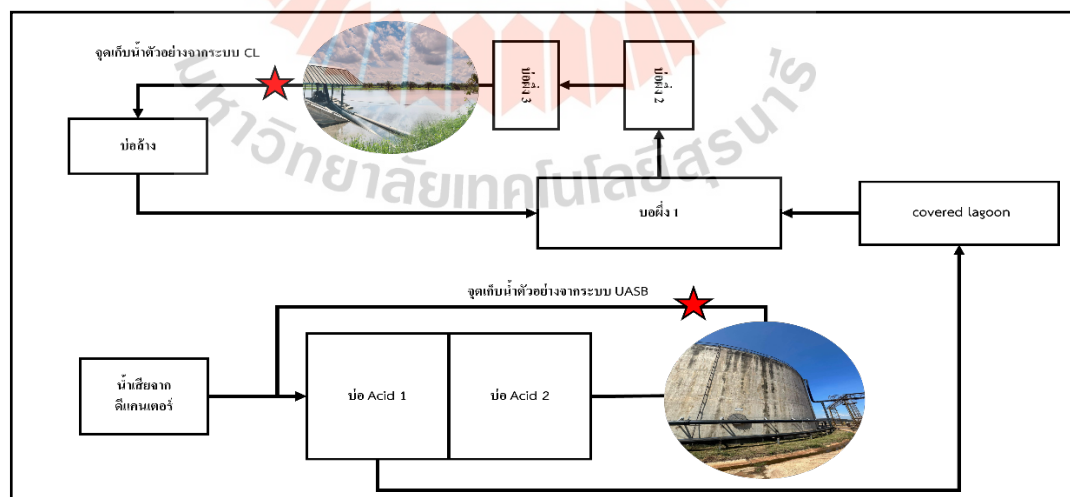
#### 3.3 รายละเอียดชุดการทดลอง

##### 3.3.1 น้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ในการศึกษานี้ได้เก็บตัวอย่างน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิต Biogas ทั้ง 2 ระบบ ของ บริษัท วิพี สตาร์ช (2000) จำกัด จังหวัดนครราชสีมา ประเทศไทย คือ ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบ Up-flow anaerobic sludge blanket digestion (UASB) และระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบ Covered anaerobic lagoon (CL) แผนผังจุดเก็บตัวอย่างตัวอย่างน้ำทิ้งแสดงในรูป 3.1 และ 3.2 นำตัวอย่างน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบมาตั้งทิ้งตกตะกอนเป็นเวลา 24 ชั่วโมง ก่อนนำไปวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและเคมี ได้แก่ Magnesium ions ( $Mg^{2+}$ ) Ammonium ions ( $NH_4^+$ ) และ Total Phosphorus (TP) วิธีการวิเคราะห์อ้างอิง APHA et al. (2017)

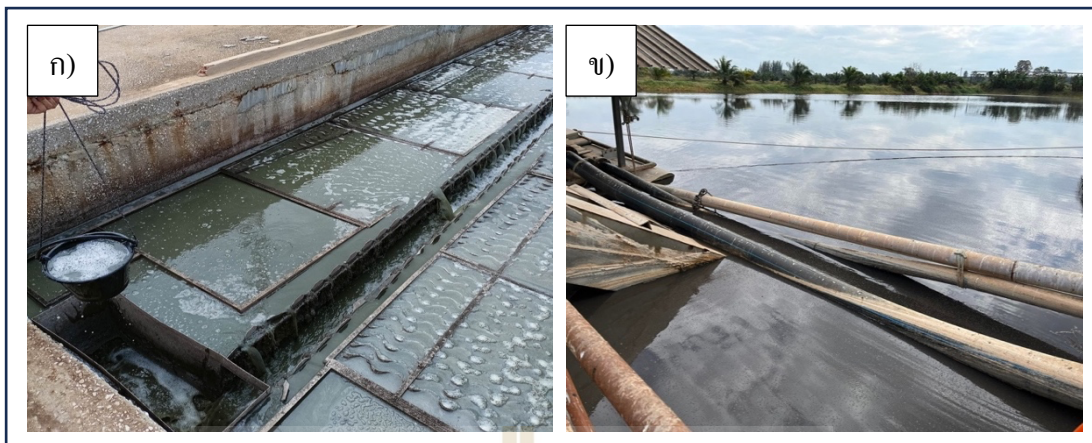
### 3.3.2 ชุดทดลองการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์

ในการศึกษาครั้งนี้ใช้เครื่อง Jar Test ยี่ห้อ Wizard รุ่น PLUS 6 LED ประเทศเยอรมัน เป็นชุดจำลองการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ จากการทบทวนงานวิจัยได้คัดเลือกสารเคมีที่ใช้ในการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ทั้งหมด 3 ชนิด ได้แก่ Magnesium oxide (MgO) Ammonium di-hydrogen phosphate ( $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ) Potassium Dihydrogen Phosphate ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) โดยกำหนดรายละเอียดสถานะที่ใช้ในการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 3.1 อ้างอิงจากงานวิจัยของ ครอบรู้รังสิเวศ (2560) ได้แก่ ปริมาณน้ำตัวอย่าง การกวนเร็ว การกวนช้า และระยะเวลาการตกตะกอน เป็นต้น สถานะปัจจัยที่ควบคุม ได้แก่ การกวนเร็วที่ 60 รอบต่อนาที เป็นเวลา 15 นาที และการกวนช้าที่ 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 15 นาที หลังจากนั้นตั้งทิ้งไว้เกิดการตกตะกอนเป็นระยะเวลา 48 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิห้อง ในการศึกษาครั้งนี้กำหนดให้ปริมาณน้ำตัวอย่างชุดทดลองน้ำทิ้งจากระบบ UASB 500 มิลลิลิตร และชุดทดลองน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon 1,000 มิลลิลิตร เนื่องจากในขณะที่ทำการศึกษาในการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ เมื่อนำน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพมาตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน พบว่าตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบ UASB เมื่อนำมาตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน 24 ชั่วโมง พบว่าปริมาณน้ำส่วนใสที่เหลือมีปริมาณน้อยกว่าน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มาก เนื่องจากค่าของแข็งแขวนลอย (TSS) ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีปริมาณสูงกว่าเมื่อเทียบกับค่า TSS ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon ซึ่งมีค่าเท่ากับ 1,820.63 mg/L และ 470 mg/L ตามลำดับ แต่อย่างไรก็ตามลักษณะน้ำทิ้งหลังเมื่อผ่านการตกตะกอนของน้ำตัวอย่างน้ำก่อนนำมาทดลองทั้งสองตัวอย่างมีค่าใกล้เคียงกัน ดังนั้น จึงเลือกใช้ปริมาณน้ำตัวอย่างของชุดทดลองที่แตกต่างกัน



รูปที่ 3.1 แผนผังจุดเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ





รูปที่ 3.2 จุดเก็บตัวอย่างน้ำทิ้ง ก) น้ำทิ้งจากระบบ UASB และ ข) น้ำทิ้งจากระบบ CL

ตารางที่ 3.1 สภาวะปัจจัยที่ควบคุมสำหรับการศึกษากระบวนการตกตะกอนทางเคมี

| สภาวะปัจจัย        | ชุดทดลอง     |                | หน่วย        |
|--------------------|--------------|----------------|--------------|
|                    | UASB         | Covered Lagoon |              |
| การกวนเร็ว         | 60           | 60             | รอบต่อนาที   |
| ระยะเวลาการกวนเร็ว | 15           | 15             | นาที         |
| การกวนช้า          | 30           | 30             | รอบต่อนาที   |
| ระยะเวลาการกวนช้า  | 15           | 15             | นาที         |
| ระยะเวลาตกตะกอน    | 48           | 48             | ชั่วโมง      |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง | 500          | 1,000          | มิลลิลิตร    |
| pH เริ่มต้น        | 8.0-9.0      | 8.0-9.0        | -            |
| อุณหภูมิ           | อุณหภูมิห้อง | อุณหภูมิห้อง   | องศาเซลเซียส |

### 3.4 รายละเอียดวิธีการเก็บตัวอย่างน้ำและตะกอนผลึก

จากการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสมในการตกตะกอนสตรูโวทีโนแต่ละชุดทดลอง ทำการเก็บตะกอนที่เกิดขึ้นหลังจากกระบวนการ Precipitation โดยตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน 48 ชั่วโมง หลังจากนั้นเทน้ำตัวอย่างผ่านกระดาษกรอง No. 4 ขนาด 20 – 25 Micron เพื่อแยกตะกอน โดยสารละลายส่วนใสที่กรองได้นำไปวิเคราะห์หาค่าปริมาณสารที่คงเหลือในน้ำ ส่วนตะกอนผลึกจะนำไปวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตะกอนผลึกที่ได้

### 3.4.1 การตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

ในการศึกษาได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งเพื่อนำไปวิเคราะห์ลักษณะคุณภาพน้ำ โดยจะนำน้ำตัวอย่างก่อนการทำการทดลองมาตั้งทิ้งตกตะกอนเป็นเวลา 24 ชั่วโมง ก่อนนำไปวิเคราะห์ลักษณะคุณภาพน้ำและเมื่อทำการทดลองแต่ละปัจจัยต่าง ๆ เรียบร้อยแล้ว หลังจากนั้นกรองเอาตะกอนผลึกออกจากสารละลาย โดยสารละลายส่วนใสที่กรองได้นำไปวิเคราะห์ลักษณะคุณภาพน้ำเพื่อหาค่าปริมาณสารคงเหลือในน้ำ รายละเอียดพารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์ที่ทำการตรวจวัดแสดงในตารางที่ 3.2

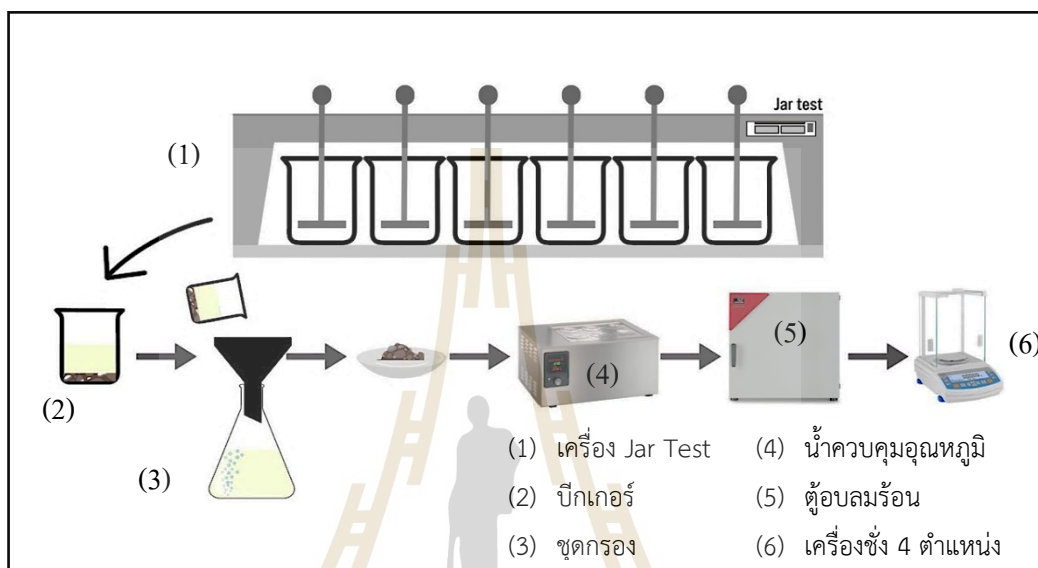
ตารางที่ 3.2 ค่าพารามิเตอร์ และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะน้ำ (APHA et al., 2017)

| Parameter                    | Unit | Analytical methods                         |
|------------------------------|------|--|
| pH                           | -    | Standard Method 4500-H+B                   |
| Temperature                  | °C   | Thermometer                                |
| COD                          | mg/L | 5220 C. Close Reflux                       |
| TSS                          | mg/L | APHA 2540 D                                |
| Alkalinity                   | mg/L | 2320 B. Titration Method                   |
| TP                           | mg/L | 4500-P C. Colorimetric Method              |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | mg/L | 4500-NH <sub>3</sub> C. Titrimetric Method |
| Mg <sup>2+</sup>             | mg/L | 3500 E. Calculation Method                 |
| Ca <sup>2+</sup>             | mg/L | 3500 B. EDTA Titrimetric Method            |

### 3.4.2 การวิเคราะห์ลักษณะตะกอน

ในการศึกษาได้ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนที่เกิดการอุดตันในเส้นท่อน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ เพื่อตรวจวิเคราะห์องค์ประกอบของผลึกสตรูไวท์และโครงสร้างเฟสผลึกสตรูไวท์ ด้วยเครื่อง XRD ยี่ห้อ Bruker รุ่น D2 phaser ที่ผลิตในประเทศเยอรมันนี และวิเคราะห์องค์ประกอบทางเคมีที่เป็นธาตุของผลึกสตรูไวท์ ด้วยเครื่อง XRF รุ่น XGT-5200 ที่ผลิตในประเทศสหรัฐอเมริกา และในการศึกษาแต่ละปัจจัย จะทำการกรองตะกอนผลึกออกจากสารละลาย จากนั้นนำตะกอนผลึกไประเหยจนแห้งด้วยอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ (Water Bath) ยี่ห้อ Memmert รุ่น WNE Series ที่ผลิตในประเทศเยอรมันนี เพื่อระเหยน้ำบางส่วนออกจากตะกอน จากนั้นนำตะกอนไปอบแห้งด้วยตู้อบลมร้อน (Hot air oven) รุ่น ED115 Binder ที่ผลิตในประเทศเยอรมันนี ณ อุณหภูมิ 103-105 °C เป็นเวลา 24 ชั่วโมง เมื่อครบเวลาให้นำมาชั่งน้ำหนักตะกอน เพื่อหาน้ำหนักตะกอนที่เกิดขึ้น ขั้นตอนการเก็บตัวอย่างแสดงดังรูปที่ 3.3 จากนั้นนำตะกอนที่ได้มาบดให้ละเอียด

เป็นผง เพื่อนำไปตรวจวิเคราะห์ผลึกสตรูไวท์ และปริมาณสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในตะกอน โดยใช้เครื่อง Wide Angle X-ray Scattering หรือ WAXS (สถาบันซินโครตรอน ระบบลำเลียงแสงที่ 1.3W) และใช้เครื่อง X-ray diffractometer ณ ปลายสถานีทดลอง Macromolecule Crystallography หรือ MX (สถาบันซินโครตรอน ระบบลำเลียงแสงที่ 7.2W)



รูปที่ 3.3 รายละเอียดขั้นตอนการเก็บตัวอย่างน้ำและตะกอน

### 3.5 ขั้นตอนการศึกษาวิจัย

ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (Experimental research) โดยมี ขั้นตอนการศึกษา ทั้งหมด 3 ขั้นตอน มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

**ขั้นตอนที่ 1** การศึกษาสารเคมีที่ใช้ในกระบวนการตกตะกอน

ในขั้นตอนการศึกษานี้ จะทำการศึกษาเปรียบเทียบการเติมสารเคมีทั้ง 3 ชนิด ประกอบด้วย  $MgO$ ,  $(NH_4)H_2PO_4$  และ  $KH_2PO_4$  เป็นต้น

**ขั้นตอนที่ 2** การทำการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ได้แก่ อัตราส่วนโมล ค่า pH ที่เหมาะสม และระยะเวลาการตกตะกอน เพื่อหาค่าสภาวะที่เหมาะสมในการหมุนเวียนฟอสฟอรัสและการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์เพื่อนำกลับมาใช้ประโยชน์ได้อีก

**ขั้นตอนที่ 3** การศึกษาการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส

### 3.6 ขั้นตอนที่ 1 การศึกษาสารเคมีที่ใช้ในกระบวนการตกตะกอน

ในขั้นตอนการศึกษานี้จะทำการศึกษาน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ 2 ระบบ ได้แก่ น้ำทิ้งจากระบบ UASB และน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยเปรียบเทียบการเติมสารเคมีทั้ง 3 ชนิด มีรายละเอียดขั้นตอนการศึกษาดังต่อไปนี้

#### 3.6.1 ชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการศึกษา

ในการศึกษานี้จะทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำ เพื่อนำไปหาร้อยละของการเกิดผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งของระบบ UASB และ Covered lagoon โดยได้ทำการทบทวนงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการใช้สารเคมีและได้เลือกสารเคมี 3 ชนิด ดังต่อไปนี้ การเติมด้วย MgO เนื่องจากมีคุณสมบัติเป็นแหล่งเพิ่มแมกนีเซียมในน้ำ ซึ่งจะช่วยให้การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ เมื่อละลายน้ำจะมีสถานะเป็นต่าง จึงทำให้สามารถตกตะกอนได้ดีและมีราคาถูก (Burns et al., 2003) ในขณะที่การเติมด้วย  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  และการเติมด้วย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เนื่องจากมีคุณสมบัติเป็นแหล่งเพิ่มฟอสฟอรัสในน้ำ ซึ่งการเติมด้วย  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  จะช่วยเพิ่มการตกผลึกร่วมกับ  $\text{Mg}^{2+}$  ขณะเดียวกันการเติมด้วย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่มากเกินไปจะสามารถจับกับ  $\text{Mg}^{2+}$  และได้ปริมาณตะกอนผลึกสตรูไวท์สูงสุด อย่างไรก็ตามการเติมด้วย  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ยังคงมีราคาต้นทุนสูงกว่าเมื่อเทียบกับการเติม MgO (Matynia et al., 2005; Zhang et al., 2022) มีรายละเอียดการทดลองดังนี้

##### 1) ชุดการทดลอง

ในการศึกษาน้ำตัวอย่างจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ และทำการเติมสารเคมีแต่ละชนิด ดังแสดงในรูปที่ 3.4 ควบคุมค่า pH เริ่มต้นของน้ำตัวอย่างให้อยู่ในช่วง pH 8.0 – 9.0 แล้วทำการปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+} : \text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-}$  มีรายละเอียดดังนี้

1.1) การเติมสารเคมีด้วย MgO โดยปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  ให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8, 2.0 mM และ ชุดการทดลอง Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

1.2) การเติมสารเคมีด้วย  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  โดยปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8, 2.0 mM และ ชุดการทดลอง Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

1.3) การเติมสารเคมีด้วย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  โดยปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8, 2.0 mM และ ชุดการทดลอง Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

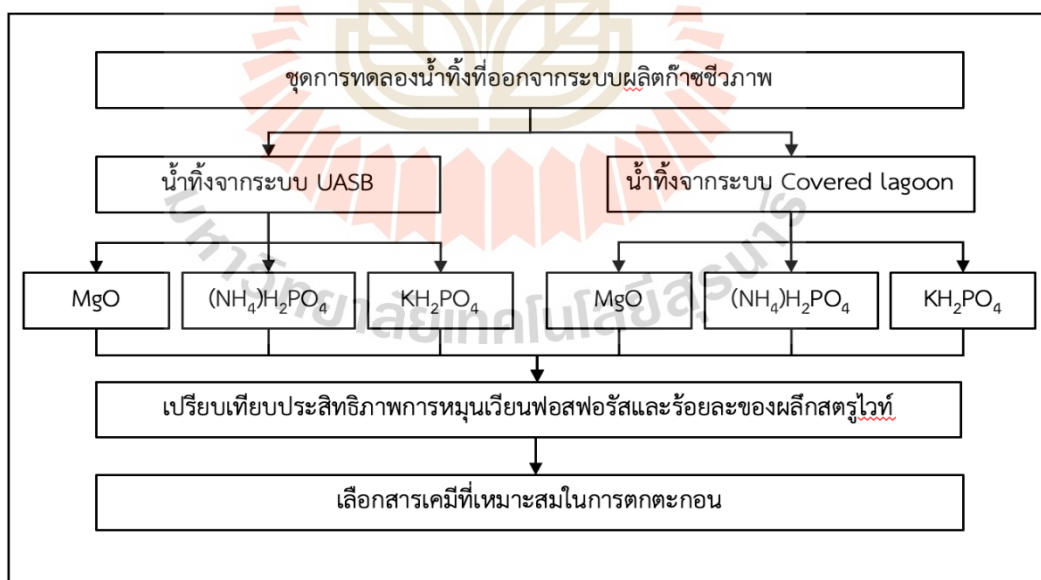
##### 2) รายละเอียดขั้นตอนการทดลอง

นำน้ำตัวอย่างจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ โดยน้ำตัวอย่างจากระบบ UASB และระบบ Covered lagoon จะใช้ปริมาตร 500 และ 1,000 มิลลิลิตร แล้วทำการเติมสารเคมีแต่ละชนิด ทำการควบคุม pH เริ่มต้นของน้ำตัวอย่างให้อยู่ในช่วง pH 8.0 – 9.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M แล้วทำการปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+} : \text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-}$  โดยการเติมสารเคมีด้วย MgO,  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เปรียบเทียบกับชุดการทดลอง Control ที่ไม่ได้

เติมสารเคมีและในการศึกษาจะควบคุมปัจจัยต่าง ๆ เป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 ดังแสดงในตารางที่ 3.3 และ 3.4 เมื่อตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน 48 ชั่วโมง จะกรองเอาตะกอนผลึกออกจากสารละลาย จากนั้นนำตะกอนผลึกไปชั่งน้ำหนักตะกอนผลึกที่เกิดขึ้นและบดให้ละเอียดเป็นผงเพื่อนำไปตรวจวิเคราะห์ผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในตะกอน ขณะที่สารละลายส่วนใสที่กรองได้จะนำไปวิเคราะห์หาค่าปริมาณสารที่คงเหลือในน้ำ

### 3) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารที่อยู่ในน้ำ

ในการศึกษาน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB และ Covered lagoon โดยการเติมสารเคมีแต่ละชนิด จะทำการกรองเอาตะกอนผลึกที่ได้ออกจากสารละลาย จากนั้นนำสารละลายส่วนใสที่กรองได้ไปทำการวิเคราะห์หาค่าปริมาณสารที่คงเหลือในน้ำ ได้แก่ Magnesium ions ( $Mg^{2+}$ ) Ammonia ( $NH_4^+$ ) และ Total Phosphorus (TP) เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดสารคงเหลือในน้ำทิ้ง แล้วนำไปวิเคราะห์หาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ จะนำส่วนตะกอนผลึกที่เหลืออยู่ไประเหยและอบแห้งที่อุณหภูมิ 103 - 105 °C เป็นเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นนำมาชั่งน้ำหนักตะกอนเพื่อหาน้ำหนักตะกอนที่เกิดขึ้นและนำไปตรวจวิเคราะห์เพื่อดูผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในตะกอน โดยใช้เครื่อง Small/Wide Angle X-ray Scattering หรือ SAXS/WAXS (สถาบันซินโครตรอน ระบบลำเลียงแสงที่ 1.3W)



รูปที่ 3.4 รายละเอียดชุดทดลองน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติมสารเคมี

ตารางที่ 3.3 การศึกษาน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB โดยการเติมสารเคมีแต่ละชนิด

| สภาวะปัจจัย   | หน่วย        | สารเคมี          |   |  |
|---|--------------|------------------|---|--|
|   |              | <sup>a</sup> MgO | <sup>b</sup> (NH <sub>4</sub> )H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | <sup>b</sup> KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> |
| อัตราส่วนโมล<br>Mg <sup>2+</sup> : NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | mM : mM : mM | 1.0              | 1.0   | 1.0  |
|   |              | 1.4              | 1.4   | 1.4  |
|   |              | 1.8              | 1.8   | 1.8  |
|   |              | 2.0              | 2.0   | 2.0  |
| ชุดที่ไม่ได้เติมสารเคมี   | -            | control          | control   | control                                      |
| pH เริ่มต้น   | -            | 8.0-9.0          | 8.0-9.0   | 8.0-9.0                                      |
| ระยะเวลาการ<br>ตกตะกอน  | ชั่วโมง      | 48               | 48  | 48   |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง  | มิลลิลิตร    | 500              | 500   | 500  |

หมายเหตุ : a คือ การปรับอัตราส่วนโมลของ Mg<sup>2+</sup>

b คือ การปรับอัตราส่วนโมลของ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>

ตารางที่ 3.4 การศึกษาน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon โดยการเติมสารเคมีแต่ละชนิด

| สภาวะปัจจัย   | หน่วย           | สารเคมี          |   |  |
|---|-----------------|------------------|---|--|
|   |                 | <sup>a</sup> MgO | <sup>b</sup> (NH <sub>4</sub> )H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | <sup>b</sup> KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> |
| อัตราส่วนโมล<br>Mg <sup>2+</sup> : NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | mM : mM :<br>mM | 1.0              | 1.0   | 1.0  |
|   |                 | 1.4              | 1.4   | 1.4  |
|   |                 | 1.8              | 1.8   | 1.8  |
|   |                 | 2.0              | 2.0   | 2.0  |
| ชุดที่ไม่ได้เติมสารเคมี   | -               | control          | control   | control                                      |
| pH เริ่มต้น   | -               | 8.0-9.0          | 8.0-9.0   | 8.0-9.0                                      |
| ระยะเวลาการ<br>ตกตะกอน  | ชั่วโมง         | 48               | 48  | 48   |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง  | มิลลิลิตร       | 1,000            | 1,000   | 1,000  |

หมายเหตุ : a คือ การปรับอัตราส่วนโมลของ Mg<sup>2+</sup>

b คือ การปรับอัตราส่วนโมลของ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>

### 3.7 ขั้นตอนที่ 2 การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส

จากขั้นตอนที่ 1 จากผลการศึกษาลงเลือกใช้ชนิดสารเคมี คือ MgO และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เนื่องจากมีความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีและมีประสิทธิภาพในการเกิดตะกอนฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นนำมาใช้ในการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส และนำมาหาร้อยละของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon โดยมีรายละเอียดขั้นตอนการศึกษาดังต่อไปนี้

#### 3.7.1 รายละเอียดชุดการทดลองการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB

รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งสำหรับชุดการทดลองการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

##### 1) การศึกษาผลของอัตราส่วนโมล

การศึกษามลของอัตราส่วนโดยโมลที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟต ทำการปรับค่า pH เริ่มต้นของน้ำตัวอย่างให้อยู่ในช่วง pH 8.0 – 9.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M แล้วปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+} : \text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-}$  รายละเอียดดังนี้

1.1) การเติมสารเคมีด้วย MgO โดยปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  ให้เท่ากับ 0.5, 0.75, 1.0, 1.2, 1.4, 1.6, 1.8, 2.0 mM และ ชุดการทดลอง Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

1.2) การเติมสารเคมีด้วย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  โดยปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8, 2.0, 2.4, 3.0 mM และ ชุดการทดลอง Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

ในการควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสถานะในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 การศึกษาอัตราส่วนโดยโมลของแต่ละชุดการทดลอง ดังสรุปในตารางที่ 3.5

##### 2) การศึกษาผลของ pH

จากผลการศึกษาปัจจัยอัตราส่วนโมลของสารเคมีที่เติม คือ MgO และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ทำการปรับค่าอัตราส่วนโมลตามผลการศึกษาที่ได้ การศึกษาผลของ pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟต โดยทำการศึกษาก่อนการตกตะกอนที่มีค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 ทำการปรับ pH โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M การควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสถานะในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 การศึกษาผลของ pH แต่ละชุดการทดลอง ดังสรุปในตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.5 การศึกษาอัตราส่วนโมล  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  จากน้ำทิ้งระบบ UASB

| สภาวะปัจจัย                                       | หน่วย        | สารเคมี           |                            |
|---|--------------|-------------------|----------------------------|
|   |              | MgO ( $Mg^{2+}$ ) | $KH_2PO_4$ ( $PO_4^{3-}$ ) |
| อัตราส่วนโดยโมล<br>$Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$ | mM : mM : mM | 0.5               | 1.0                        |
|   |              | 0.75              | 1.4                        |
|   |              | 1.0               | 1.8                        |
|   |              | 1.2               | 2.0                        |
|   |              | 1.4               | 2.4                        |
|   |              | 1.6               | 3.0                        |
|   |              | 1.8               |                            |
|   |              | 2.0               |                            |
| ชุดที่ไม่ได้เติมสารเคมี                           | -            | control           | control                    |
| pH เริ่มต้น                                       | -            | 8.0-9.0           | 8.0-9.0                    |
| ระยะเวลาการตกตะกอน                                | ชั่วโมง      | 48                | 48                         |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง                                | มิลลิลิตร    | 500               | 500                        |

ตารางที่ 3.6 การศึกษาผลของ pH

| สภาวะปัจจัย                                       | หน่วย        | สารเคมี   |   |
|---|--------------|---|---|
|   |              | MgO ( $Mg^{2+}$ )                                       | $KH_2PO_4$ ( $PO_4^{3-}$ )                              |
| อัตราส่วนโดยโมล<br>$Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$ | mM : mM : mM | ได้จากผลการทดลองหัวข้อที่ 1)                            |   |
| pH เริ่มต้น                                       | -            | 7.0, 7.5, 8.0, 8.5,<br>9.0, 9.5, 10.0, 10.5<br>และ 11.0 | 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0,<br>9.5, 10.0, 10.5 และ<br>11.0 |
| ระยะเวลาการตกตะกอน                                | ชั่วโมง      | 48  | 48  |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง                                | มิลลิลิตร    | 500   | 500   |

### 3) การศึกษาผลของระยะเวลาตกตะกอน

การศึกษาผลของระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพในการหมุนเวียนฟอสฟอรัส โดยเลือกใช้ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง เป็นต้น ทำการปรับ pH ที่ได้จากการทดลองในหัวข้อที่ 2) โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M และปรับอัตราส่วนโดย



โมลของแมกนีเซียมต่อแอมโมเนียมต่อฟอสเฟตที่ได้จากผลการทดลองในหัวข้อที่ 1) และการควบคุมปัจจัยต่าง ๆ ในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 สำหรับสภาวะที่ใช้ในการศึกษาของแต่ละชุดการทดลอง ดังสรุปในตารางที่ 3.7

ตารางที่ 3.7 การศึกษาผลของระยะเวลาการตกตะกอน

| สภาวะปัจจัย                                       | หน่วย        | สารเคมี                         |                                 |
|---|--------------|---------------------------------|---------------------------------|
|   |              | MgO ( $Mg^{2+}$ )               | $KH_2PO_4$ ( $PO_4^{3-}$ )      |
| อัตราส่วนโดยโมล<br>$Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$ | mM : mM : mM | ได้จากผลการทดลองหัวข้อที่ 1)    |                                 |
| pH เริ่มต้น                                       | -            | ได้จากผลการทดลองหัวข้อที่ 2)    |                                 |
| ระยะเวลาการตกตะกอน                                | ชั่วโมง      | 4, 12, 24, 36, 48,<br>60 และ 72 | 4, 12, 24, 36, 48,<br>60 และ 72 |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง                                | มิลลิลิตร    | 500                             | 500                             |

### 3.7.2 รายละเอียดชุดการทดลองการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ CL

รายละเอียดขั้นตอนการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งสำหรับชุดการทดลองการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ Covered Lagoon มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

#### 1) การศึกษาผลของอัตราส่วนโมล

การศึกษาผลของอัตราส่วนโดยโมลที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพในประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟต ทำการปรับค่า pH เริ่มต้นของน้ำตัวอย่างให้อยู่ในช่วง pH 8.0 – 9.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M แล้วปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  รายละเอียดดังนี้

1.1) การเติมสารเคมีด้วย MgO โดยปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  ให้เท่ากับ 0.5, 0.75, 1.0, 1.2, 1.4, 1.6, 1.8, 2.0 mM และ ชุดการทดลอง Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

1.2) การเติมสารเคมีด้วย  $KH_2PO_4$  โดยปรับอัตราส่วนโมลของ  $PO_4^{3-}$  ให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8, 2.0, 2.4, 3.0 mM และ ชุดการทดลอง Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

ในการควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสภาวะในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 การศึกษาอัตราส่วนโดยโมลของแต่ละชุดการทดลอง ดังสรุปในตารางที่ 3.8

## 2) การศึกษาผลของ pH

การศึกษาผลของผลของ pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส โดยเลือกใช้ คือ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 เป็นต้น ปรับ pH โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M และทำการปรับอัตราส่วนโมลของแมกนีเซียมต่อแอมโมเนียมต่อฟอสเฟตที่ได้จากผลการทดลองในหัวข้อที่ 1) และการควบคุมปัจจัยต่าง ๆ ในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 สำหรับสภาวะที่ใช้ในการศึกษาของแต่ละชุดการทดลอง ดังสรุปในตารางที่ 3.9

## 3) การศึกษาผลของระยะเวลาตกตะกอน

การศึกษาผลของระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพในการหมุนเวียนฟอสฟอรัส โดยเลือกใช้ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง เป็นต้น ทำการปรับ pH ที่ได้จากผลการทดลองในหัวข้อที่ 2) โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M และปรับอัตราส่วนโมลของแมกนีเซียมต่อแอมโมเนียมต่อฟอสเฟตที่ได้จากผลการทดลองในหัวข้อที่ 1) และการควบคุมปัจจัยต่าง ๆ ในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 สำหรับสภาวะที่ใช้ในการศึกษาของแต่ละชุดการทดลอง ดังสรุปในตารางที่ 3.10

ตารางที่ 3.8 การศึกษาอัตราส่วนโมล  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  จากน้ำทิ้งระบบ Covered Lagoon

| สภาวะปัจจัย                                       | หน่วย        | สารเคมี           |                            |
|---|--------------|-------------------|----------------------------|
|   |              | MgO ( $Mg^{2+}$ ) | $KH_2PO_4$ ( $PO_4^{3-}$ ) |
| อัตราส่วนโดยโมล<br>$Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$ | mM : mM : mM | 0.5               | 1.0                        |
|   |              | 0.75              | 1.4                        |
|   |              | 1.0               | 1.8                        |
|   |              | 1.2               | 2.0                        |
|   |              | 1.4               | 2.4                        |
|   |              | 1.6               | 3.0                        |
|   |              | 1.8               |                            |
|   |              | 2.0               |                            |
| ชุดที่ไม่ได้เติมสารเคมี                           | -            | control           | control                    |
| pH เริ่มต้น                                       | -            | 8.0-9.0           | 8.0-9.0                    |
| ระยะเวลาการตกตะกอน                                | ชั่วโมง      | 48                | 48                         |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง                                | มิลลิลิตร    | 1,000             | 1,000                      |

ตารางที่ 3.9 การศึกษาค่า pH

| สภาวะปัจจัย   | หน่วย        | สารเคมี   |  |
|---|--------------|---|--|
|   |              | MgO (Mg <sup>2+</sup> )                                 | KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) |
| อัตราส่วนโมล<br>Mg <sup>2+</sup> : NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | mM : mM : mM | ได้จากผลการทดลองหัวข้อที่ 1)                            |  |
| pH เริ่มต้น   | -            | 7.0, 7.5, 8.0, 8.5,<br>9.0, 9.5, 10.0,<br>10.5 และ 11.0 | 7.0, 7.5, 8.0, 8.5,<br>9.0, 9.5, 10.0, 10.5<br>และ 11.0          |
| ระยะเวลาการตกตะกอน  | ชั่วโมง      | 48  | 48   |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง  | มิลลิลิตร    | 1,000   | 1,000  |

ตารางที่ 3.10 การศึกษาผลของระยะเวลาการตกตะกอน

| สภาวะปัจจัย  | หน่วย        | สารเคมี                         |  |
|--|--------------|---------------------------------|--|
|  |              | MgO (Mg <sup>2+</sup> )         | KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) |
| อัตราส่วนโดยโมล<br>Mg <sup>2+</sup> : NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | mM : mM : mM | ได้จากผลการทดลองหัวข้อที่ 1)    |  |
| pH เริ่มต้น  | -            | ได้จากผลการทดลองหัวข้อที่ 2)    |  |
| ระยะเวลาการตกตะกอน   | ชั่วโมง      | 4, 12, 24, 36, 48,<br>60 และ 72 | 4, 12, 24, 36, 48,<br>60 และ 72                                  |
| ปริมาตรน้ำตัวอย่าง   | มิลลิลิตร    | 1,000                           | 1,000  |

### 3.8 ขั้นตอนที่ 3 การศึกษาการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำ

#### 3.8.1 การวิเคราะห์ข้อมูลผลของประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งของระบบ UASB และ Covered lagoon จะได้สภาวะที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดฟอสฟอรัส เพื่อนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูโวไทท์ในน้ำทิ้งในหัวข้อที่ 3.7.1 และ 3.7.2 ได้แก่ การศึกษาผลของอัตราส่วนโมล การศึกษาผลของ pH และการศึกษาผลของระยะเวลาการตกตะกอน เป็นต้น วัดความเข้มข้นพารามิเตอร์ของสารละลายส่วนใสเริ่มต้นและที่เหลืออยู่หลังการตกตะกอน ได้แก่ ความเข้มข้นของ Mg<sup>2+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> จากนั้นนำข้อมูลความเข้มข้นสารละลายที่ได้มาคำนวณหาค่าประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารในน้ำทิ้งโดยใช้สมการที่ (3.1)

$$\text{ประสิทธิภาพในการบำบัดธาตุอาหารในน้ำทิ้ง (\%)} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (3.1)$$

โดยที่  $C_0$  คือ ความเข้มข้นเริ่มต้น (mg/l)

$C_e$  คือ ความเข้มข้นหลังการบำบัด (mg/l)

### 3.8.2 การวิเคราะห์ข้อมูลผลร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น

จากผลการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งของระบบ UASB และ Covered lagoon จะได้สภาวะที่เหมาะสมและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งที่เกิดขึ้นในหัวข้อที่ 3.7.1 และ 3.7.2 ได้แก่ การศึกษาผลของอัตราส่วนโมล การศึกษาผลของ pH และการศึกษาผลของระยะเวลาการตกตะกอน เป็นต้น นำตะกอนผลึกที่ได้ไปอบแห้งและบดให้ละเอียดเป็นผงเพื่อตรวจวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ และปริมาณสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในตะกอนโดยใช้เทคนิค WAXS (สถาบันซินโครตรอน ระบบลำเลียงแสงที่ 1.3W) และเทคนิค XRD (สถาบันซินโครตรอน ระบบลำเลียงแสงที่ 7.2W) ซึ่งจะนำมาคำนวณหาค่าความเป็นผลึก (crystallinity) ได้โดยการหาสัดส่วนพื้นที่ใต้กราฟการกระเจิงของส่วน Bragg peak ต่อพื้นที่ใต้กราฟทั้งหมดด้วยโปรแกรม Origin Software เทียบกับ Database Standard หมายเลข RRUFF: R050540.1 แล้วคำนวณร้อยละของผลึกสตรูไวท์ โดยค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการคำนวณในครั้งนี้จะเป็นการประมาณการจากพื้นที่ใต้กราฟที่แสดงถึงส่วนที่เป็นผลึกเท่านั้น โดยไม่ได้เทียบสัดส่วนของน้ำหนักจริงดังสมการที่ (3.2)

$$X_c (\%) = \frac{A_c}{A_s} \times 100 \quad (3.2)$$

โดยที่  $X_c$  คือ degree of crystallinity (%)

$A_c$  คือ Area under peaks

$A_s$  คือ Total area

### 3.8.3 การวิเคราะห์จลนพลศาสตร์การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาจลนพลศาสตร์การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งระบบผลิตก๊าซชีวภาพ หรือการศึกษาอัตราการเกิดตะกอนผลึกสตรูไวท์ เพื่อให้เข้าใจถึงกลไกการเกิดตะกอนผลึกสตรูไวท์ ผลของระยะเวลาการตกตะกอนที่เกิดขึ้นในหัวข้อที่ 3.7.1 และ 3.7.2 โดยพิจารณาจาก

ความเข้มข้นของสาร  $Mg^{2+}$   $NH_4^+$  และ  $PO_4^{3-}$  ที่เหลืออยู่ในน้ำทิ้งมาวิเคราะห์ด้วยสมการจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ โดยเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า  $[A]$  กับระยะเวลาการตกตะกอน ดังแสดงในสมการที่ 3.3 สมการจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง โดยเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า  $\ln[A]$  กับระยะเวลาการตกตะกอน ดังแสดงในสมการที่ 3.4 และสมการจลนพลศาสตร์อันดับสอง โดยเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง  $1/[A]$  กับระยะเวลาการตกตะกอน ดังแสดงในสมการที่ 3.5 ซึ่งสามารถคำนวณหาค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับศูนย์ ( $K_0$ ) ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ( $K_1$ ) ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับสอง ( $K_2$ ) ได้จากค่าความชัน แล้วพิจารณาจากค่าสหสัมพันธ์ของสมการถดถอยเชิงเส้นเข้าใกล้ 1 (linear regression correlation,  $R^2$ )

สมการจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ :

$$[A] = [A_0] - k_0t \quad (3.3)$$

โดยที่:  $[A]$  คือ ความเข้มข้นของสาร A ในเวลา t  
 $[A_0]$  คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร A  
 $k_0$  คือ ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ( $\text{mol L}^{-1} \text{s}^{-1}$ )  
 $t$  คือ เวลา (s)

สมการจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง :

$$\ln[A] = \ln[A_0] - k_1t \quad (3.4)$$

โดยที่:  $[A]$  คือ ความเข้มข้นของสาร A ในเวลา t  
 $[A_0]$  คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร A  
 $k_1$  คือ ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $t$  คือ เวลา (s)

สมการจลนพลศาสตร์อันดับสอง :

$$\frac{1}{[A]} = \frac{1}{[A_0]} - k_2t \quad (3.5)$$

โดยที่:  $[A]$  คือ ความเข้มข้นของสาร A ในเวลา t

$[A_0]$  คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร A

$k_2$  คือ ค่าคงที่อัตราการศึกษาเกิดปฏิกิริยาอันดับสอง ( $M^{-1} L s^{-1}$ )

t คือ เวลา (s)

### 3.8.4 การวิเคราะห์สมดุลเคมีการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ด้วยโปรแกรม Visual MINTEQ

เป็นการสร้างฐานข้อมูลเทอร์โมไดนามิกแบบกำหนดเองสำหรับสตรูไวท์ โดยการให้ค่าคงที่สมดุล ค่าเอนทัลปี และสัมประสิทธิ์สโตอิชิโอเมตริกในฐานข้อมูล (Wang et al., 2005) เมื่อรวบรวมฐานข้อมูลแบบกำหนดเองแล้ว โปรแกรมจะคำนวณความเข้มข้นสมดุลของชนิดไอออนตามการป้อนข้อมูลความเข้มข้นของไอออนประกอบด้วย  $pK_{sp}$ , pH, อุณหภูมิ และความแรงของไอออน ดังแสดงในตารางที่ 3.11 และการคำนวณความแรงของไอออน ดังสมการ 3.6 มีรายละเอียดดังนี้

ตารางที่ 3.11 Parameters Used in MINEQL Modeling

| Parameter Value       | Parameter Value |
|-----------------------|-----------------|
| pH                    | 7.0 – 11.0      |
| $pK_{sp}$ of struvite | 12.6            |
| ความแรงของไอออน       | 0.10 M          |
| อุณหภูมิ ( °C )       | 25              |

$$\mu = \frac{1}{2} \sum (C_i Z_i^2) \quad (3.6)$$

โดยที่ :  $\mu$  คือ ความแรงของไอออน (ionic strength) ในหน่วยโมลาร์ (M)

$C_i$  คือ ความเข้มข้นของไอออนชนิด i ในหน่วยโมลาร์ต่อลิตร (mol/L)

$Z_i$  คือ ความประจุของไอออนชนิด i

### 3.9 เทคนิคการวิเคราะห์ผลึกสตรูไวท์

ในการศึกษาได้ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนที่เกิดการอุดตันในเส้นท่อที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ เพื่อตรวจวิเคราะห์องค์ประกอบของผลึกสตรูไวท์และโครงสร้างเฟสผลึกสตรูไวท์ ด้วยเครื่อง XRD ยี่ห้อ Bruker รุ่น D2 phaser และวิเคราะห์หาชนิดและปริมาณของธาตุของผลึกสตรูไวท์ ด้วยเครื่อง XRF รุ่น XGT-5200 ส่วนตะกอนผลึกที่ได้จากขั้นตอนการศึกษาปัจจัยต่าง ๆ นำมาตรวจ

วิเคราะห์โครงสร้างผลึกโดยใช้เทคนิค Wide Angle X-ray Scattering (WAXS) และวิเคราะห์ชนิดและปริมาณของธาตุชนิดอื่นหลังจากการตกตะกอนของผลึกสตรูไวท์ รายละเอียดมีดังนี้

### 3.9.1 การวิเคราะห์โครงสร้างสารประกอบโดยใช้เทคนิค X-ray diffraction (XRD)

เทคนิคการวิเคราะห์โครงสร้างสารประกอบโดยใช้เทคนิค X-ray diffraction เป็นเครื่องมือวิเคราะห์โครงสร้างสารประกอบของผลึกจะอาศัยหลักการเลี้ยวเบนและการกระเจิงของรังสีเอกซ์ ซึ่งการเลี้ยวเบนของรังสีเอกซ์จะทำให้เกิดพีคขององค์ประกอบที่พบบนพื้นผิวของผลึกสตรูไวท์และพีคที่ปรากฏนั้นสามารถระบุได้ว่าเกิดจากการก่อของผลึกสตรูไวท์ที่เพิ่มขึ้นหรือลดลงในการศึกษาครั้งนี้ จะนำตัวอย่างตะกอนที่เกิดการอุดตันในเส้นท่อบริเวณทางออกของน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Cover lagoon และนำตะกอนมาอบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 °C จากนั้นบดตัวอย่างให้ละเอียดเป็นผง ก่อนเข้าเครื่อง X-ray diffraction XRD ยี่ห้อ BRUKER รุ่น D2 PHASER ณ อาคารเครื่องมือ 10 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ดังแสดงในรูปที่ 3.5

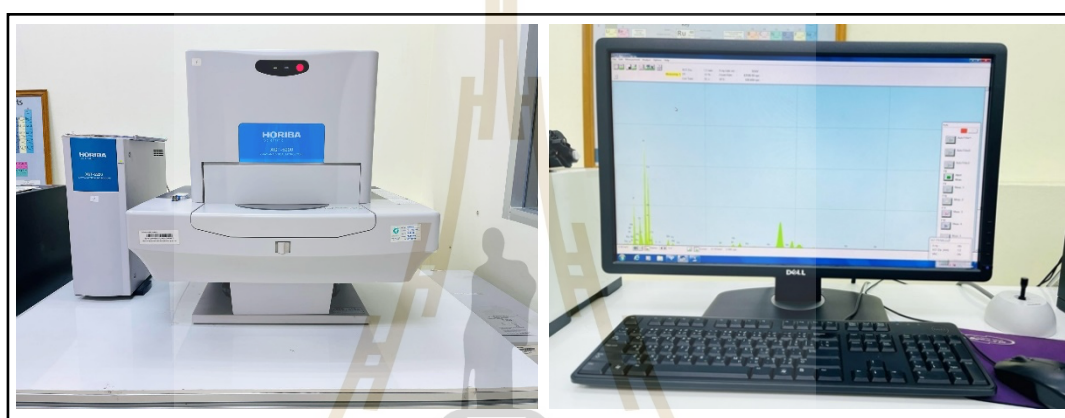


รูปที่ 3.5 เครื่อง X-ray diffraction (XRD)

### 3.9.2 การวิเคราะห์ชนิดของธาตุและปริมาณธาตุโดยใช้เทคนิค Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometer (ED-XRF)

เทคนิควิเคราะห์ธาตุโดยใช้เทคนิค ED-XRF สามารถวิเคราะห์ได้ตั้งแต่ธาตุโซเดียมจนถึงธาตุยูเรเนียมทั้งในเชิงภาพและเชิงปริมาณหลักการของเทคนิคนี้ คือ ให้รังสีเอ็กซ์จากแหล่งกำเนิดเข้าไปชนสารตัวอย่าง รังสีเอ็กซ์จะทำให้อิเล็กตรอนในวงในสุดของอะตอมของธาตุหลุดออกไป อิเล็กตรอนในวงถัดมาจะเข้ามาแทนที่ และคายพลังงานส่วนเกินออกมาในลักษณะของ

เอ็กซ์เรย์ฟลูออเรสเซนส์ ซึ่งจะมีค่าพลังงานเป็นค่าเฉพาะของตัวของธาตุนั้นเป็นพื้นฐานการวิเคราะห์เชิงคุณภาพ และความเข้มข้นของเอ็กซ์เรย์ฟลูออเรสเซนส์ที่เกิดขึ้นจะเป็นพื้นฐานการวิเคราะห์เชิงปริมาณ ในการศึกษาค้างนี้ จะนำตัวอย่างตะกอนที่เกิดการอุดตันในเส้นท่อบริเวณทางออกของน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Cover lagoon และนำตะกอนมาอบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 °C จากนั้นบดตัวอย่างให้ละเอียดเป็นผง ก่อนเข้าเครื่อง Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometer (ED-XRF) ยี่ห้อ HORIBA รุ่น XGT-5200 ณ อาคารเครื่องมือ 10 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ดังแสดงในรูปที่ 3.6



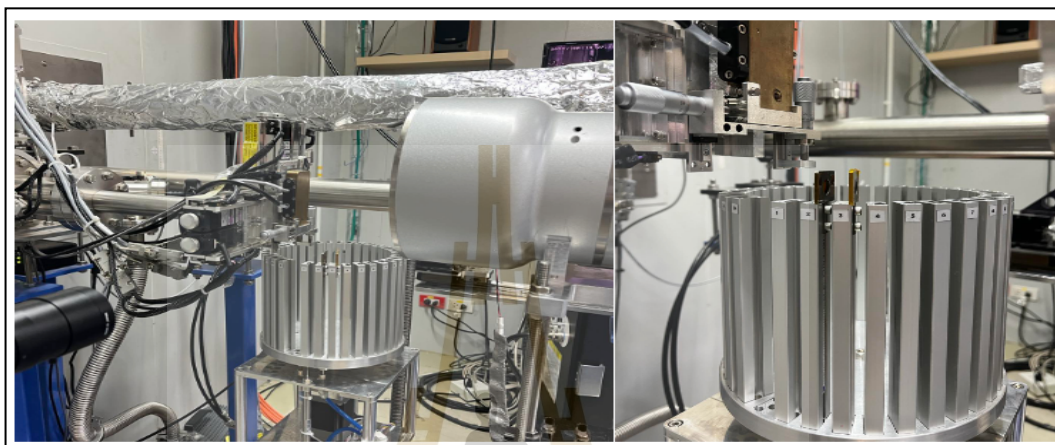
รูปที่ 3.6 เครื่อง Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometer (ED-XRF)

### 3.9.3 การวิเคราะห์โครงสร้างผลึกโดยใช้เทคนิค Wide Angle X-ray Scattering (WAXS)

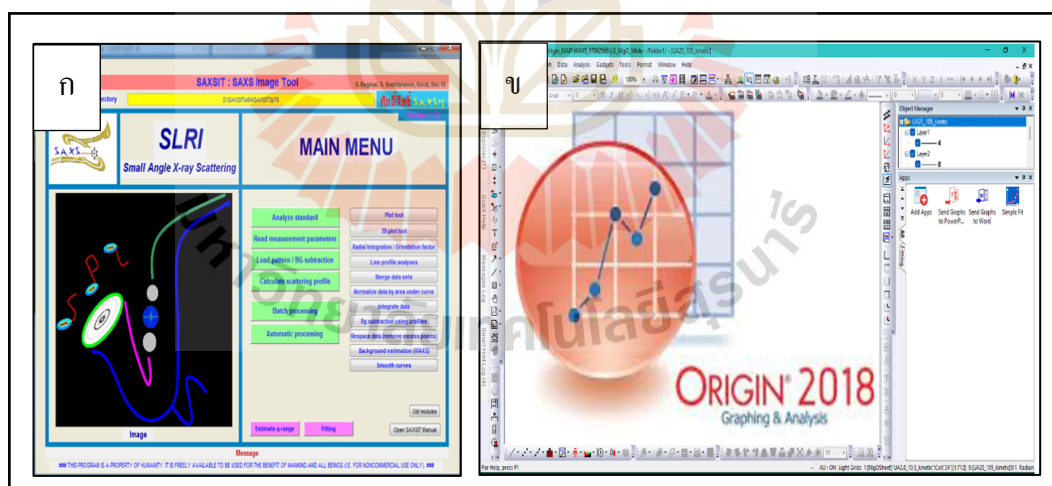
เทคนิค WAXS เป็นเทคนิคการวัดการกระเจิงของรังสีเอกซ์ที่มุมเล็กๆ เพื่อศึกษา ลักษณะโครงสร้างของสสารที่อยู่ในระดับนาโนเมตร โดยเทคนิค WAXS ณ สถาบันวิจัยแสงซินโครตรอน (องค์การมหาชน) บอกความเป็นระเบียบของโครงสร้าง ตำแหน่งของ peak ที่เกิดขึ้นใน scattering profile นั้น โดยใช้โปรแกรม SAXSIT (ดังแสดงในรูปที่ 3.8 ก.) เพื่อบอกขนาดของโครงสร้างที่ซ้ำกัน (period size) และเทคนิค Wide Angle X-ray Scattering (WAXS) จะศึกษา โครงสร้างผลึกได้เช่นเดียวกับเทคนิค XRD ซึ่งสามารถวัดได้ถึงค่ามุม  $2\theta$  ประมาณ 60 องศา หรือเทียบเท่ากับค่า d-spacing ประมาณ 1.6 อังสตรอม และครอบคลุมโครงสร้างผลึกของสารกึ่งผลึก เช่น สารโพลิเมอร์หรือสารชีวภาพ รวมทั้งผลึกสารอนินทรีย์บางส่วนผลการวัด WAXS ที่ได้จะแสดง Bragg peak ของโครงสร้างผลึก ในการระบุโครงสร้างผลึกได้และยังปรากฏผลการกระเจิง x-ray จากโครงสร้างส่วนที่เป็นอสัณฐาน (amorphous) จึงสามารถใช้ในการคำนวณค่าความเป็นผลึก (crystallinity) ได้โดยการหาสัดส่วนพื้นที่ใต้กราฟการกระเจิงของส่วน Bragg peak ต่อพื้นที่ใต้กราฟรวมโดยโปรแกรม Origin Software ดังแสดงในรูปที่ 3.8 ข. ในการศึกษาค้างนี้ จะนำตัวอย่างตะกอน



ที่เกิดขึ้นจากผลการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสม คือ ผลของการเติมสารเคมีที่ใช้ในกระบวนการตกตะกอน ผลของอัตราส่วนโมล และผลของค่า pH ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon และ นำตะกอนมาอบแห้งที่อุณหภูมิ 103 - 105 °C จากนั้นบดตัวอย่างให้ละเอียดเป็นผงเพื่อนำไปวิเคราะห์องค์ประกอบร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 3.7



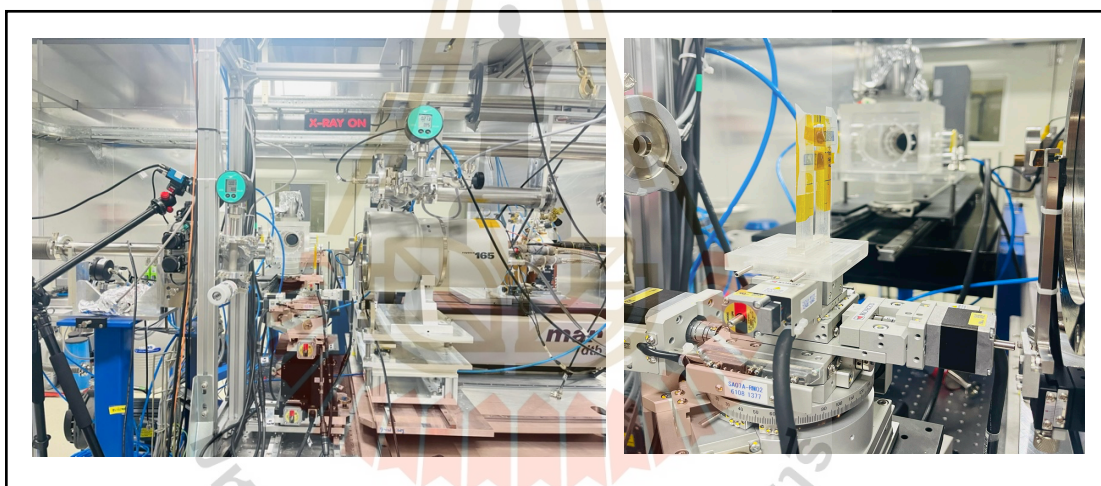
รูปที่ 3.7 เครื่องมือ Small/Wide Angle X-ray Scattering (SAXS/WAXS)



รูปที่ 3.8 ก) โปรแกรม SAXSIT และ ข)โปรแกรม Origin Software สำหรับคำนวณพื้นที่ใต้กราฟ

### 3.9.4 การวิเคราะห์โครงสร้างผลึกโดยใช้เทคนิค X-ray diffractometer (XRD) สถานีทดลอง Macromolecule Crystallography

เทคนิควิเคราะห์ XRD โดยอาศัยหลักการของการยิงรังสี X-ray ไปกระทบที่ชิ้นงาน เป็นกระบวนการสำคัญในการศึกษาโครงสร้างผลึกของสาร มีแหล่งกำเนิดรังสีเอกซ์จาก BL7.2w ซึ่งมีค่าระดับพลังงาน 15 keV ช่วยในการวิเคราะห์ให้มีความแม่นยำ เนื่องจากความเข้มและความสม่ำเสมอของรังสีเอกซ์ที่สูงแตกต่างจาก XRD ทั่วไป ซึ่งใช้ระดับพลังงาน 8 keV ในการศึกษาครั้งนี้ จะนำตัวอย่างตะกอนที่เกิดขึ้นจากผลการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสม คือ ระยะเวลาการตกตะกอนของน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon และนำตะกอนมาอบแห้งที่อุณหภูมิ 103 - 105 °C จากนั้นบดตัวอย่างให้ละเอียดเป็นผงเพื่อนำไปวิเคราะห์องค์ประกอบร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น และแปรผลเช่นเดียวกับเทคนิค WAXS ณ สถาบันวิจัยแสงซินโครตรอน (องค์การมหาชน) ดังแสดงในรูปที่ 3.9

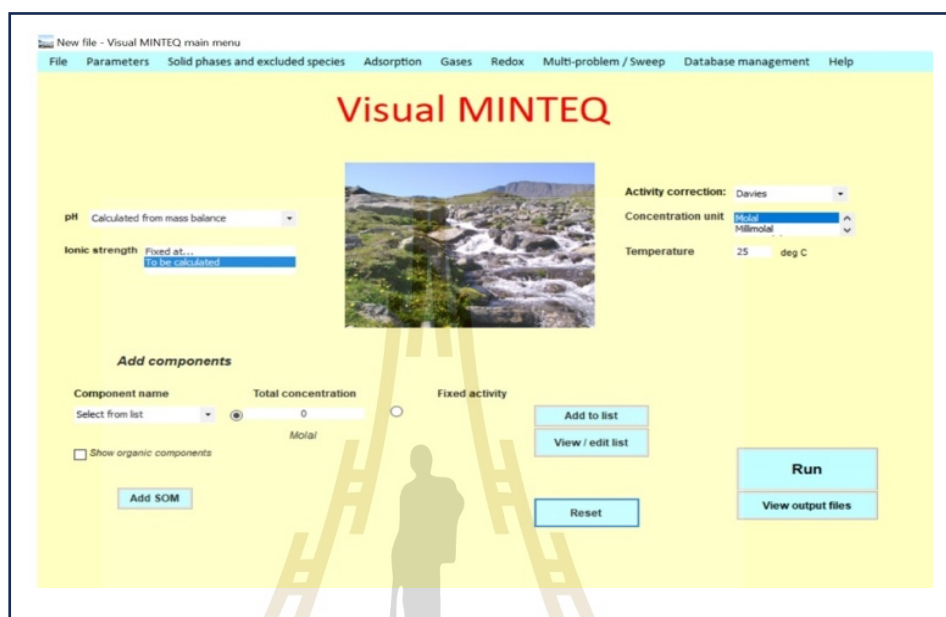


รูปที่ 3.9 เครื่องมือ X-ray diffractometer (XRD) ณ สถานีทดลอง Macromolecule Crystallography (MX)

### 3.9.5 การทำนายผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นด้วยโปรแกรม Visual MINTEQ

การวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ เพื่อทำนายการเกิดผลึกสตรูไวท์ (MAP\_ MINTEQ) โดยกำหนดข้อมูลในการป้อนเข้าโปรแกรมสำหรับการศึกษาอัตราส่วนโมล คือ ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon ได้แก่  $Mg^{2+}$   $NH_4^+$  และ  $PO_4^{3-}$  และในการศึกษาผลของ pH จะกำหนดข้อมูลในการป้อนเข้าโปรแกรม คือ ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon ได้แก่  $Mg^{2+}$   $NH_4^+$   $PO_4^{3-}$  และค่า pH ตามลำดับ จากนั้นนำผลการคำนวณสมดุลเคมีของชุดทดลองที่ได้จากโปรแกรม Visual

MINTEQ เปรียบเทียบกับผลจากการวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ด้วยเครื่อง WAXS (MAP\_ WAXS) และผลจากการวัดค่าในน้ำทิ้งที่ตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์ (MAP\_Removal) ณ สถาบันวิจัยแสงซินโครตรอน (องค์การมหาชน) ดังแสดงในรูปที่ 3.10



รูปที่ 3.10 โปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ

## บทที่ 4

### ผลการวิจัยและอภิปรายผล

ผลการศึกษากาหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ อุตสาหกรรม แป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนด้วยสารเคมี เพื่อผลิตเป็นสตรูโวท์ มีรายละเอียด ผลการศึกษาดังต่อไปนี้

#### 4.1 ผลการศึกษาลักษณะน้ำทิ้งและผลึกที่ออกจากระบบผลิต Biogas

ในการศึกษานี้ได้เก็บตัวอย่างน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิต Biogas ทั้ง 2 ระบบ ของ บริษัท วีพี สตาร์ช (2000) จำกัด จังหวัดนครราชสีมา ประเทศไทย คือ ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบ UASB และ ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบ Covered lagoon จะนำน้ำตัวอย่างน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบ วิเคราะห์ ลักษณะทางกายภาพและเคมี ผลการศึกษาโดยละเอียดแสดงในภาคผนวก ก.1-ก.3 มีรายละเอียด ดังนี้

##### 4.1.1 ลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB

ผลการศึกษาลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB แสดงในตารางที่ 4-1 โดยมีค่า pH อยู่ในช่วง 7.47-7.04 ค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ในรูป COD เฉลี่ย 1,044.02 mg/L ค่าของแข็งแขวนลอย (TSS) เฉลี่ยเท่ากับ 1,183.85 mg/L และมีค่าปริมาณสารอาหารในน้ำทิ้ง ประกอบด้วย ปริมาณฟอสเฟต ( $PO_4^{3-}$ ) อยู่ในช่วง 64.22 - 84.52 mg/L ปริมาณแอมโมเนีย ( $NH_4^+$ ) อยู่ในช่วง 263.2 - 427.00 mg/L ปริมาณแมกนีเซียม ( $Mg^{2+}$ ) อยู่ในช่วง 47.11 - 84.50 mg/L และปริมาณ แคลเซียม ( $Ca^{2+}$ ) อยู่ในช่วง 104.94 - 250.25 mg/L ตามลำดับ จากการทบทวนงานวิจัยของ Yetilmezsoy et al. (2008) และ Debowski et al. (2020) พบว่าลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB มีค่าสอดคล้องใกล้เคียงกัน โดยค่า pH เฉลี่ยเท่ากับ  $7.4 \pm 0.3$ , TSS เฉลี่ยเท่ากับ  $1,130 \pm 90$  mg/L,  $NH_4^+$  เฉลี่ยเท่ากับ  $194.9 \pm 71.5$  mg/L, TP เฉลี่ยเท่ากับ  $60.2 \pm 11.0$  mg/L,  $PO_4^{3-}$  เฉลี่ยเท่ากับ  $42.9 \pm 13.1$  mg/ ดังนั้น ลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB มีความเป็นไปได้ในการ ตกตะกอนเป็นผลึกสตรูโวท์

##### 4.1.2 ลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon

ผลการศึกษาลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon แสดงในตารางที่ 4.1 โดยมี ค่า pH อยู่ในช่วง 7.74 - 8.13 ค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ในรูป COD เฉลี่ย 661.01 mg/L ค่าของแข็งแขวนลอย เฉลี่ยเท่ากับ 470 mg/L และมีค่าปริมาณสารอาหารในน้ำทิ้ง ประกอบด้วย

ปริมาณฟอสเฟต ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) อยู่ในช่วง 26.73 - 56.98 mg/L ปริมาณแอมโมเนีย ( $\text{NH}_4^+$ ) อยู่ในช่วง 247.10 - 386 mg/L ปริมาณแมกนีเซียม ( $\text{Mg}^{2+}$ ) อยู่ในช่วง 42.01 - 84.51 mg/L และปริมาณแคลเซียม ( $\text{Ca}^{2+}$ ) อยู่ในช่วง 117.95 - 260 mg/L ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของรอบรัฐ รังสิเวศ. (2560) พบว่าลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon โดยมีค่า pH อยู่ในช่วง 6.9-7.2, TSS อยู่ในช่วง 388.25 - 910 mg/L (Amelia et al, 2019),  $\text{Mg}^{2+}$  อยู่ในช่วง 252 - 650 mg/L,  $\text{NH}_4^+$  เฉลี่ยเท่ากับ 22 - 172 mg/L,  $\text{PO}_4^{3-}$  เฉลี่ยเท่ากับ 59-202 mg/ ดังนั้น ลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon มีความเป็นไปได้ในการตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์

ตารางที่ 4.1 คุณลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

| Parameter          | unit | น้ำทิ้งจาก UASB       |                            | น้ำทิ้งจาก Covered lagoon |                        |
|--------------------|------|-----------------------|----------------------------|---------------------------|------------------------|
|                    |      | Min - Max             | Mean $\pm$ SD              | Min - Max                 | Mean $\pm$ SD          |
| pH                 | -    | 7.04 - 7.47           | 7.38 $\pm$ 0.17            | 7.74 - 8.13               | 7.92 $\pm$ 0.13        |
| COD                | mg/l | 722.21 -<br>1,238.85  | 1,044.02 $\pm$<br>156.25   | 427.39 -<br>967.68        | 661.01 $\pm$<br>161.26 |
| TSS                | mg/l | 854.33 -<br>4,889.63  | 1,183.85 $\pm$<br>1,270.94 | 270 - 1,140               | 470 $\pm$ 271.97       |
| Alk                | mg/l | 2,273.3 -<br>3,908.94 | 3,220.19 $\pm$<br>546.31   | -                         | -                      |
| $\text{Mg}^{2+}$   | mg/l | 47.11 - 84.50         | 42.01 $\pm$<br>84.51       | 42.01 - 84.51             | 73.82 $\pm$ 18.64      |
| $\text{Ca}^{2+}$   | mg/l | 104.94 -<br>250.25    | 201.50 $\pm$<br>53.84      | 117.95 -<br>260.00        | 189.51 $\pm$<br>75.95  |
| $\text{PO}_4^{3-}$ | mg/l | 64.22 - 84.52         | 77.16 $\pm$ 7.16           | 26.73 - 56.98             | 44.64 $\pm$ 11.99      |
| $\text{NH}_4^+$    | mg/l | 263.2 -<br>427.00     | 386.00 $\pm$<br>53.08      | 247.10 -<br>386.00        | 296.10 $\pm$<br>49.18  |

หมายเหตุ ค่าพารามิเตอร์ของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพเป็นคุณภาพน้ำทิ้งในช่วงเดือน ธันวาคม 2565 - มิถุนายน 2566

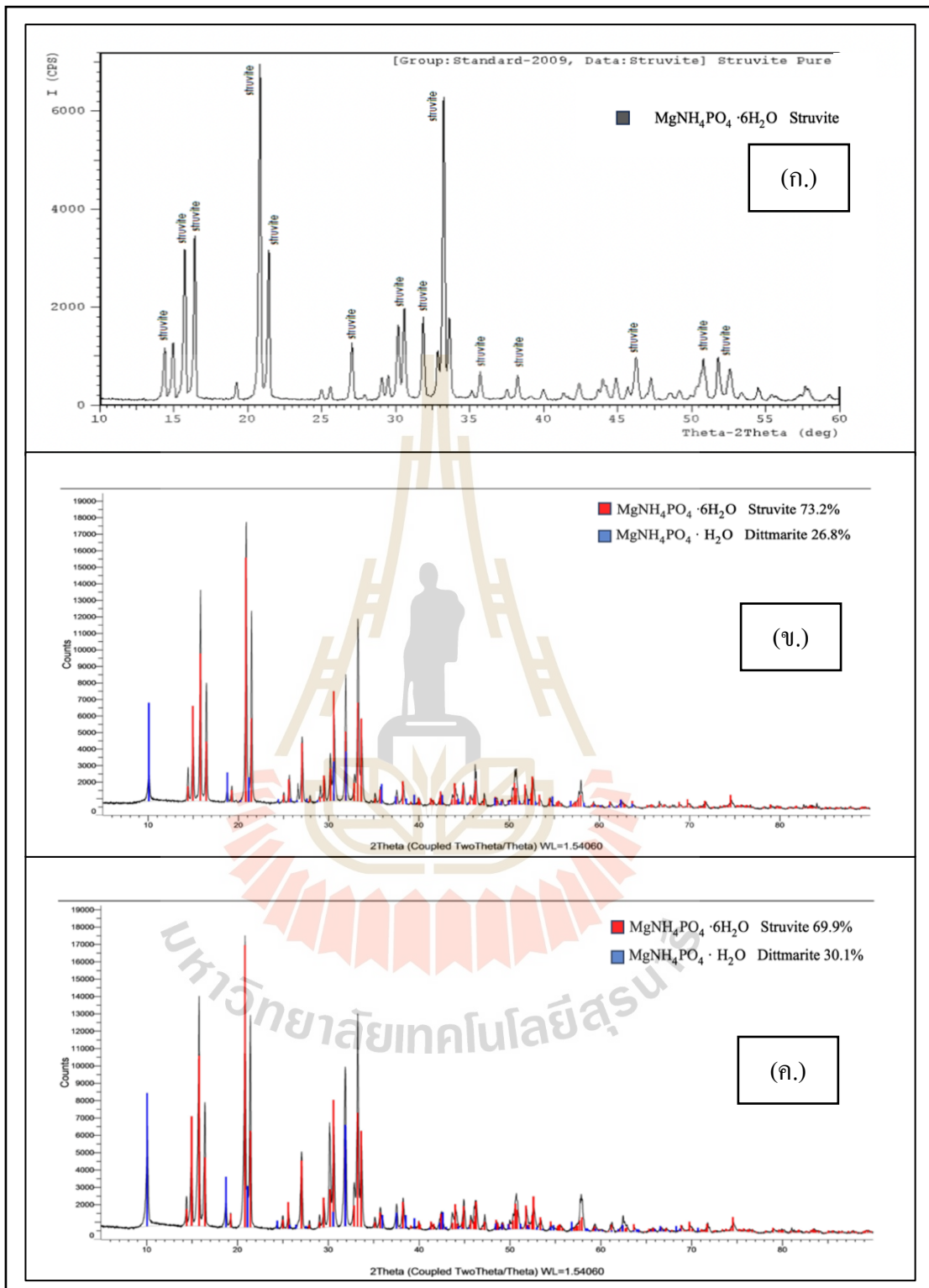
จากผลศึกษาลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ พบว่า น้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB และระบบ Covered lagoon มีค่า pH ใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 7.04 - 8.13 และเห็นได้ว่าค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB มีปริมาณมากกว่าที่พบในระบบ Covered

lagoon ถึง 4 เท่า คือ 1,820 และ 470 mg/L ตามลำดับ มีปริมาณ  $\text{PO}_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 26.73 – 56.98 mg/L ปริมาณ  $\text{Mg}^{2+}$  อยู่ในช่วง 42.01 - 84.51 mg/L และปริมาณ  $\text{NH}_4^+$  อยู่ในช่วง 247.10 – 386.00 mg/L จากการทบทวนลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ สอดคล้องกับผลการศึกษาของลักษณะน้ำทิ้งจากระบบก๊าซชีวภาพ รอบรู้ รังสิเวศ (2560) และ Khaita and Polprasert (2019) พบว่ามีค่า pH อยู่ในช่วง 7.2 - 7.5 ปริมาณฟอสเฟตรวม (TP) อยู่ในช่วง 60.2 - 88.0 mg/L ปริมาณ  $\text{PO}_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 39.6 - 42.9 mg/L ปริมาณ  $\text{Mg}^{2+}$  อยู่ในช่วง 78.4 - 650 mg/L และปริมาณ  $\text{NH}_4^+$  อยู่ในช่วง 194.9 - 472 mg/L โดยเฉพาะปริมาณฟอสเฟตที่ตรวจพบอยู่ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ มีความสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Park et al. (2021) พบว่าปริมาณความเข้มข้นของฟอสเฟตในน้ำทิ้งควรมากกว่า 60 mg/L จึงจะสามารถตกตะกอนร่วมกับ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  และเกิดเป็นผลึกสตรูไวท์ได้ จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ มีแนวโน้มที่จะเกิดการตกตะกอนผลึก สตรูไวท์ได้ง่ายและอาจก่อให้เกิดเป็นตะกรัน (Scaling) อุดตันในเส้นท่อระบายน้ำทิ้ง ข้อต่อ 90° และปั๊ม เป็นต้น (Achilleos et al., 2022) เกิดจะเป็นปัญหายุ่งยากต่อการดูแลรักษา และถ้าหากไม่มีการเติมสารเคมีและการปรับค่า pH ของน้ำจะเกิดปัญหาการอุดตันในเส้นท่อทุก ๆ เดือน การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์โดยตามธรรมชาติแล้วจะต้องใช้ระยะเวลาในการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์นานกว่า 2-3 วัน (Burns et al., 2003) การเติมสารเคมี จะทำให้เกิดการตกตะกอนได้ง่ายขึ้นและควรมีการปรับค่า pH ควบคู่กันเพื่อให้มีสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์ (Diwani et al., 2007) ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพของทั้ง 2 ระบบ มีปริมาณแมกนีเซียม แอมโมเนีย และฟอสเฟตในปริมาณมากเพียงพอในการเกิดผลึกสตรูไวท์ จึงมีความเป็นไปได้ในการนำน้ำทิ้งที่หมุนเวียนฟอสฟอรัสกลับมาตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์

#### 4.1.3 ผลการศึกษาผลึกในเส้นท่อน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

##### 1) ผลการศึกษารูปทรงประกอบของผลึกสตรูไวท์ ด้วยเครื่อง XRD

นำผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในเส้นท่อน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB และ Cover lagoon ไปตรวจวิเคราะห์องค์ประกอบของผลึกสตรูไวท์ ด้วยเครื่อง XRD ยี่ห้อ Bruker รุ่น D2 phaser เพื่อยืนยันโครงสร้างเฟสผลึกสตรูไวท์ตามมาตรฐานเทียบกับ JCPDS database ดังแสดงในรูปที่ 4.1 ก. จากผลการศึกษา พบว่า ผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในเส้นท่อน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB (ในรูปที่ 4.1 ข.) และผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในเส้นท่อน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon (ในรูปที่ 4.1 ค.) ได้แสดงโครงสร้างเฟสของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น โดยมีสูตรโครงสร้าง คือ



รูปที่ 4.1 ผลการศึกษา XRD ของผลึกสตรูไวท์ในเส้นท่อระบายน้ำที่จากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ (ก.) โครงสร้างเฟสผลึกสตรูไวท์ตามมาตรฐานเครื่องมือ XRD (Jabr et al., 2019), (ข.) น้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB และ (ค.) น้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon

$MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$  ซึ่งสอดคล้องกับฐานข้อมูลมาตรฐาน JCPDS database โดยคิดเป็นร้อยละ 73.2 และ 69.9 ตามลำดับ และพบว่า มีลักษณะโครงสร้างเป็นไดต์มาไรท์ (Dittmarite) โดยมีสูตรโครงสร้าง คือ  $MgNH_4PO_4 \cdot H_2O$  ซึ่งสอดคล้องกับฐานข้อมูลมาตรฐาน JCPDS database คิดเป็นร้อยละ 26.8 และ 30.1 ตามลำดับ เนื่องจากโครงสร้างเฟสของผลึกสตรูไวท์สามารถเปลี่ยนรูปไปเป็นผลึกไดต์มาไรท์ได้ที่อุณหภูมิตั้งแต่ 100 ถึง 200 °C ส่งผลให้เฟสของผลึกไดต์มาไรท์อาจเกิดจากการสลายตัวทางความร้อนในขณะทำการอบแห้งที่อุณหภูมิ 105 °C (Marlon and Ashaki, 2015) ดังนั้น จากผลการศึกษาผลึกในเส้นท่อน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB และ Covered lagoon ยืนยันว่าผลึกดังกล่าว คือ ผลึกสตรูไวท์ จึงมีความเป็นไปได้ในการตกผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งได้ ดังนั้น ในการศึกษาคั้งนี้จึงใช้ตัวอย่างน้ำทิ้งจากทั้ง 2 ระบบ เป็นตัวแทนของระบบน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

## 2) ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบทางเคมี ด้วยเครื่อง XRF

ผลการศึกษาผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในเส้นท่อระบายน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB ( $MAP_{eff,UASB}$ ) และ Covered lagoon ( $MAP_{eff,CL}$ ) นำไปวิเคราะห์ความเข้มข้นเชิงปริมาณเป็นเปอร์เซ็นต์ (%) ของธาตุ ด้วยเครื่อง XRF รุ่น XGT-5200 ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.2 พบว่า ผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในเส้นท่อน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB ประกอบด้วย ธาตุฟอสฟอรัส (P) มากที่สุด ร้อยละ 67.618 รองลงมา คือ ธาตุแมกนีเซียม (Mg) ร้อยละ 24.895 และผลการศึกษาผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในเส้นท่อน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon ประกอบด้วย ธาตุฟอสฟอรัส (P) มากที่สุดร้อยละ 63.303 รองลงมา คือ ธาตุแมกนีเซียม (Mg) ร้อยละ 25.390 ตามลำดับ นอกจากนี้จะพบฟอสฟอรัสและแมกนีเซียมแล้วยังพบปริมาณธาตุโพแทสเซียม (K) ธาตุแคลเซียม (Ca) และธาตุแมงกานีส (Mn) แต่พบในปริมาณน้อยมาก ซึ่งสรุปได้ว่าองค์ประกอบทางเคมีของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในเส้นท่อของระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Sutyono et al. (2016) ซึ่งพบว่าการเกิดผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นต้องมีส่วนประกอบหลัก คือ ธาตุฟอสฟอรัส (P) สูงกว่าร้อยละ 60 และธาตุแมกนีเซียม (Mg) สูงกว่าร้อยละ 20 ดังนั้น ผลการวิเคราะห์ปริมาณฟอสฟอรัสและแมกนีเซียมที่พบในเส้นท่อระบายน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพที่ใช้ในการศึกษาคั้งนี้นับสนับสนุนความเป็นไปได้ในการตกผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งของระบบผลิตก๊าซชีวภาพได้



ตารางที่ 4.2 ปริมาณองค์ประกอบธาตุจากผลึกในเส้นท่อของระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ โดยวิธี XRF

| องค์ประกอบธาตุ | ปริมาณที่วิเคราะห์ได้ (%) mass |                       |
|----------------|--------------------------------|-----------------------|
|                | MAP <sub>eff,UASB</sub>        | MAP <sub>eff,CL</sub> |
| Magnesium (Mg) | 24.895                         | 25.390                |
| Phosphorus (P) | 67.618                         | 63.303                |
| Potassium (K)  | 2.600                          | 3.573                 |
| Calcium (Ca)   | 2.200                          | 0.707                 |
| Manganese (Mn) | 2.083                          | 1.057                 |
| Iron (Fe)      | 0.583                          | 0.923                 |
| Rubidium (Rb)  | 0.020                          | 0.047                 |

#### 4.2 ผลการศึกษาชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการศึกษา

จากการทบทวนงานวิจัยที่เกี่ยวกับกระบวนการตกผลึกสตรูโวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon (CL) นิยมใช้เทคนิคการเร่งการเกิดปฏิกิริยาโดยใช้สารเคมีเพิ่มปริมาณแมกนีเซียมและฟอสฟอรัสให้เพียงพอต่อความต้องการในการเกิดปฏิกิริยา ดังนั้น ในการศึกษาครั้งนี้จึงเลือกสารเคมี 3 ชนิด คือ (1) การเติม MgO เนื่องจากเป็นแหล่งสำหรับเพิ่มแมกนีเซียมในน้ำและทำให้น้ำมีค่าความเป็นด่างสูงขึ้น ลดปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการปรับ pH และ (2) การเติม (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> และ (3) การเติม KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> เนื่องจากเป็นแหล่งเพิ่มปริมาณฟอสฟอรัสหรือฟอสเฟตในน้ำ

ในการเติมสารเคมีแต่ละชนิดจะทำการปรับอัตราส่วนโดยโมลของ Mg<sup>2+</sup> : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> โดยการเติมสารเคมีด้วย MgO ซึ่งทำให้อัตราส่วนโมลของ Mg<sup>2+</sup> เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 โดยทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ซึ่งเป็นน้ำทิ้งของระบบผลิตก๊าซชีวภาพที่ไม่ได้เติมสารเคมีใด ๆ ส่วนการเติมสารเคมีด้วย (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> และ KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> จะทำการปรับอัตราส่วนโมลของ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 โดยทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ซึ่งเป็นน้ำทิ้งของระบบผลิตก๊าซชีวภาพที่ไม่ได้เติมสารเคมี มีรายละเอียดผลการศึกษาดังต่อไปนี้

##### 4.2.1 ผลการศึกษาการเติมสาร MgO

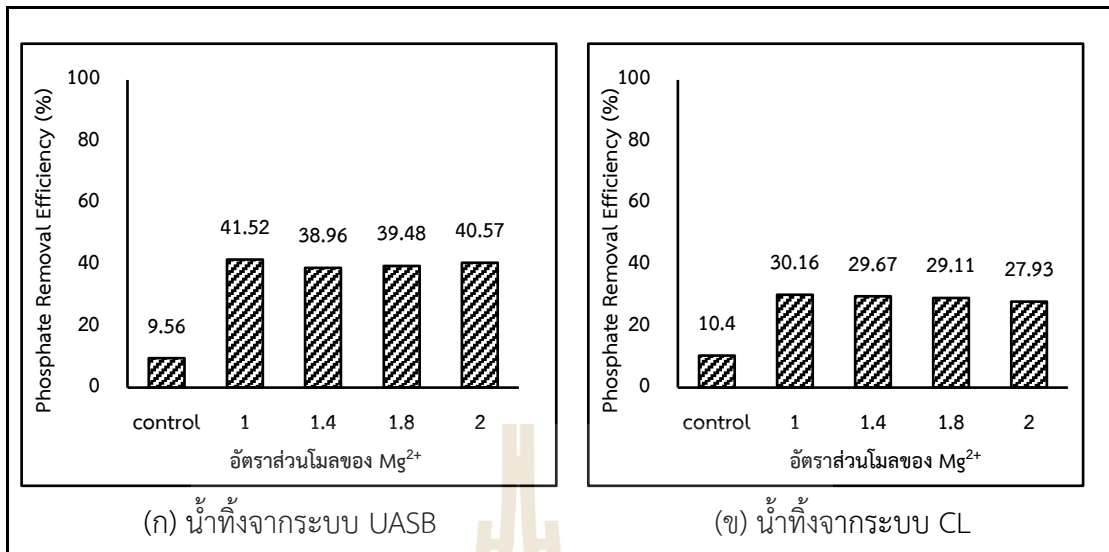
###### 1) ผลการศึกษาการเติม MgO ในน้ำทิ้ง UASB

ผลการศึกษาการเติมสาร MgO สำหรับเพิ่มแมกนีเซียมในน้ำ เพื่อวัดประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูโวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีอัตราส่วนโมลเริ่มต้นของ Mg<sup>2+</sup> : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ก่อนปรับเท่ากับ 262 : 1921 : 0.81 mM (63.62 : 346.5 : 77.16 mg/L) ตามลำดับ และเมื่อมีการเติมสาร MgO เพื่อปรับ Mg<sup>2+</sup> ในน้ำให้

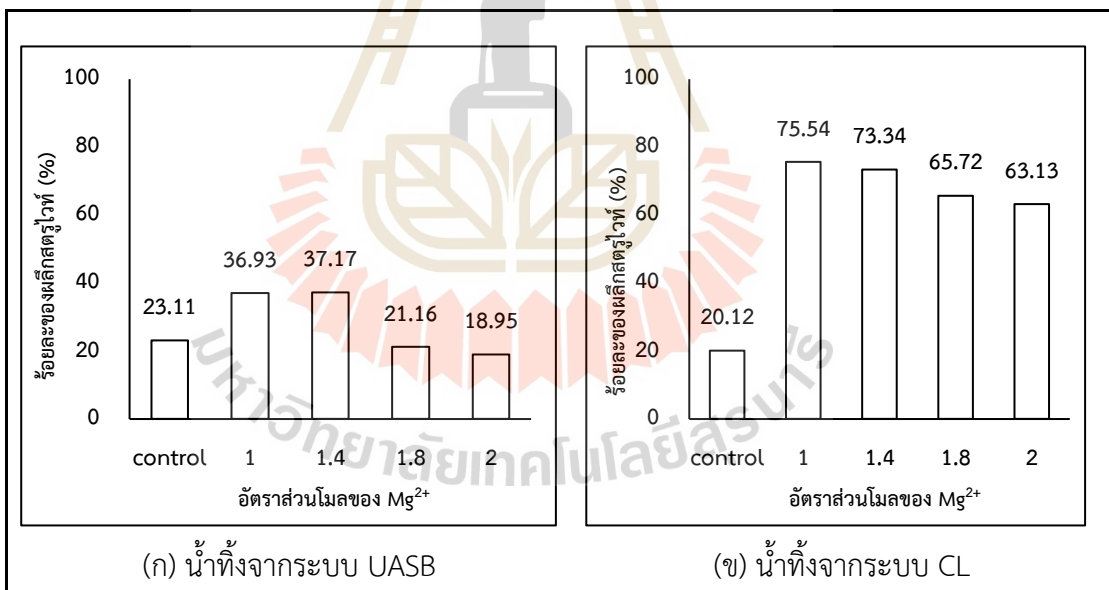
เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ พบว่าเมื่อเติม  $Mg^{2+}$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยพบอยู่ในช่วงร้อยละ 38.96 - 41.52 ดังแสดงในตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.2 (ก) และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 9.56 และพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 23.24 - 34.98 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 20.80 - 34.97 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  เท่ากับร้อยละ 8.39 และ 5.24 ตามลำดับ โดยในน้ำที่จากระบบ UASB พบว่ามีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง อยู่ในช่วงเท่ากับ 8.24 - 8.40 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่า pH เท่ากับ 8.13 และมีน้ำหนักระกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ในช่วง 0.3240 - 0.3916 g/L และเมื่อนำตะกอนผลิตภัณฑ์ทั้งหมดที่ได้ไปวิเคราะห์หาร้อยละของผลิตภัณฑ์ โดยเทคนิค WAXS ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.3 (ก) พบว่ามีร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่ได้ พบอยู่ในช่วงร้อยละ 18.95 - 37.17 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่าเท่ากับร้อยละ 23.11 และพบว่าที่อัตราส่วนโมลเริ่มต้นเท่ากับ 1.0 mM มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงสุดร้อยละ 41.52 และมีร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่ได้ 36.93

ตารางที่ 4.3 ผลการศึกษาร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่ได้ในน้ำที่จากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติมสาร  $MgO$

| น้ำทิ้ง | pH หลังตกตะกอน | เติม $Mg^{2+}$ (mM) | อัตราส่วนโมล (mM : mM : mM) |          |             | ร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |          |             |
|---------|----------------|---------------------|-----------------------------|----------|-------------|------------------------------|-------------------------|----------|-------------|
|         |                |                     | $Mg^{2+}$                   | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |                              | $Mg^{2+}$               | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |
| Control | 8.13           | -                   | 2.62                        | 19.21    | 0.81        | 23.11                        | 8.39                    | 5.24     | 9.56        |
| UASB    | 8.29           | 1.0                 | 3.62                        | 19.21    | 0.81        | 36.93                        | 34.98                   | 20.80    | 41.52       |
|         | 8.32           | 1.4                 | 4.02                        | 19.21    | 0.81        | 37.17                        | 23.24                   | 30.58    | 38.96       |
|         | 8.34           | 1.8                 | 4.42                        | 19.21    | 0.81        | 21.16                        | 24.31                   | 33.78    | 39.48       |
|         | 8.40           | 2.0                 | 4.62                        | 19.21    | 0.81        | 18.95                        | 26.30                   | 34.97    | 40.57       |
| Control | 8.19           | -                   | 2.14                        | 17.15    | 0.53        | 20.12                        | 4.67                    | 7.33     | 10.40       |
| CL      | 8.34           | 1.0                 | 3.14                        | 17.15    | 0.53        | 75.54                        | 29.72                   | 18.97    | 30.16       |
|         | 8.41           | 1.4                 | 3.54                        | 17.15    | 0.53        | 73.34                        | 22.19                   | 18.69    | 29.67       |
|         | 8.49           | 1.8                 | 3.94                        | 17.15    | 0.53        | 65.72                        | 26.20                   | 20.26    | 29.11       |
|         | 8.57           | 2.0                 | 4.14                        | 17.15    | 0.53        | 63.13                        | 27.05                   | 21.38    | 27.93       |



รูปที่ 4.2 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติม MgO



รูปที่ 4.3 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติม MgO

## 2) ผลการศึกษาการเติม MgO ในน้ำทิ้ง Covered lagoon

ผลการศึกษาการเติมสาร MgO สำหรับเพิ่มแมกนีเซียมในน้ำ เพื่อวัดประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มีอัตราส่วนโมลเริ่มต้นของ  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  ก่อนปรับเท่ากับ 2.14 : 17.15 : 0.53 mM ( 51.97 : 309.4 : 50.16 mg/L) ตามลำดับ และเมื่อมีการเติมสาร MgO เพื่อปรับ  $Mg^{2+}$  ในน้ำให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ พบว่าเมื่อเติม  $Mg^{2+}$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยพบอยู่ในช่วงร้อยละ 27.93 – 30.16 ดังแสดงในตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.2 (ข) มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 10.40 และพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 22.19 - 29.72 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 18.69 - 21.38 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  เท่ากับร้อยละ 4.67 และ 7.33 ตามลำดับ โดยในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon พบว่ามีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง อยู่ในช่วงเท่ากับ 8.34 – 8.57 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่า pH เท่ากับ 8.19 และมีน้ำหนักระกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ในช่วง 0.1010 – 0.1429 g/L และเมื่อนำตะกอนผลึกทั้งหมดที่ได้ไปวิเคราะห์หาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ โดยเทคนิค WAXS ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.3 (ข) พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้พบอยู่ในช่วงร้อยละ 63.13 – 75.54 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่าเท่ากับร้อยละ 20.12 และพบว่าที่อัตราส่วนโมลเริ่มต้นเท่ากับ 1.0 mM มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงสุดร้อยละ 30.16 และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ 75.34

## 3) สรุปผลการเติมสาร MgO ในตัวอย่างน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ

เมื่อพิจารณาการเติมสาร MgO สำหรับเพิ่มแมกนีเซียมในน้ำ เพื่อวัดประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ พบว่าเมื่อมีการเติมสาร MgO เพื่อปรับ  $Mg^{2+}$  ในน้ำเพิ่มมากขึ้นเท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบอยู่ในช่วงร้อยละ 38.96 - 41.52 ขณะที่ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon พบอยู่ในช่วงร้อยละ 27.93 – 30.16 ตามลำดับ และเมื่อเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  คือ ร้อยละ 9.56 และ 10.40 ตามลำดับ และในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  มีค่าสูงกว่าเมื่อเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ดังนั้น จะเห็นได้ว่า การเติม  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นสูงมาก

โดยเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon คือ ร้อยละ 41.52 และ 30.16 ตามลำดับ ส่งผลทำให้มีน้ำหนักตะกอนทั้งหมดที่ตกในน้ำทิ้งจากระบบ UASB สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon คือ 0.3916 และ 0.1426 g/L ตามลำดับ เนื่องจากอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งเริ่มต้นจากระบบ UASB สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon คือ 0.81 และ 0.53 mg/L ตามลำดับ จึงส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเพิ่มขึ้น ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  จะสามารถเกิดผลึกฟอสเฟตในรูปแบบต่าง ๆ ได้โดยขึ้นกับปัจจัยค่า pH ในน้ำทิ้ง สภาวะการอิ่มตัว (Super saturation) และปริมาณไอออนต่าง ๆ ที่เจือปนในน้ำทิ้ง เป็นต้น โดยเฉพาะแคลเซียม ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ซึ่งสามารถตกตะกอนร่วมกับฟอสเฟตได้อยู่ในรูปแบบ  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\cdot\text{OH}$  (Hydroxyapatite, HAP) เป็นผลึกที่มีความเสถียรและสามารถเกิดการตกตะกอนที่ค่า pH อยู่ในช่วง 8.0 - 9.8 (พิชญภัค เจริญพันธ์, 2552) อย่างไรก็ตามประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ยังคงขึ้นกับค่า pH ในน้ำทิ้งด้วย (Demirer et al., 2005) แต่เมื่อพิจารณาร้อยละผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น จะเห็นได้ว่า ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้อยู่ในช่วง 63.13 - 75.54 ตามลำดับ ซึ่งสูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้อยู่ในช่วง 21.16 - 37.17 ตามลำดับ เนื่องจากในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพมักมีไอออนของโลหะอื่น ๆ เจือปนอยู่มาก จึงเกิดการรวมตัวกันระหว่าง  $\text{Mg}^{2+}$  กับไอออนของโลหะและไอออนชนิดอื่นๆ สามารถแข่งขันตกตะกอนรวมกันได้ที่สภาวะเดียวกัน เช่น  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  และ  $\text{HCO}_3^-$  เป็นต้น ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ลดลง (Siciliano et al., 2020; Fattah et al., 2022) หรือเกิดผลึกชนิดอื่น ๆ แทนที่ผลึกสตรูไวท์ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ ดังนั้น การเติมสาร  $\text{MgO}$  เพื่อเพิ่ม  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นและมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เพิ่มมากขึ้น

#### 4.2.2 ผลการศึกษาการเติมสาร $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$

##### 1) ผลการศึกษาการเติม $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$ ในน้ำทิ้ง UASB

ผลการศึกษาการเติมสาร  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  สำหรับเพิ่มฟอสเฟตในน้ำ เพื่อวัดประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีอัตราส่วนโมลเริ่มต้นของ  $\text{Mg}^{2+} : \text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-}$  ก่อนปรับเท่ากับ 3.14 : 21.73 : 0.89 mM (76.32 : 392.23 : 84.52 mg/L) ตามลำดับ และเมื่อมีการเติมสาร  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  เพื่อปรับ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ พบว่าเมื่อเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยพบอยู่ในช่วงร้อยละ 21.50 - 32.45 ดังแสดงในตารางที่ 4.4 และรูปที่ 4.4 (ก) และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 17.67 และพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำอยู่ในช่วง

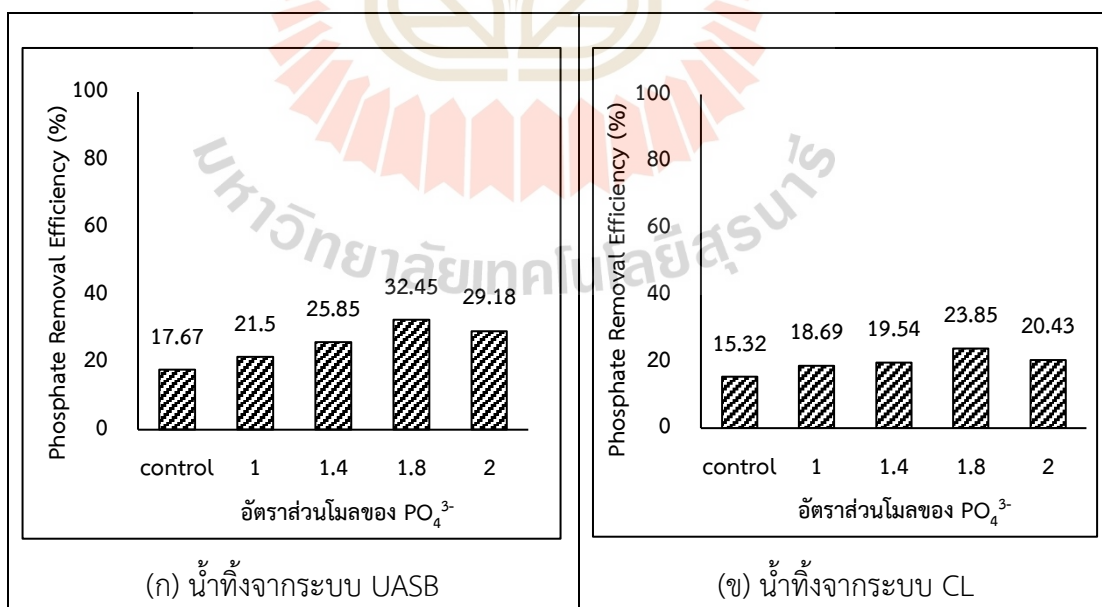
ร้อยละ 13.70 - 35.02 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 21.81 - 31.63 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 4.10 และ 14.30 ตามลำดับ โดยในน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบว่ามีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง อยู่ในช่วงเท่ากับ 8.04 - 8.09 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่า pH เท่ากับ 7.98 และมีน้ำหนักระกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ในช่วง 0.0984 - 0.1435 g/L และเมื่อนำตะกอนผลึกทั้งหมดที่ได้ไปวิเคราะห์หาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ โดยเทคนิค WAXS ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.4 และรูปที่ 4.5 (ก) พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ พบอยู่ในช่วงร้อยละ 17.21 - 22.75 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่าเท่ากับร้อยละ 13.05 และพบว่าที่อัตราส่วนโมลเริ่มต้นเท่ากับ 1.8 mM มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดร้อยละ 32.45 และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เท่ากับ 21.15

## 2) ผลการศึกษาการเติม $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$ ในน้ำทิ้ง Covered lagoon

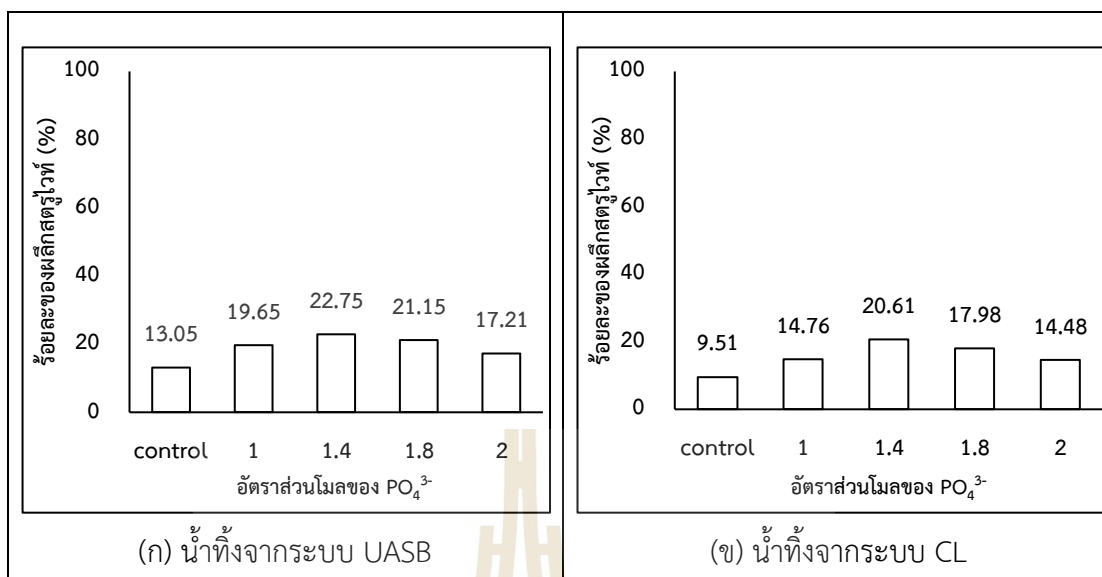
ผลการศึกษาการเติมสาร  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  สำหรับเพิ่มฟอสเฟตในน้ำ เพื่อวัดประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มีอัตราส่วนโมลเริ่มต้นของ  $\text{Mg}^{2+} : \text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-}$  ก่อนปรับเท่ากับ 3.26 : 13.97 : 0.47 mM (79.23 : 252.16 : 44.64 mg/L) ตามลำดับ และเมื่อมีการเติมสาร  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  เพื่อปรับ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ พบว่าเมื่อเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยพบอยู่ในช่วงร้อยละ 18.69 - 23.85 ดังแสดงในตารางที่ 4.4 และรูปที่ 4.4 (ข) และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 15.32 และพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 37.60 - 41.32 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 29.55 - 35.67 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 11.35 และ 12.95 ตามลำดับ โดยในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon พบว่ามีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง อยู่ในช่วงเท่ากับ 7.96 - 8.12 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่า pH เท่ากับ 8.15 และมีน้ำหนักระกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ในช่วง 0.0532 - 0.1160 g/L และเมื่อนำตะกอนผลึกทั้งหมดที่ได้ไปวิเคราะห์หาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ โดยเทคนิค WAXS ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.4 และรูปที่ 4.5 (ข) พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ พบอยู่ในช่วงร้อยละ 14.48 - 20.61 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่าเท่ากับร้อยละ 9.51 และพบว่าที่อัตราส่วนโมลเริ่มต้นเท่ากับ 1.8 mM มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดเท่ากับร้อยละ 23.85 และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เท่ากับ 17.98

ตารางที่ 4.4 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติมสาร  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$

| น้ำทิ้ง | pH<br>หลัง<br>ตกตะกอน | เติม<br>$\text{PO}_4^{3-}$<br>(mM) | อัตราส่วนโมล<br>(mM : mM : mM) |                 |                    | ร้อยละ<br>ของผลึก<br>สตรูไวท์<br>ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด<br>(%) |                 |                    |
|---------|-----------------------|------------------------------------|--------------------------------|-----------------|--------------------|---|----------------------------|-----------------|--------------------|
|         |                       |                                    | $\text{Mg}^{2+}$               | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |   | $\text{Mg}^{2+}$           | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |
| Control | 7.98                  | -                                  | 3.14                           | 21.73           | 0.89               | 13.05                                       | 4.10                       | 14.30           | 17.67              |
| UASB    | 8.09                  | 0.11                               | 3.14                           | 21.73           | 1.00               | 19.65                                       | 13.70                      | 21.81           | 21.50              |
|         | 8.07                  | 0.51                               | 3.14                           | 21.73           | 1.40               | 22.75                                       | 23.36                      | 23.62           | 25.85              |
|         | 8.04                  | 0.91                               | 3.14                           | 21.73           | 1.80               | 21.15                                       | 27.94                      | 31.63           | 32.45              |
|         | 8.04                  | 1.11                               | 3.14                           | 21.73           | 2.00               | 17.21                                       | 35.02                      | 29.46           | 29.18              |
| Control | 8.15                  | -                                  | 3.26                           | 13.97           | 0.47               | 9.51  | 11.35                      | 12.95           | 15.32              |
| CL      | 8.12                  | 0.53                               | 3.26                           | 13.97           | 1.00               | 14.76                                       | 37.60                      | 29.55           | 18.69              |
|         | 8.07                  | 0.93                               | 3.26                           | 13.97           | 1.40               | 20.61                                       | 39.10                      | 34.59           | 19.54              |
|         | 8.02                  | 1.33                               | 3.26                           | 13.97           | 1.80               | 17.98                                       | 40.50                      | 33.81           | 23.85              |
|         | 7.96                  | 1.53                               | 3.26                           | 13.97           | 2.00               | 14.48                                       | 41.32                      | 35.67           | 20.43              |



รูปที่ 4.4 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติม  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$



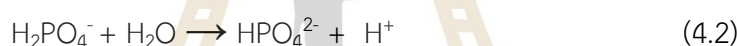
รูปที่ 4.5 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติม  $(NH_4)H_2PO_4$

### 3) สรุปผลการเติมสาร $(NH_4)H_2PO_4$ ในตัวอย่างน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ

เมื่อพิจารณาการเติมสาร  $(NH_4)H_2PO_4$  สำหรับเพิ่มฟอสเฟตในน้ำ เพื่อวัดประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ พบว่าเมื่อมีการเติมสาร  $(NH_4)H_2PO_4$  เพื่อปรับ  $PO_4^{3-}$  ในน้ำเพิ่มมากขึ้นเท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบอยู่ในช่วงร้อยละ 21.50 - 32.45 ขณะที่น้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon พบอยู่ในช่วงร้อยละ 18.69 - 23.85 ตามลำดับ และเมื่อเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $PO_4^{3-}$  คือ ร้อยละ 17.67 และ 15.32 ตามลำดับ และในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  มีค่าสูงกว่าเมื่อเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $PO_4^{3-}$  ดังนั้น จะเห็นได้ว่าการเติม  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  เนื่องด้วยสาร  $(NH_4)H_2PO_4$  เมื่อละลายน้ำจะแตกตัวให้  $H_3O^+$  และ  $H_2PO_4^-$  ส่งผลทำให้ค่า pH ในน้ำทิ้งลดลง (Jiang et al., 2019) ดังแสดงในสมการที่ 4.1 และสมการที่ 4.2 และพบว่าเมื่อเติมสาร  $(NH_4)H_2PO_4$  เพื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $PO_4^{3-}$  มากขึ้น ส่งผลทำให้มีค่า pH ของน้ำทิ้งหลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง มีค่าลดลงจากการศึกษาครั้งนี้ พบว่าในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน



48 ชั่วโมง อยู่ในช่วง 7.96 – 8.12 ซึ่งต่ำกว่าที่พบในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ซึ่งมีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง อยู่ในช่วงเท่ากับ 8.04 – 8.09 ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{NH}_4^+$  และการตกผลึกของสตรูไวท์ อย่างไรก็ตามค่า pH ในน้ำทิ้งยังคงอยู่ในช่วงที่สามารถเกิดผลึกสตรูไวท์ได้ คือ 7.0 – 11.0 และยังคงอยู่ในช่วง pH ที่เหมาะสมสำหรับการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  คือ pH 8 – 10 (Nagy et al., 2020; Otieno et al., 2023) จึงยังพบการตกตะกอนของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากทั้ง 2 ระบบ แต่เมื่อพิจารณาร้อยละผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น จะเห็นได้ว่าในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ค่อนข้างน้อยเมื่อเทียบกับการเติมสาร  $\text{MgO}$  ที่ได้ เนื่องมาจากหลังการเกิดปฏิกิริยาการตกผลึก พบว่าน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ มีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง ไม่แตกต่างจากค่า pH เริ่มต้น ซึ่งอาจส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ต่ำ และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ต่ำด้วย ดังนั้น การเติมสาร  $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$  เพื่อเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ไม่แตกต่างจากชุด Control อย่างมีนัยสำคัญ



#### 4.2.3 ผลการศึกษาการเติมสาร $\text{KH}_2\text{PO}_4$

##### 1) ผลการศึกษาการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ในน้ำทิ้ง UASB

ผลการศึกษาการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  สำหรับเพิ่มฟอสเฟตในน้ำเพื่อวัดประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีอัตราส่วนโมลเริ่มต้นของ  $\text{Mg}^{2+} : \text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-}$  ก่อนปรับเท่ากับ 2.46 : 21.61 : 0.82 mM (59.74 : 389.9 : 77.51 mg/L) ตามลำดับ และเมื่อมีการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เพื่อปรับ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ พบว่าเมื่อเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยพบอยู่ในช่วงร้อยละ 68.29 – 90.13 ดังแสดงในตารางที่ 4.5 และรูปที่ 4.6 (ก) และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 19.14 และพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 10.57 – 46.34 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 25.29 – 32.65 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 6.51 และ 9.69 ตามลำดับ โดยในน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบว่ามีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง อยู่ในช่วงเท่ากับ 8.14 – 8.24 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่า pH เท่ากับ 8.06 และมีน้ำหนัตกตะกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ในช่วง 0.2316 – 0.2558 g/L และเมื่อนำ

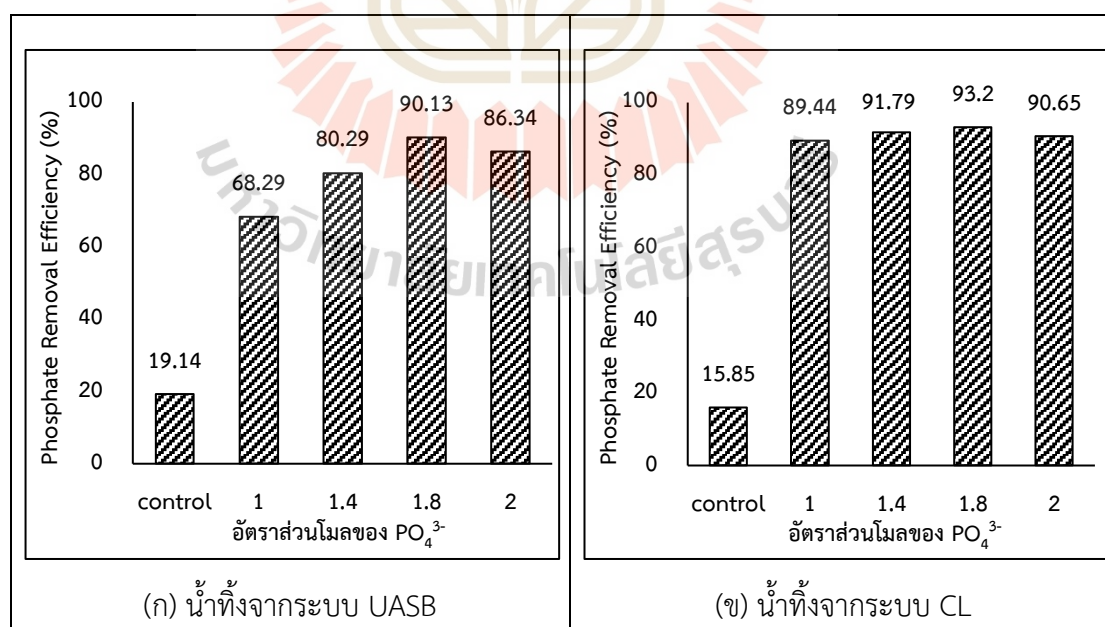
ตะกอนผลึกทั้งหมดที่ได้ไปวิเคราะห์หาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ โดยเทคนิค WAXS ผลการศึกษา ดังแสดงในตารางที่ 4.5 และรูปที่ 4.7 (ก) พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ พบอยู่ในช่วงร้อยละ 39.68 – 53.12 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่าเท่ากับร้อยละ 21.55 และพบว่าที่อัตราส่วนโมล เริ่มต้นเท่ากับ 1.8 mM มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดร้อยละ 90.13 และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ 53.12

## 2) ผลการศึกษาการเติม $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ในน้ำทิ้ง Covered lagoon

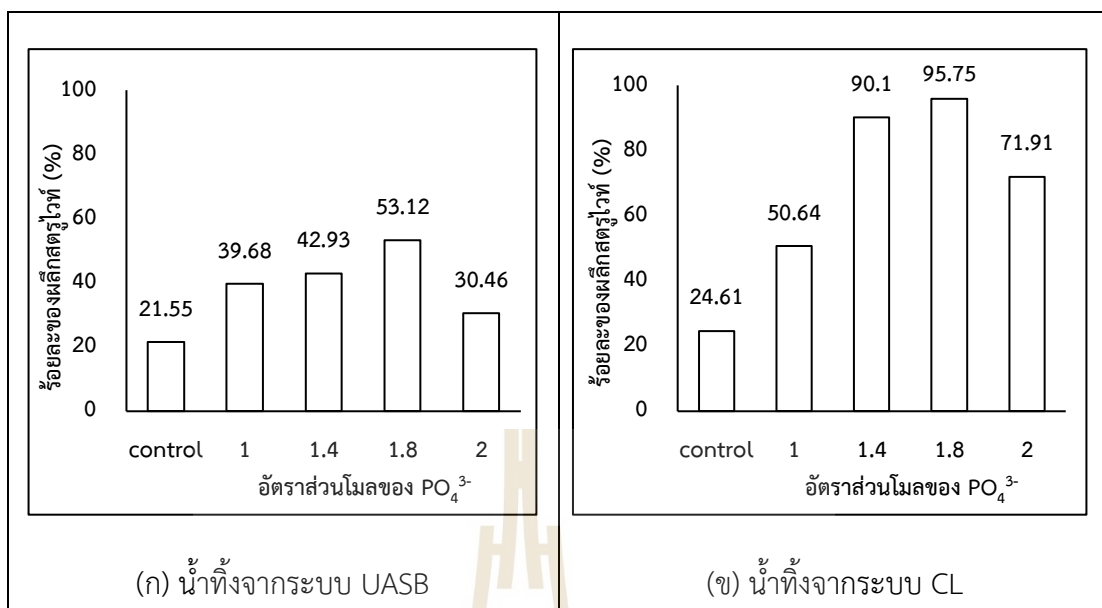
ผลการศึกษาการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  สำหรับเพิ่มฟอสเฟตในน้ำ เพื่อวัด ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มีอัตราส่วนโมลเริ่มต้นของ  $\text{Mg}^{2+} : \text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-}$  ก่อนปรับเท่ากับ 1.73 : 14.36 : 0.60 mM (42.05 : 258.48 : 56.98 mg/L) ตามลำดับ และเมื่อมีการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เพื่อปรับ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ พบว่าเมื่อเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยพบอยู่ในช่วงร้อยละ 89.44 – 93.20 ดังแสดงในตารางที่ 4.5 และรูปที่ 4.6 (ข) และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 15.85 และพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 10.98 – 47.98 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำอยู่ในช่วงร้อยละ 51.08 – 55.41 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 9.84 และ 12.16 ตามลำดับ โดยในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon พบว่ามีค่า pH หลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง อยู่ในช่วงเท่ากับ 8.24 – 8.32 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่า pH เท่ากับ 8.20 และมีน้ำหนักระกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ในช่วง 0.1426 – 0.1643 g/L และเมื่อนำตะกอนผลึกทั้งหมดที่ได้ไปวิเคราะห์หาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ โดยเทคนิค WAXS ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.5 และรูปที่ 4.7 (ข) พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ พบอยู่ในช่วงร้อยละ 50.64 – 95.75 ในขณะที่ชุด Control พบว่ามีค่าเท่ากับร้อยละ 24.61 และพบว่าที่อัตราส่วนโมลเริ่มต้น 1.8 mM มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดร้อยละ 93.20 และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ 95.75

ตารางที่ 4.5 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

| น้ำทิ้ง | pH<br>หลัง<br>ตกตะกอน | เติม<br>$\text{PO}_4^{3-}$<br>(mM) | อัตราส่วนโมล<br>(mM : mM : mM) |                 |                    | ร้อยละ<br>ของผลึก<br>สตรูไวท์<br>ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด<br>(%) |                 |                    |
|---------|-----------------------|------------------------------------|--------------------------------|-----------------|--------------------|---|----------------------------|-----------------|--------------------|
|         |                       |                                    | $\text{Mg}^{2+}$               | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |   | $\text{Mg}^{2+}$           | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |
| Control | 8.06                  | -                                  | 2.46                           | 21.61           | 0.82               | 21.55                                       | 6.51                       | 9.69            | 19.14              |
| UASB    | 8.14                  | 0.18                               | 2.46                           | 21.61           | 1.00               | 39.68                                       | 10.57                      | 25.29           | 68.29              |
|         | 8.19                  | 0.58                               | 2.46                           | 21.61           | 1.40               | 42.93                                       | 25.21                      | 27.24           | 80.29              |
|         | 8.21                  | 0.98                               | 2.46                           | 21.61           | 1.80               | 53.12                                       | 46.34                      | 28.01           | 90.13              |
|         | 8.23                  | 1.18                               | 2.46                           | 21.61           | 2.00               | 30.46                                       | 43.09                      | 32.65           | 86.34              |
| Control | 8.20                  | -                                  | 1.73                           | 14.36           | 0.60               | 24.61                                       | 9.84                       | 12.16           | 15.85              |
| CL      | 8.24                  | 0.40                               | 1.73                           | 14.36           | 1.00               | 50.64                                       | 10.98                      | 51.08           | 89.44              |
|         | 8.27                  | 0.80                               | 1.73                           | 14.36           | 1.40               | 90.10                                       | 17.92                      | 54.32           | 91.79              |
|         | 8.30                  | 1.20                               | 1.73                           | 14.36           | 1.80               | 95.75                                       | 47.98                      | 54.86           | 93.20              |
|         | 8.32                  | 1.40                               | 1.73                           | 14.36           | 2.00               | 71.91                                       | 46.82                      | 55.41           | 90.65              |



รูปที่ 4.6 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$



รูปที่ 4.7 ผลการศึกษาร้อยละของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

### 3) สรุปผลการเติมสาร $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ในตัวอย่างน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ

เมื่อพิจารณาการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  สำหรับเพิ่มฟอสเฟตในน้ำ เพื่อวัดประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ พบว่าเมื่อมีการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เพื่อปรับ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเพิ่มมากขึ้นเท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8 และ 2.0 mM ตามลำดับ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น โดยน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบอยู่ในช่วงร้อยละ 68.29 – 90.13 ขณะที่น้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon พบอยู่ในช่วงร้อยละ 89.44 – 93.20 ตามลำดับ และเมื่อเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพทั้ง 2 ระบบ พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  คือ ร้อยละ 19.14 และ 15.85 ตามลำดับ และในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  มีค่าสูงกว่าเมื่อเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ดังนั้น จะเห็นได้ว่าการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เมื่อละลายน้ำสามารถแตกตัวเป็นโพแทสเซียมไอออน ( $\text{K}^+$ ) และไดไฮโดรเจนฟอสเฟต ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) ซึ่งเป็นการแตกตัวของกรดอ่อน ดังแสดงในสมการที่ 4.3 จากนั้นเมื่อทำการปรับค่า pH ในน้ำทิ้งให้อยู่ในช่วง 8.0 – 9.0 ส่งผลทำให้เกิดการแตกตัวในครั้งที่สองตามมา คือ  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  จะแตกตัวให้ไฮโดรเจนไอออน ( $\text{H}^+$ ) และไฮโดรเจนฟอสเฟต ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) ดังแสดงในสมการที่ 4.4 ส่งผลทำให้  $\text{K}^+$  และ  $\text{HPO}_4^{2-}$  ที่ละลายอยู่บางส่วนสามารถทำปฏิกิริยากับ  $\text{Mg}^{2+}$  ที่อยู่ในน้ำทิ้ง (Li et al., 2023) จากผลการศึกษา พบว่าค่า pH ในน้ำทิ้งหลังผ่านการตกตะกอน 48 ชั่วโมง

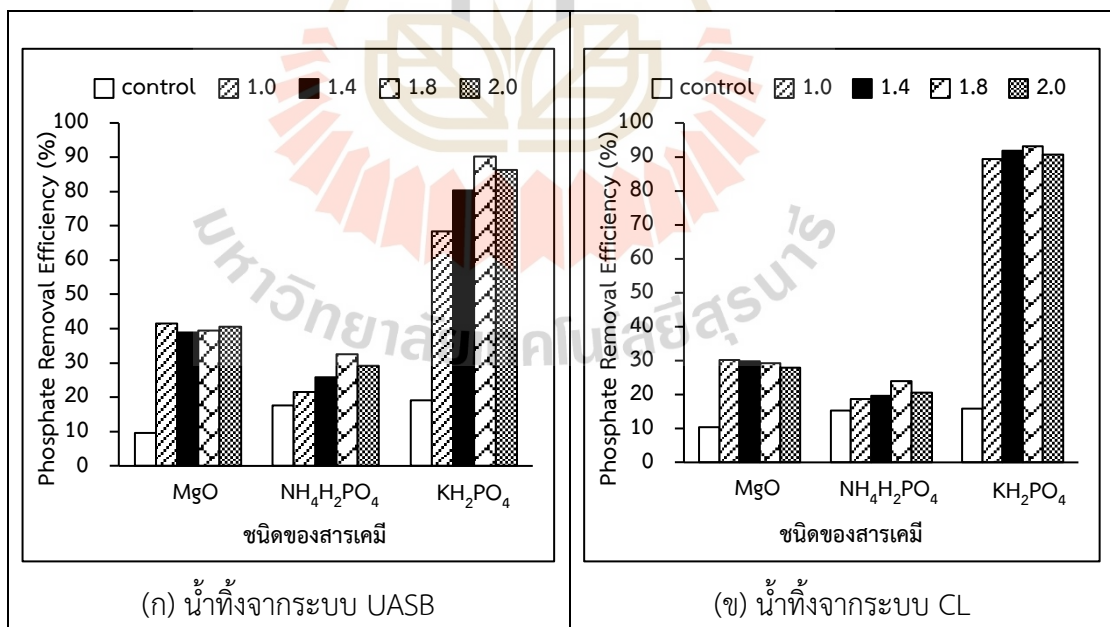
มีค่าเพิ่มขึ้นตามอัตราส่วนโมลของการเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  เช่น ในชุดการทดลองการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลเท่ากับ 1.0 mM พบว่าค่า pH หลังการตกผลึกในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon เท่ากับ 8.14 และ 8.24 ตามลำดับ ในขณะที่ชุดทดลองการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  2.0 mM พบว่ามีค่า pH เพิ่มขึ้นเท่ากับ 8.24 และ 8.32 ตามลำดับ ซึ่งในช่วงของค่า pH ดังกล่าวมีแนวโน้มที่  $\text{Ca}^{2+}$  อาจตกตะกอนร่วมกับ  $\text{PO}_4^{3-}$  แทนที่การเกิดผลึกสตรูไวท์ ส่งผลทำให้ผลึกสตรูไวท์ มีความบริสุทธิ์ลดลง (Hao et al., 2008) และเนื่องด้วยการละลายของสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  จะแตกตัวให้ออออน  $\text{K}^+$  ซึ่งสามารถตกตะกอนร่วมกับ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  เกิดเป็นผลึกในรูป  $\text{MgKPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  แทนที่การเกิดผลึกสตรูไวท์ได้ (Wang et al., 2023) ซึ่งเป็นปฏิกิริยาการตกผลึกตะกอนอีกรูปแบบหนึ่งที่ทำให้มีค่าความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสออกจากในน้ำทิ้งได้เช่นกัน จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าน้ำทิ้งจาก Covered lagoon มีค่า pH ในน้ำทิ้งและประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูง และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้อยู่ในช่วง 50.64 – 95.75 ซึ่งสูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบอยู่ในช่วง 30.46 – 53.12 ตามลำดับ เนื่องจากในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มีปริมาณความเข้มข้นของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เริ่มต้นต่ำกว่าในน้ำทิ้ง UASB ซึ่งในการปรับอัตราส่วนโมลเพื่อให้ได้อัตราส่วนที่เท่ากันนั้น น้ำทิ้งจาก Covered lagoon จะต้องทำการปรับ  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าในน้ำทิ้ง UASB อยู่ในช่วง 1.2 -2.2 เท่า ส่งผลทำให้ปริมาณ  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่เพิ่มเข้าไปในน้ำ มีความสามารถในการเกิดปฏิกิริยากับสารอื่น ๆ ได้ดี อย่างไรก็ตามในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพมักมีไอออนของโลหะอื่น ๆ เจือปนอยู่มาก สามารถแข่งขันตกตะกอนร่วมกันได้ที่สภาวะเดียวกัน ซึ่งอาจส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ลดลง ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ ดังนั้น การเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เพื่อเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นและมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เพิ่มมากขึ้น โดยในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงใกล้เคียงกัน



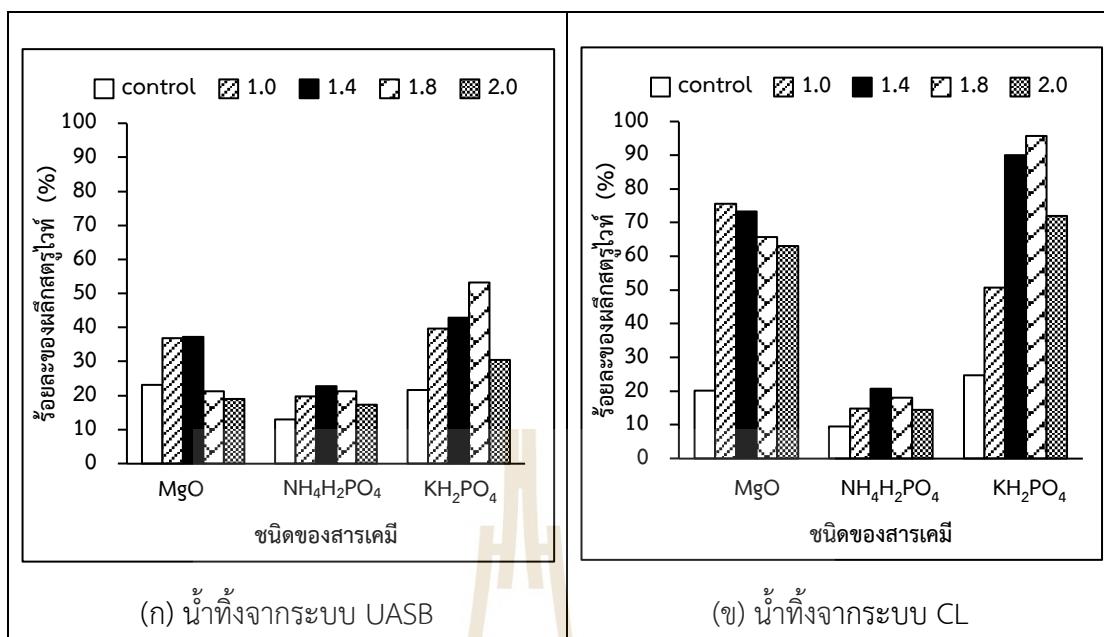
#### 4.2.4 สรุปผลการศึกษานิตของสารเคมีที่ใช้ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ แสดงให้เห็นว่าการเติมด้วยสาร  $\text{MgO}$  เพื่อปรับ  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำเพิ่มมากขึ้น และการเติมด้วยสาร  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เพื่อปรับ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเพิ่มมากขึ้น ส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งสูงกว่าชุด Control และในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เมื่อเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{MgO}$  และ  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้ง

เท่ากับร้อยละ 90.13, 41.52 และ 32.45 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.8 (ก) สอดคล้องกับผลการเติมสารในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon เมื่อเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{MgO}$  และ  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งเท่ากับร้อยละ 93.20, 30.16 และ 23.85 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.8 (ข) และเมื่อนำไปวิเคราะห์โดยเทคนิค WAXS พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้ง สอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้ง โดยพบว่าเมื่อเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{MgO}$  และ  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เท่ากับร้อยละ 53.12, 37.17 และ 22.75 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.9 (ก) ขณะที่ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เท่ากับร้อยละ 95.75, 36.93 และ 20.61 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.9 (ข) จะเห็นได้ว่าเมื่อเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบมีค่าเพิ่มมากขึ้น และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงกว่าการเติมสาร  $\text{MgO}$  และ  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  ตามลำดับ ดังนั้น ในการศึกษาขั้นต่อไปจึงเลือกการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เพื่อใช้สำหรับปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  และการเติมสาร  $\text{MgO}$  ใช้ปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้ง เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และมีประสิทธิภาพในการเกิดผลึกสตรูไวท์สูงกว่าการเติมสาร  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  และเพื่อนำไปศึกษาความเป็นไปได้ในการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพต่อไป



รูปที่ 4.8 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติมสารทั้ง 3 ชนิด



รูปที่ 4.9 ผลการศึกษาร้อยละของฟอสฟอรัสที่ปล่อยในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการเติมสารทั้ง 3 ชนิด

#### 4.3 ผลการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง

การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon และนำไปหาร้อยละของฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้น โดยการศึกษา MgO และ KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> ที่ได้จากการศึกษาในหัวข้อที่ 4.2 โดยมีปัจจัยที่ได้ทำการศึกษา ได้แก่ อัตราส่วนโดยโมล Mg<sup>2+</sup> : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, ค่า pH เริ่มต้น และระยะเวลาในการตกตะกอน มีรายละเอียดผลการศึกษา ดังนี้

##### 4.3.1 ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง

ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon และนำไปหาร้อยละของฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้ง โดยการเติมสาร MgO และ KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> เพื่อปรับอัตราส่วนโมล Mg<sup>2+</sup> : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> มีรายละเอียดผลการศึกษา ดังนี้

##### 4.3.1.1 ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลในการตกตะกอนด้วยการเติมสาร MgO

ในการศึกษาผลของอัตราส่วนโมลของสารเคมีที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง และหาร้อยละของฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้น กำหนดให้ค่า pH เริ่มต้นของน้ำตัวอย่างให้อยู่ในช่วง pH 8.0 – 9.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M แล้วปรับอัตราส่วนโมลของ Mg<sup>2+</sup> : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ที่มีค่าแตกต่างกันมีรายละเอียดชุดการทดลอง ดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 การกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง และตกตะกอนฟลักตรูไรท์ในน้ำทิ้ง UASB โดยการเติมสารเคมีด้วย MgO ได้ทำการปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  ให้เท่ากับ 0.5, 0.75, 1.0, 1.2, 1.4, 1.6, 1.8, 2.0 และทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

ชุดการทดลองที่ 2 การกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง และตกตะกอนฟลักตรูไรท์ในน้ำทิ้ง Covered lagoon โดยการเติมสารเคมีด้วย MgO ได้ทำการปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  ให้เท่ากับ 0.5, 0.75, 1.0, 1.2, 1.4, 1.6, 1.8, 2.0 และทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

หลังจากนั้นควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสภาวะในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 และใช้ระยะเวลาในการตกตะกอน 48 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ และผลการศึกษาร้อยละของฟลักตรูไรท์ตกตะกอนฟลักตรูไรท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ แสดงรายละเอียดผลการศึกษาในตารางที่ 4.6 และ 4.7

#### 1) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 1 การศึกษาอัตราส่วนโมลในน้ำทิ้งระบบ UASB

จากผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยวิธีการเติมด้วยสาร MgO ที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 0.5, 0.75, 1.0, 1.2, 1.4, 1.6, 1.8 และ 2.0 mM แล้วเปรียบเทียบกับชุด Control (ตาราง 4.6) พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 0.5 เป็น 1.0 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 23.71 เป็น 41.52 แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล  $Mg^{2+}$  เป็น 1.2 mM กลับส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยเหลือร้อยละ 38.59 หลังจากนั้นเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เป็น 1.4 จนถึง 2.0 mM พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเข้าสู่สภาวะคงที่ (Steady stage) พบอยู่ในช่วงร้อยละ 38.89 - 40.57 และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 9.56 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง ได้แก่  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  พบว่าผลการศึกษาสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  คือเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 0.5 จนถึง 1.0 mM พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 27.23 เป็น 34.98 และเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 1.2 จนถึง 2.0 mM พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งลดลงและเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ โดยมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งอยู่ในช่วงร้อยละ 23.24 - 26.30 และมีค่าสูงกว่า Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ซึ่งมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  เท่ากับร้อยละ 8.39 เช่นเดียวกับประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 0.5 - 1.4 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ

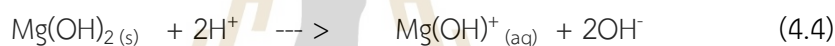
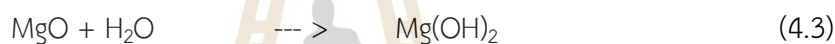


15.60 เป็น 30.58 และเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อมีอัตราส่วนโมลตั้งแต่ 1.4 – 2.0 mM พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  อยู่ในช่วงร้อยละ 30.58 – 34.97 ซึ่งมีค่าสูงกว่ากับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{Mg}^{2+}$  มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 5.24 จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าเพิ่มอัตราส่วนโมล  $\text{Mg}^{2+}$  มากขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำจะเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  พบว่าที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำที่สูงสุดเท่ากับร้อยละ 41.52 ดังแสดงในรูปที่ 4.10

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์คาร์บอนของผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามอัตราส่วนโมล พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.2990 - 0.3916 g/L และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  จาก 0.5 - 1.6 mM ส่งผลทำให้ร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่ได้เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 20.64 เป็น 37.95 แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลเป็น 1.8 และ 2.0 mM กลับพบว่าร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่ได้กลับลดลงเหลือร้อยละ 21.16 และ 18.95 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.11 จะเห็นได้ว่าการเพิ่ม  $\text{Mg}^{2+}$  ส่งผลทำให้เกิดการตกตะกอนเพิ่มมากขึ้นและมีร้อยละของผลิตภัณฑ์เพิ่มขึ้นสูงกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับชุด Control ซึ่งพบว่ามีร้อยละของผลิตภัณฑ์เท่ากับ 23.11 เนื่องจากการเติมสาร  $\text{MgO}$  จะช่วยเร่งการตกตะกอนของผลิตภัณฑ์ (Burns et al., 2003; ตวงกมล พฤทธิธโนปจัย, 2552) และเมื่อเติม  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำเพิ่มมากขึ้นส่งผลต่อค่า pH ของน้ำ จากผลการศึกษาในตาราง 4.6 จะเห็นได้ว่าเมื่อเติม  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำเพิ่ม ส่งผลทำให้ค่า pH หลังตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามอัตราส่วนโมลจาก 8.13 เป็น 8.40 ซึ่งการเกิดตะกอนผลิตภัณฑ์ที่เหมาะสมมักพบอยู่ในช่วง pH 7.0 – 11.0 (Tansel et al., 2018; Siciliano et al., 2020) ดังนั้น การเติมสาร  $\text{MgO}$  ช่วยในการปรับสภาพความเป็นกรด-ด่างในน้ำให้เหมาะสมแก่การตกตะกอนผลิตภัณฑ์ได้ ส่งผลทำให้มีการตกผลิตภัณฑ์เพิ่มมากขึ้น

เมื่อนำข้อมูลของชุดการทดลองที่ 1 ไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ เพื่อทำนายการเกิดผลิตภัณฑ์ พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  0.5 – 1.0 mM ส่งผลทำให้ร้อยละของ MAP\_MINTEQ มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 40.96 เป็น 46.53 และเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลจาก 1.0 – 2.0 mM พบว่ามีร้อยละของผลิตภัณฑ์อยู่ในช่วงร้อยละ 46.53 - 54.08 สอดคล้องกับร้อยละของ MAP\_Removal พบว่ามีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นตามอัตราส่วนโมลที่เพิ่มขึ้นพบว่ามีอยู่ในช่วงร้อยละ 18.62 – 33.96 และสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ร้อยละของ MAP\_WAXS ที่ได้ในชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งพบว่าร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่อัตราส่วนโมล 1.0 – 1.6 mM จะมีร้อยละของผลิตภัณฑ์ไม่แตกต่างกันอยู่ในช่วงร้อยละ 34.08 – 37.45 เช่นเดียวกัน แต่อย่างไรก็ตามพบว่าที่อัตราส่วนโมล 1.8 และ 2.0 mM โปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ ทำนายสภาวะการเกิดผลิตภัณฑ์ว่าจะมีร้อยละ

ละของสตรูไวท์เพิ่มขึ้นเท่ากับ 52.89 และ 54.08 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.7 และรูปที่ 4.12 ในขณะที่ผลการตรวจวัดจากตะกอนที่เกิดขึ้นจากน้ำเสียจริงเมื่อนำไปตรวจวัดด้วยเครื่อง WAXS กลับพบว่ามามีค่าลดลงเท่ากับ 21.16 และ 18.95 ตามลำดับ ซึ่งอาจเนื่องมาจากเกิดการตกผลึกกับโลหะชนิดอื่นในน้ำ เมื่อเทียบค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดมีค่าสูงสุดที่การเติมอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  อยู่ในช่วงเท่ากับ 1.0, 1.4 และ 1.6 mM โดยมีค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์เท่ากับ 36.93, 37.17 และ 37.95 ตามลำดับ การเติม MgO ที่เพิ่มมากขึ้นถึงแม้จะช่วยการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  และ  $NH_4^+$  ได้ดียิ่งขึ้น ในการเติมสาร MgO เมื่อละลายน้ำจะอยู่ในรูป  $Mg(OH)_2$  และเมื่อเพิ่ม MgO มากเกินไป จะส่งผลให้อุณหภูมิของ MgO ที่เหลืออยู่เริ่มละลายอีกครั้งและปลดปล่อย  $OH^-$  ออกมา ดังแสดงในสมการ 4.3 และ 4.4 ผลที่ตามมา คือ ค่า pH ในน้ำหลังเกิดปฏิกิริยาการตกตะกอนมีค่าเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ตะกอนผลึกสตรูไวท์มีความบริสุทธิ์ลดลง ทำให้มีโอกาสเกิดการก่อตัวของไอออนร่วมของ  $Mg^{2+}$  และ  $H_2PO_4^-$  เป็นผลึกชนิดอื่น ๆ แทนการเกิดผลึกสตรูไวท์



จากการทบทวนงานวิจัยของ Hien et al. (2022) พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล  $Mg^{2+}$  อยู่ในช่วง 1.3 – 1.5 จะส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ได้ดี ในขณะที่ผลการศึกษาของ Xu et al. (2023) พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล Mg : P สูงกว่า 1.0 : 1.0 จะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสมากนัก ซึ่งสภาวะที่เหมาะสมที่สุดควรควบคุมไว้ที่อัตราส่วนโมลเท่า 1.0 จึงจะเหมาะสมต่อการกำจัดฟอสฟอรัสและการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ สอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ คือ เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลอยู่ในช่วง 1.0 – 1.6 mM จะมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงใกล้เคียงกัน และมีค่าการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงสุดเท่ากับร้อยละ 41.52 และยังสามารถคงความบริสุทธิ์ของการตกตะกอนสตรูไวท์ได้ และเหมาะสมต่อการเกิดผลึกสตรูไวท์น้ำทิ้งของระบบ UASB แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลสูงกว่า 1.6 mM จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  เข้าสู่สภาวะคงที่และพบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ลดลงตามลำดับ

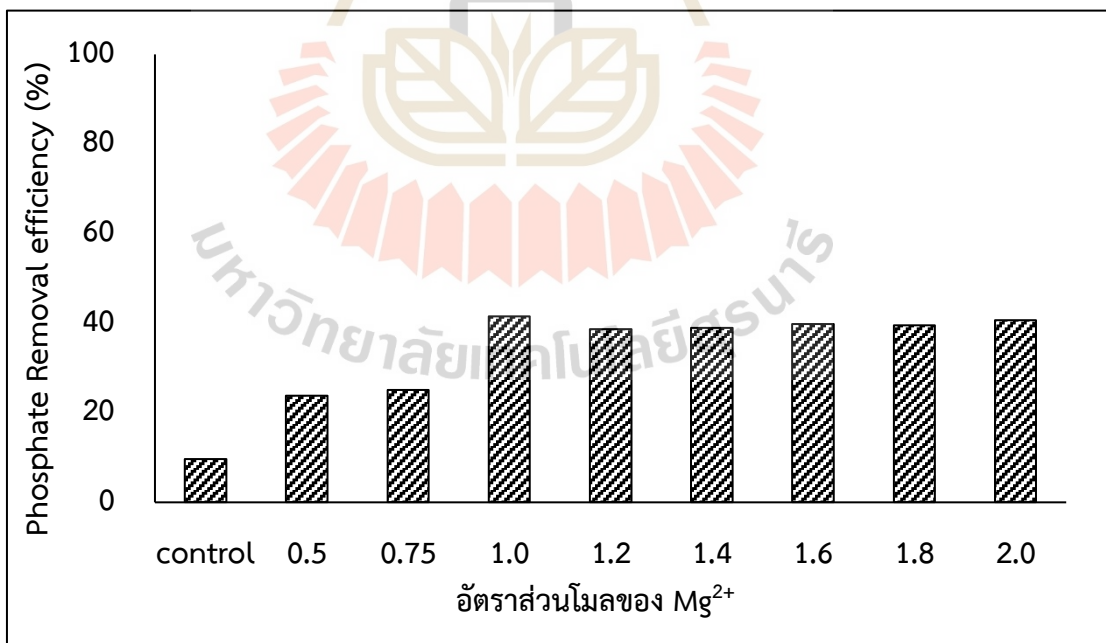
ตารางที่ 4.6 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร MgO

| สารที่เติม | pH หลังตกตะกอน | เติม Mg <sup>2+</sup> (mM) | อัตราส่วนโมล (mM : mM : mM) |                              |                               | น้ำหนักรวมทั้งหมด (g/L) | น้ำหนักรวมสตรูไวท์ (g/L) | ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                              |                               |
|------------|----------------|----------------------------|-----------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|-------------------------------|
|            |                |                            | Mg <sup>2+</sup>            | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |                         |                          |                                 | Mg <sup>2+</sup>        | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |
| Control    | 8.13           | -                          | 2.62                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.1419                  | 0.0328                   | 23.11                           | 8.39                    | 5.24                         | 9.56                          |
| MgO        | 8.21           | 0.50                       | 3.12                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.2990                  | 0.0617                   | 20.64                           | 27.23                   | 15.60                        | 23.71                         |
|            | 8.26           | 0.75                       | 3.37                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.2851                  | 0.0628                   | 22.03                           | 28.94                   | 18.96                        | 25.09                         |
|            | 8.29           | 1.0                        | 3.62                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.3240                  | 0.1197                   | 36.93                           | 34.98                   | 20.80                        | 41.52                         |
|            | 8.32           | 1.2                        | 3.82                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.3348                  | 0.1141                   | 34.09                           | 24.92                   | 25.00                        | 38.59                         |
|            | 8.31           | 1.4                        | 4.02                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.3412                  | 0.1034                   | 37.17                           | 23.24                   | 30.58                        | 38.96                         |
|            | 8.34           | 1.6                        | 4.22                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.3710                  | 0.1408                   | 37.95                           | 25.09                   | 31.80                        | 39.01                         |
|            | 8.39           | 1.8                        | 4.42                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.3785                  | 0.0727                   | 21.16                           | 24.31                   | 33.78                        | 39.48                         |
|            | 8.40           | 2.0                        | 4.62                        | 19.21                        | 0.81                          | 0.3916                  | 0.0742                   | 18.95                           | 26.30                   | 34.97                        | 40.57                         |

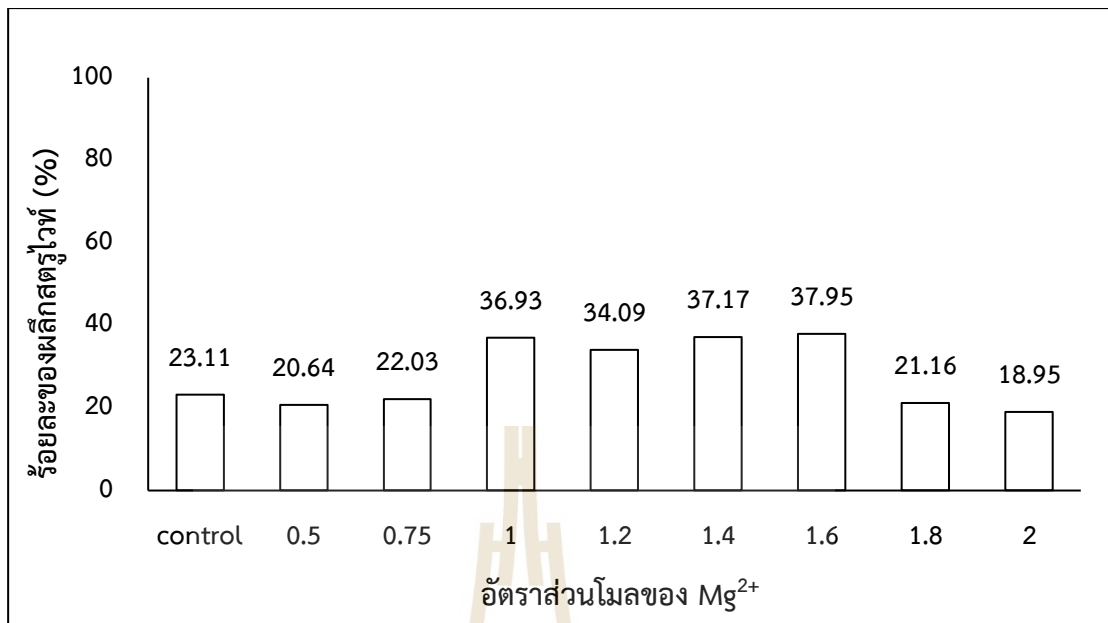
หมายเหตุ : ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการคำนวณในครั้งนี้จะเป็นการประมาณการจากพื้นที่ใต้กราฟที่แสดงถึงส่วนที่เป็นผลึกเท่านั้น โดยไม่ได้เทียบกับสัดส่วนของน้ำหนักรวมจริง

ตารางที่ 4.7 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ, เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร MgO

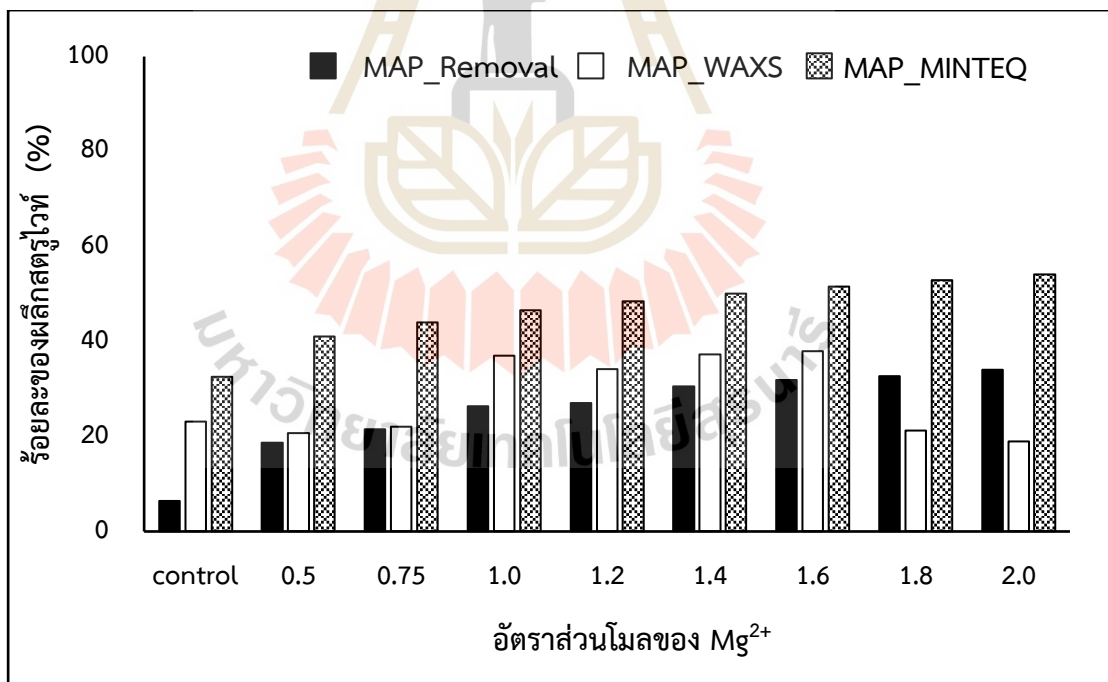
| สารที่เติม | เติม Mg <sup>2+</sup><br>(mM) | อัตราส่วนโมล<br>(mM : mM : mM) |                              |                               | เปรียบเทียบผลร้อยละ<br>ของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) |       |        |
|------------|-------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|--|-------|--------|
|            |                               | Mg <sup>2+</sup>               | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | Removal  | WAXS  | MINTEQ |
| Control    | -                             | 2.62                           | 19.21                        | 0.81                          | 6.34   | 23.11 | 32.48  |
| MgO        | 0.5                           | 3.12                           | 19.21                        | 0.81                          | 18.62  | 20.64 | 40.96  |
|            | 0.75                          | 3.37                           | 19.21                        | 0.81                          | 21.51  | 22.03 | 44.01  |
|            | 1.0                           | 3.62                           | 19.21                        | 0.81                          | 26.36  | 36.93 | 46.53  |
|            | 1.2                           | 3.82                           | 19.21                        | 0.81                          | 27.02  | 34.09 | 48.38  |
|            | 1.4                           | 4.02                           | 19.21                        | 0.81                          | 30.45  | 37.17 | 49.97  |
|            | 1.6                           | 4.22                           | 19.21                        | 0.81                          | 31.84  | 37.95 | 51.57  |
|            | 1.8                           | 4.42                           | 19.21                        | 0.81                          | 32.69  | 21.16 | 52.89  |
|            | 2.0                           | 4.62                           | 19.21                        | 0.81                          | 33.96  | 18.95 | 54.08  |



รูปที่ 4.10 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม MgO



รูปที่ 4.11 ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม MgO



รูปที่ 4.12 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม MgO

## 2) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 2 การศึกษาอัตราส่วนโมลในน้ำทิ้งระบบ CL

จากผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่งน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยวิธีการเติมด้วยสาร  $MgO$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 0.5, 0.75, 1.0, 1.2, 1.4, 1.6, 1.8 และ 2.0 mM แล้วเปรียบเทียบกับชุด Control (ตาราง 4.8) พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 0.5 เป็น 1.0 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 19.44 เป็น 30.16 แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล  $Mg^{2+}$  เป็น 1.2 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยเหลือร้อยละ 28.20 หลังจากนั้นเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เป็น 1.4 จนถึง 2.0 mM พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเข้าสู่สภาวะคงที่ (Steady stage) อยู่ในช่วงร้อยละ 29.67 จนเหลืออยู่ 27.93 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 10.40 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง ได้แก่  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  พบว่าผลการศึกษาสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 0.5 จนถึง 1.0 mM พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 13.90 เป็น 29.72 และเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 1.2 จนถึง 2.0 mM พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งลดลงและเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ โดยมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งอยู่ในช่วงร้อยละ 22.36 - 27.05 และมีค่าสูงกว่า Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  ซึ่งมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  เท่ากับร้อยละ 4.67 เช่นเดียวกับประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 0.5 - 1.4 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 16.40 เป็น 18.69 และเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อมีอัตราส่วนโมลตั้งแต่ 1.4 - 2.0 mM พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  อยู่ในช่วงร้อยละ 18.69 - 21.38 ซึ่งมีค่าสูงกว่ากับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $Mg^{2+}$  มีประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  เท่ากับร้อยละ 7.33 จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าเพิ่มอัตราส่วนโมล  $Mg^{2+}$  มากขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำจะเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  พบว่าที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ส่งผลทำให้ส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งสูงสุดเท่ากับร้อยละ 30.16 ดังแสดงในรูปที่ 4.1

ตารางที่ 4.8 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon ด้วยการเติมสาร MgO

| สารที่เติม | pH หลังตกตะกอน | เติม Mg <sup>2+</sup> (mM) | อัตราส่วนโมล (mM: mM: mM) |                              |                               | น้ำหนักตะกอนทั้งหมด (g/L) | น้ำหนักสตรูไวท์ (g/L) | ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                              |                               |
|------------|----------------|----------------------------|---------------------------|------------------------------|-------------------------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|-------------------------------|
|            |                |                            | Mg <sup>2+</sup>          | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |                           |                       |                                 | Mg <sup>2+</sup>        | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |
| Control    | 8.22           | -                          | 2.14                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.0465                    | 0.0092                | 20.12                           | 4.67                    | 7.33                         | 10.40                         |
| MgO        | 8.21           | 0.50                       | 2.64                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.0714                    | 0.0156                | 21.86                           | 13.90                   | 16.40                        | 19.44                         |
|            | 8.25           | 0.75                       | 2.89                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.0877                    | 0.0557                | 63.46                           | 19.37                   | 17.02                        | 23.17                         |
|            | 8.34           | 1.0                        | 3.14                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.1055                    | 0.0797                | 75.54                           | 29.72                   | 18.97                        | 30.16                         |
|            | 8.37           | 1.2                        | 3.34                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.1070                    | 0.0757                | 70.78                           | 22.36                   | 19.32                        | 28.20                         |
|            | 8.41           | 1.4                        | 3.54                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.1168                    | 0.0857                | 73.34                           | 22.19                   | 18.69                        | 29.67                         |
|            | 8.46           | 1.6                        | 3.74                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.1257                    | 0.0933                | 74.26                           | 25.74                   | 19.61                        | 28.42                         |
|            | 8.49           | 1.8                        | 3.94                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.1285                    | 0.0845                | 65.72                           | 26.20                   | 20.26                        | 29.11                         |
|            | 8.57           | 2.0                        | 4.14                      | 17.15                        | 0.53                          | 0.1429                    | 0.0902                | 63.13                           | 27.05                   | 21.38                        | 27.93                         |

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามอัตราส่วนโมล พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.0714 - 0.1429 g/L และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นโดยเครื่อง WAXS พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  จาก 0.5 - 1.6 mM ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 21.86 เป็น 74.26 แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลเป็น 1.8 และ 2.0 mM กลับพบว่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้กลับลดลงเหลือร้อยละ 21.16 และ 18.95 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.14 จะเห็นได้ว่าการเพิ่ม  $Mg^{2+}$  ส่งผลทำให้เกิดการตกตะกอนเพิ่มมากขึ้นและมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นสูงกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับชุด Control ซึ่งพบว่ามียร้อยละของผลึกสตรูไวท์เท่ากับ 20.12 สอดคล้องกับผลการศึกษาในน้ำทิ้ง UASB การเติม  $Mg^{2+}$  ในน้ำเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ค่า pH หลังตกตะกอนเพิ่มขึ้นตามอัตราส่วนโมลจาก 8.22 เป็น 8.57 ดังนั้น การเติมสาร  $MgO$  ส่งผลทำให้มีการตกผลึกสตรูไวท์เพิ่มมากขึ้น เช่นเดียวกับผลการศึกษาที่พบในน้ำทิ้ง UASB

เมื่อนำข้อมูลของชุดการทดลองที่ 2 ไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ เพื่อทำนายการเกิดผลึกสตรูไวท์ (MAP\_MINTEQ) พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  0.5 - 1.0 mM ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 48.46 เป็น 53.24 และเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลจาก 1.0 - 2.0 mM พบว่ามียร้อยละของผลึกสตรูไวท์อยู่ในช่วงร้อยละ 53.24 - 60.62 สอดคล้องกับร้อยละของผลึกสตรูไวท์ซึ่งคำนวณได้จากค่าปริมาณการกำจัดสาร  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$  และ  $PO_4^{3-}$  (MAP\_Removal) พบว่ามีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นตามอัตราส่วนโมลที่เพิ่มขึ้นพบว่าอยู่ในช่วงร้อยละ 16.38 - 23.33 และสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ตรวจวิเคราะห์ด้วยเครื่อง WAXS (MAP\_WAXS) ที่ได้ในชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งพบว่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่อัตราส่วนโมล 1.0 - 1.6 mM จะมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์มีเข้าสู่สภาวะคงที่ที่อยู่ในช่วงร้อยละ 70.78 - 75.54 เช่นเดียวกัน แต่อย่างไรก็ตามพบว่าที่อัตราส่วนโมล 1.8 และ 2.0 mM โปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ ทำนายสภาวะการเกิดผลึกสตรูไวท์ว่าจะมีร้อยละของสตรูไวท์ใกล้เคียงกันเท่ากับ 59.48 และ 60.62 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.9 และรูปที่ 4.15 ในขณะที่ผลการตรวจวัดจากตะกอนที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้ง CL เมื่อนำไปตรวจวัดด้วยเครื่อง WAXS กลับพบว่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์กลับมีค่าลดลงเท่ากับ 65.72 และ 63.13 ตามลำดับ ซึ่งอาจเนื่องมาจากเกิดการตกผลึกกับโลหะชนิดอื่นในน้ำ จากผลการศึกษาการเติม  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0, 1.4 และ 1.6 mM มีค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ไม่แตกต่างกันมากเท่ากับร้อยละ 75.74, 73.34 และ 74.26 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาการเติม  $Mg^{2+}$  กับปริมาณน้ำหนักระกอนที่ตก พบว่าการเติม  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.6 mM มีปริมาณร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดเท่ากับร้อยละ 74.26 อย่างไรก็ตาม การเติม  $Mg^{2+}$  เมื่อละลายน้ำจะอยู่ในรูป  $Mg(OH)_2$  และเมื่อเพิ่ม

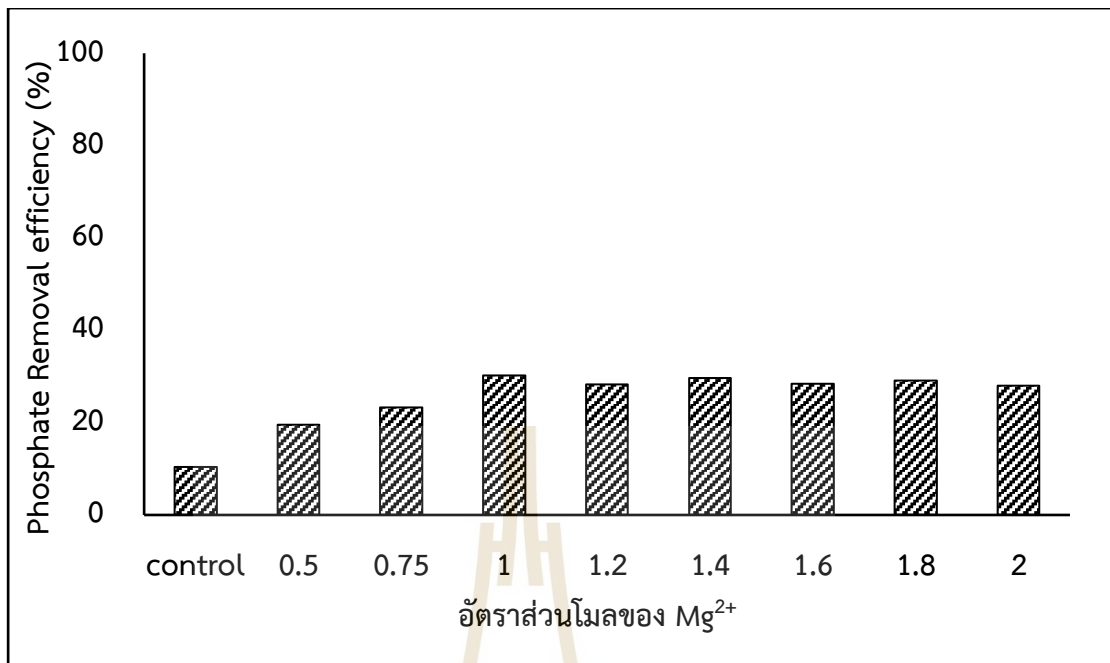


MgO มากเกินไป จะส่งผลให้อุณหภูมิของ MgO ที่เหลืออยู่เริ่มละลายอีกครั้งและปลดปล่อย OH<sup>-</sup> ออกมา ผลที่ตามมา คือ ค่า pH ในน้ำหลังเกิดปฏิกิริยาการตกตะกอนมีค่าเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ตะกอนฟอสเฟตที่มีความบริสุทธิ์ลดลง ทำให้มีโอกาสเกิดการก่อตัวของไอออนร่วมของ Mg<sup>2+</sup> และ H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> เป็นผลิตภัณฑ์อื่น ๆ แทนการเกิดฟอสเฟต

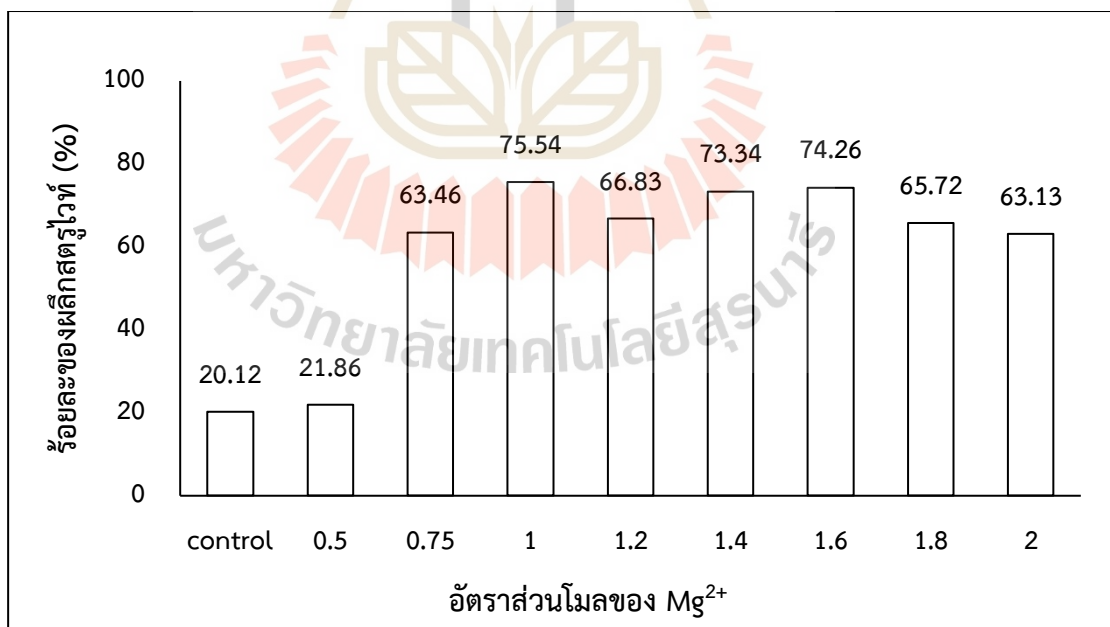
จากการทบทวนงานวิจัยของ Elisabeth et al. (2001) และ Kim et al. (2017) พบว่าเมื่อความเข้มข้นของ Mg<sup>2+</sup> เพิ่มขึ้นเกินกว่า 1.3 ประสิทธิภาพการกำจัด PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> จะไม่เปลี่ยนแปลงมากนักหรือไม่เพิ่มขึ้นอีก ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการตกตะกอนของฟอสเฟตลดลง เนื่องจากปริมาณฟอสเฟตที่เชื่อมฟอสเฟตจะเกิดขึ้นมากกว่าฟอสเฟตที่ตกตะกอน ส่งผลทำให้ร้อยละการตกตะกอนของฟอสเฟตลดลง (Korchef et al, 2011 ;Wang et al, 2022) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาร้อยละของฟอสเฟตที่ตกตะกอนเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลเท่ากับ 1.0 mM จะมีประสิทธิภาพในการกำจัด PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> สูงสุดเท่ากับร้อยละ 30.16 (ตาราง 4.8) และมีร้อยละของฟอสเฟตที่ตกตะกอนสูงสุดเท่ากับ 75.54 ผลการศึกษาในครั้งนี้ยังสอดคล้องกับผลการศึกษาในน้ำทิ้งของระบบ UASB

ตารางที่ 4.9 ผลการศึกษาร้อยละของฟอสเฟตที่ตกตะกอนที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ, เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQA ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ด้วยการเติมสาร MgO

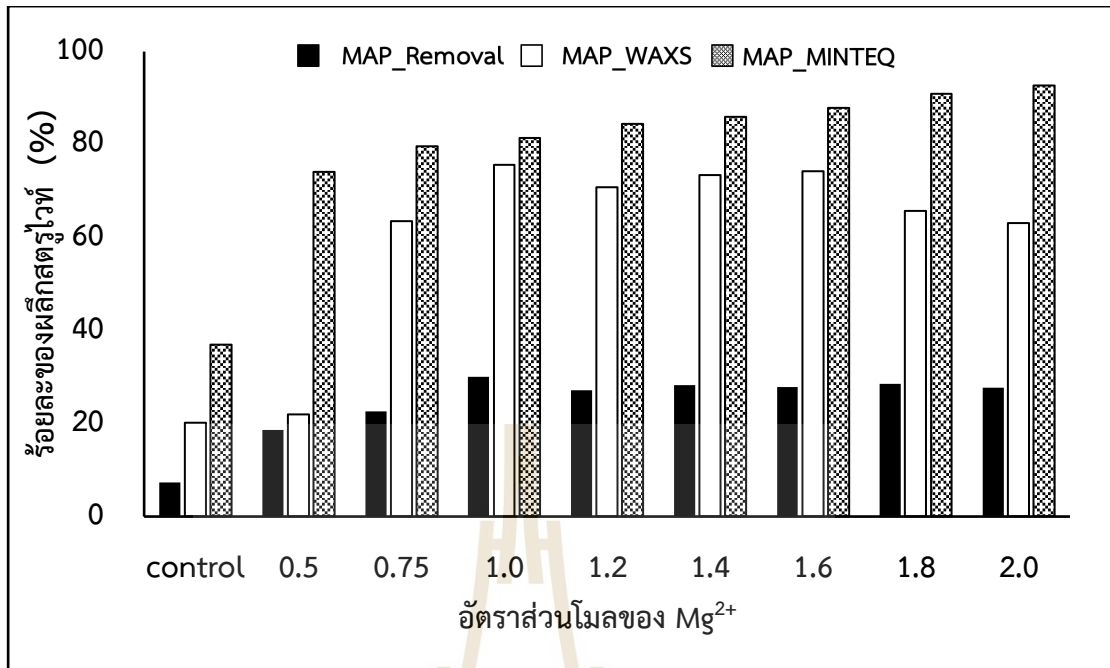
| สารที่เติม | เติม Mg <sup>2+</sup><br>(mM) | อัตราส่วนโมล<br>(mM : mM : mM) |                              |                               | เปรียบเทียบผลร้อยละ<br>ของฟอสเฟตที่ตกตะกอน (%) |       |         |
|------------|-------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|--|-------|---------|
|            |                               | Mg <sup>2+</sup>               | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | Removal  | WAXS  | MINTEQA |
| Control    | -                             | 2.14                           | 17.15                        | 0.53                          | 7.37   | 20.12 | 24.84   |
| MgO        | 0.50                          | 2.64                           | 17.15                        | 0.53                          | 16.38  | 21.86 | 48.46   |
|            | 0.75                          | 2.89                           | 17.15                        | 0.53                          | 18.12  | 63.46 | 52.10   |
|            | 1.0                           | 3.14                           | 17.15                        | 0.53                          | 22.14  | 75.54 | 53.24   |
|            | 1.2                           | 3.34                           | 17.15                        | 0.53                          | 20.89  | 70.78 | 55.23   |
|            | 1.4                           | 3.54                           | 17.15                        | 0.53                          | 20.60  | 73.34 | 56.22   |
|            | 1.6                           | 3.74                           | 17.15                        | 0.53                          | 21.83  | 74.26 | 57.51   |
|            | 1.8                           | 3.94                           | 17.15                        | 0.53                          | 22.48  | 65.72 | 59.48   |
|            | 2.0                           | 4.14                           | 17.15                        | 0.53                          | 23.33  | 63.13 | 60.62   |



รูปที่ 4.13 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม MgO



รูปที่ 4.14 ร้อยละของฟอสฟอรัสตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม MgO



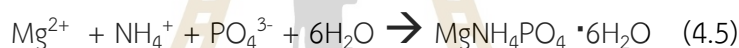
รูปที่ 4.15 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม MgO

3) สรุปผลการศึกษาอัตราส่วนโมล MgO ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ จากผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่เหมาะสมด้วยวิธีการเติม MgO ใน

น้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากระบบ UASB และ Covered lagoon พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับชุด Control และพบว่าที่อัตราส่วนโมล  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำสูงสุดเท่ากับร้อยละ 41.52 และ 30.16 ตามลำดับ ที่อัตราส่วนโมลในช่วง 1.0 – 1.6 mM มีค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นสูงอยู่ในช่วงร้อยละ 34.09 – 37.95 สำหรับน้ำทิ้งระบบ UASB และร้อยละ 70.78 – 75.54 สำหรับน้ำทิ้งระบบ CL ด้วยเครื่อง WAXS นอกจากนี้เมื่อนำข้อมูลไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรม MINTEQ พบว่ามีร้อยละ MAP\_MINTEQ ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL สอดคล้องกับ MAP\_Removal และ MAP\_WAXS

จากผลการศึกษาในครั้งนี้ จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon ในขณะที่ปริมาณตะกอนสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เนื่องจากการเติม  $Mg^{2+}$  สูงกว่า 1.6 mM ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ลดลง เนื่องจากการเกิดผลึกสตรูไวท์ตามทฤษฎีนั้นต้องการ

อัตราส่วนโมลที่เหมาะสมระหว่าง  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1: 1: 1 (Nelson et al., 2003; Jordaan et al., 2010) ดังสมการที่ 4.5 โดยสภาวะที่เหมาะสมในการตกตะกอนฟอสเฟตและมีความมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้นั้น จำเป็นต้องปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  ไม่เกิน 1.5 – 1.6 (Celen et al., 2007; Hien et al. 2022) ซึ่งมากเกินไปต่อการทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง เพื่อการเกิดปฏิกิริยาที่สมบูรณ์ จึงจำเป็นต้องทำการเติม  $Mg^{2+}$  ให้เพียงพอต่อความต้องการในการเกิดปฏิกิริยา และนอกจากนี้การเกิดผลึกสตรูโวท์จะมีความบริสุทธิ์มากหรือน้อยขึ้นอยู่กับสารประกอบอื่น ๆ ที่เจือปนอยู่ในน้ำทิ้ง เช่น สารอินทรีย์ และไอออนต่าง ๆ ซึ่งสามารถเกิดการก่อตัวของไอออนร่วมกับ  $Mg^{2+}$  และเกิดเป็นผลึกชนิดอื่น ๆ แทนการเกิดผลึกสตรูโวท์ (ดวงกมล พงษ์ธิธัญญ์, 2552) ส่งผลทำให้ความบริสุทธิ์ของการเกิดผลึกสตรูโวท์ลดลง จึงสอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ คือ การเติมสาร  $MgO$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 ในน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงสุด และมีร้อยละของผลึกสตรูโวท์ที่ได้เพิ่มมากขึ้น ดังนั้น ในการศึกษา pH ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยวิธีการเติม  $MgO$  จึงเลือกใช้การเติม  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งจากระบบจากผลิตก๊าซชีวภาพให้เท่ากับ 1.0 mM ต่อไป



#### 4.3.1.2 ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลในการตกตะกอนด้วยการเติมสาร $KH_2PO_4$

ในการศึกษาผลของอัตราส่วนโมลของสารเคมีที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง และหาร้อยละของผลึกสตรูโวท์ที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon กำหนดให้ค่า pH เริ่มต้นของน้ำตัวอย่างให้อยู่ในช่วง pH 8.0 – 9.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ ( $NaOH$ ) 6 M แล้วปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  มีรายละเอียดชุดการทดลอง ดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 การกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง และตกตะกอนผลึกสตรูโวท์ในน้ำทิ้ง UASB โดยการเติมสารเคมีด้วย  $KH_2PO_4$  ได้ทำการปรับอัตราส่วนโมลของ  $PO_4^{3-}$  ให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8, 2.0, 2.4, 3.0 และทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

ชุดการทดลองที่ 2 การกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง และตกตะกอนผลึกสตรูโวท์ในน้ำทิ้ง Covered lagoon โดยการเติมสารเคมีด้วย  $KH_2PO_4$  ได้ทำการปรับอัตราส่วนโมลของ  $PO_4^{3-}$  ให้เท่ากับ 1.0, 1.4, 1.8, 2.0, 2.4, 3.0 และทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

หลังจากนั้นควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสภาวะในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 และใช้ระยะเวลาในการตกตะกอน 48 ชั่วโมง ผลการศึกษาร้อยละของผลึก

ตะกอนสตรูโวทในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ และประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ แสดงรายละเอียดผลการศึกษาในตารางที่ 4.10 และ 4.12

### 1) ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลในการตกตะกอนของน้ำทิ้งในระบบ UASB

จากผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยวิธีการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.0 1.4 1.8 2.0 2.4 และ 3.0 mM แล้วเปรียบเทียบกับชุด Control (ตาราง 4.10) พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 1.0 เป็น 1.8 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 68.29 เป็น 90.13 (รูปที่ 4.16) แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 2.0 เป็น 3.0 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเข้าสู่ภาวะคงที่ในช่วงร้อยละ 83.94 - 86.34 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับ ร้อยละ 19.14 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง ได้แก่  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 10.57 เป็น 69.11 และร้อยละ 25.29 – 35.45 ตามลำดับ และมีค่าสูงกว่า Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 6.51 และ 9.69 ตามลำดับ จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าเพิ่มอัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  มากขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำจะเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  โดยที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  1.8 mM มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งสูงสุดเท่ากับ ร้อยละ 90.13

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูโวทที่เกิดขึ้น พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามอัตราส่วนโมล พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.1715 – 0.4313 g/L และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูโวทที่เกิดขึ้น พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 1.0 - 1.8 mM ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูโวทที่ได้เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 39.68 เป็น 53.12 แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  เป็น 2.0 และ 3.0 mM กลับพบว่าร้อยละของผลึกสตรูโวทที่ได้กลับลดลงเหลือร้อยละ 30.46 และ 27.89 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.17 จะเห็นได้ว่าการเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  ส่งผลทำให้เกิดการตกตะกอนเพิ่มมากขึ้นและมีร้อยละของผลึกสตรูโวทเพิ่มขึ้นสูงกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับชุด Control ซึ่งพบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูโวทเท่ากับ 21.55 เนื่องจากการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  จะช่วยเพิ่มความเข้มข้นของฟอสเฟต ซึ่งเป็นตัวแปรสำคัญที่ส่งผลต่อการตะกอนเป็นผลึกสตรูโวท เมื่อเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  มากขึ้น จะทำให้มีความเข้มข้นของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ละลายในน้ำสูงขึ้น และส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เพิ่มขึ้นตามมาด้วย แต่อย่างไรก็ตามเมื่อมีการเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$

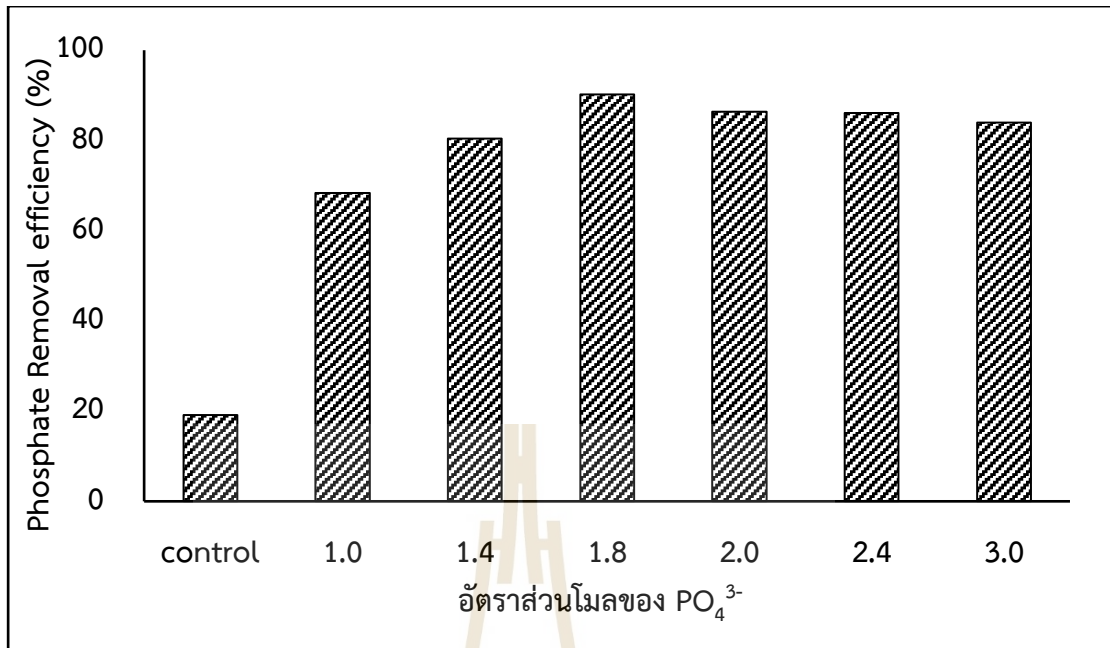
มากกว่า 1.8 mM ส่งผลทำให้เกิดความไม่บริสุทธิ์ของผลึกสตรูไวท์ด้วยเช่นกัน เนื่องจาก  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่เพิ่มมากขึ้นไปสามารถทำปฏิกิริยากับโลหะอื่น ๆ แทนการตกตะกอนร่วมกันกับ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  (Nelson et al., 2003) สอดคล้องกับผลการศึกษานี้ที่พบว่าม็อดูลของผลึกสตรูไวท์ลดลงเมื่อเพิ่มอัตราส่วนมากกว่า 1.8 mM

เมื่อนำข้อมูลของชุดการทดลองที่ 1 ไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ เพื่อทำนายการเกิดผลึกสตรูไวท์ พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 1.0 เป็น 3.0 mM ส่งผลให้ม็อดูลของ MAP\_MINTEQ มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามอัตราส่วนโมลจากร้อยละ 66.90 สอดคล้องกับม็อดูลการคำนวณ MAP\_Removal เพิ่มขึ้นจาก 36.38 เป็น 79.23 ในขณะที่ผลการวิเคราะห์ผลึกสตรูไวท์ด้วยเครื่อง WAXS พบว่าม็อดูลของผลึกสตรูไวท์ MAP\_WAXS ที่อัตราส่วนโมล 1.0 – 1.8 mM จะมีม็อดูลของผลึกสตรูไวท์มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามอัตราส่วนโมลจากร้อยละ 39.68 เป็น 53.12 แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลจาก 1.8 เป็น 3.0 mM กลับพบว่าค่า MAP\_WAXS มีค่าลดลงจาก 30.46 เป็น 27.89 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.11 และรูปที่ 4.18

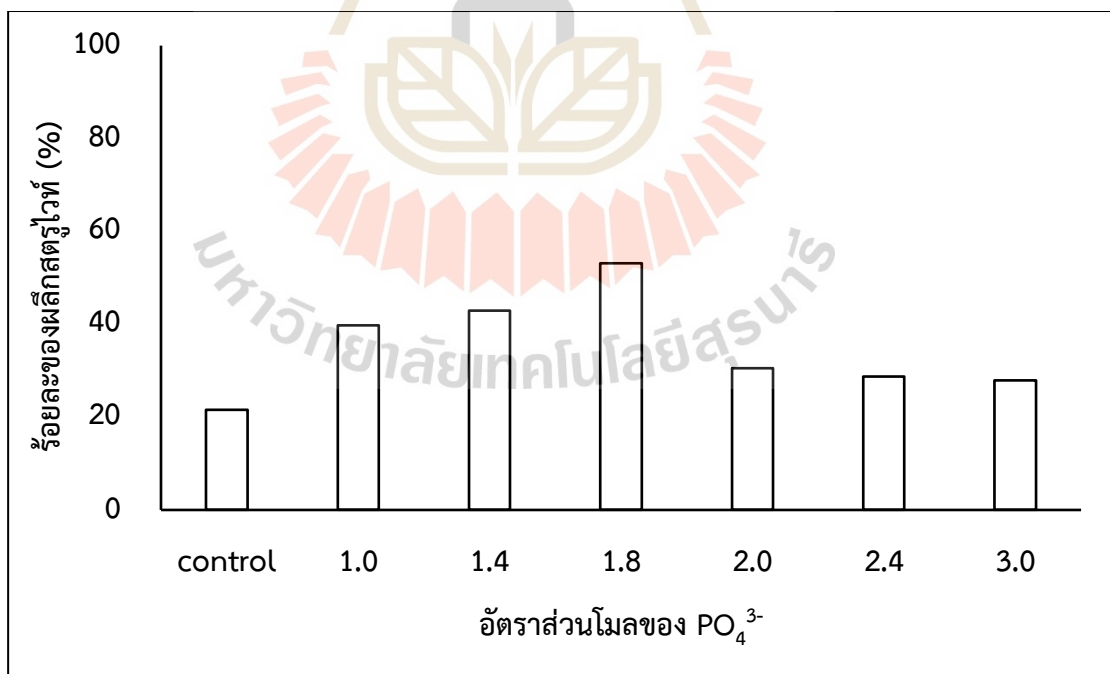
จากการทบทวนงานวิจัยของ Kim et al. (2017) พบว่าเมื่อเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  เพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ลดลงหรือมีค่าไม่แตกต่างกัน โดยพบว่าเมื่อเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 1.3 – 2.0 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ลดลงจากร้อยละ 98.20 เหลือ 61.10 ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาที่ได้ว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลอยู่ในช่วง 1.0 – 1.8 mM จะมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูง และมีค่าการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงอยู่ในช่วงร้อยละ 68.29 – 90.13 แต่เมื่อเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่า 1.8 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ลดลงและเข้าสู่ภาวะคงที่ อย่างไรก็ตาม การเพิ่มความเข้มข้นของฟอสเฟตเพิ่มเติมหรือการเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  เพิ่มมากขึ้นไม่ได้ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เพิ่มขึ้นตามอัตราส่วนโมล (Capdevielle et al., 2013)

ตารางที่ 4.10 ประสิทธิภาพในการตกตะกอนสตรูโวทในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

| สารที่เติม               | pH หลัง<br>ตกตะกอน | อัตราส่วนโมล<br>(mM : mM : mM) |                 |                    | น้ำหนักรวม<br>ตกตะกอน<br>ทั้งหมด<br>(g/L) | น้ำหนักรวม<br>สตรูโวท<br>(g/L) | ร้อยละของผลึก<br>สตรูโวทที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                 |                    |
|--------------------------|--------------------|--------------------------------|-----------------|--------------------|---|--------------------------------|------------------------------------|-------------------------|-----------------|--------------------|
|                          |                    | $\text{Mg}^{2+}$               | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |   |                                |                                    | $\text{Mg}^{2+}$        | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |
| Control                  | 8.06               | 2.46                           | 21.61           | 0.82               | 0.0564                                    | 0.0122                         | 21.55                              | 6.51                    | 9.69            | 19.14              |
| $\text{KH}_2\text{PO}_4$ | 8.14               | 2.46                           | 21.61           | 1.0                | 0.1715                                    | 0.0681                         | 39.68                              | 10.57                   | 25.29           | 68.29              |
|                          | 8.19               | 2.46                           | 21.61           | 1.4                | 0.2196                                    | 0.0943                         | 42.93                              | 25.21                   | 27.24           | 80.29              |
|                          | 8.21               | 2.46                           | 21.61           | 1.8                | 0.3370                                    | 0.1790                         | 53.12                              | 46.34                   | 28.01           | 90.13              |
|                          | 8.23               | 2.46                           | 21.61           | 2.0                | 0.3602                                    | 0.1097                         | 30.46                              | 43.09                   | 32.65           | 86.34              |
|                          | 8.20               | 2.46                           | 21.61           | 2.4                | 0.3922                                    | 0.1124                         | 28.65                              | 57.72                   | 34.70           | 85.99              |
|                          | 8.18               | 2.46                           | 21.61           | 3.0                | 0.4313                                    | 0.1203                         | 27.89                              | 69.11                   | 35.45           | 83.94              |



รูปที่ 4.16 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

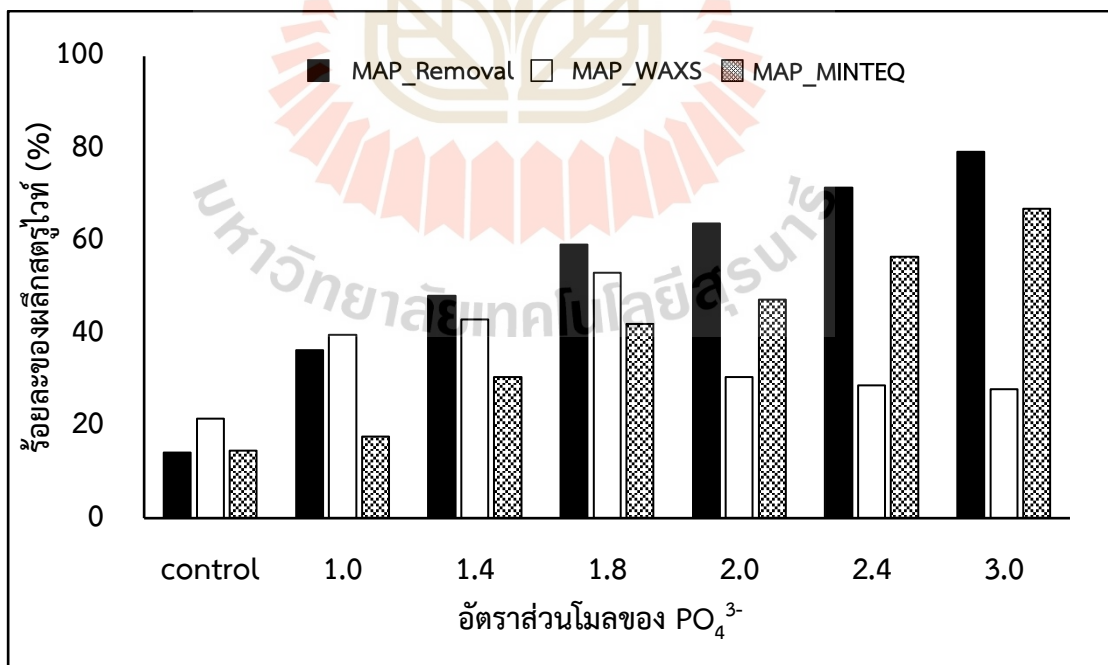


รูปที่ 4.17 ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$



ตารางที่ 4.11 ผลการศึกษาร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้ออกจากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ, เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำที่จากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

| สารที่เติม               | pH หลัง<br>ตกตะกอน | อัตราส่วนโมล<br>(mM : mM : mM) |                 |                    | เปรียบเทียบผลร้อยละ<br>ของฟอสฟอรัสที่ได้ออก (%) |       |        |
|--------------------------|--------------------|--------------------------------|-----------------|--------------------|---|-------|--------|
|                          |                    | $\text{Mg}^{2+}$               | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ | Removal   | WAXS  | MINTEQ |
| Control                  | 8.06               | 2.46                           | 21.61           | 0.82               | 14.09   | 21.55 | 14.55  |
| $\text{KH}_2\text{PO}_4$ | 8.14               | 2.46                           | 21.61           | 1.0                | 36.38   | 39.68 | 17.62  |
|                          | 8.19               | 2.46                           | 21.61           | 1.4                | 48.08   | 42.93 | 30.47  |
|                          | 8.21               | 2.46                           | 21.61           | 1.8                | 59.16   | 53.12 | 42.01  |
|                          | 8.23               | 2.46                           | 21.61           | 2.0                | 63.77   | 30.46 | 47.32  |
|                          | 8.20               | 2.46                           | 21.61           | 2.4                | 71.56   | 28.65 | 56.58  |
|                          | 8.18               | 2.46                           | 21.61           | 3.0                | 79.23   | 27.89 | 66.96  |



รูปที่ 4.18 ผลการศึกษาร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้ออกจากน้ำที่จากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

## 2) ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลในการตกตะกอนของน้ำทิ้งในระบบ CL

จากผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยวิธีการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.0 1.4 1.8 2.0 2.4 และ 3.0 mM แล้วเปรียบเทียบกับชุด Control (ตาราง 4.12) พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 1.0 เป็น 1.8 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 89.44 เป็น 93.20 แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 2.0 เป็น 3.0 mM กลับส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ลดลงจากร้อยละ 90.65 เป็น 80.35 และมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 15.85 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง ได้แก่  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 1.0 เป็น 1.8 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 10.98 เป็น 47.98 และเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 2.0 จนถึง 3.0 mM พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งลดลงเล็กน้อยและเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ โดยมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งจากร้อยละ 46.82 และคงเหลือร้อยละ 37.33 และมีค่าสูงกว่า Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ซึ่งมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับร้อยละ 9.84 เช่นเดียวกับประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 1.0 – 1.8 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 51.08 เป็น 54.86 และเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อมีอัตราส่วนโมลตั้งแต่ 2.0 – 3.0 mM พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  อยู่ในช่วงร้อยละ 55.41 – 57.68 ซึ่งมีค่าสูงกว่ากับชุด Control ที่ไม่ได้เติม  $\text{PO}_4^{3-}$  มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 12.16 จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าเพิ่มอัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  มากขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำจะเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  พบว่าที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 1.0 - 1.8 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งสูงสุดร้อยละ 93.20 ดังแสดงในรูปที่ 4.19

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามอัตราส่วนโมล พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.1495 – 0.1658 g/L และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  จาก 1.0 - 1.8 mM ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 50.64 เป็น 95.75 แต่เมื่อเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  เป็น 2.0 และ 3.0 mM กลับพบว่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้กลับลดลงเหลือร้อยละ 71.91 และ 25.35 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.20 จะเห็นได้ว่าการเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  ส่งผลทำให้เกิดการตกตะกอนเพิ่มมากขึ้นและมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นสูงกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับชุด

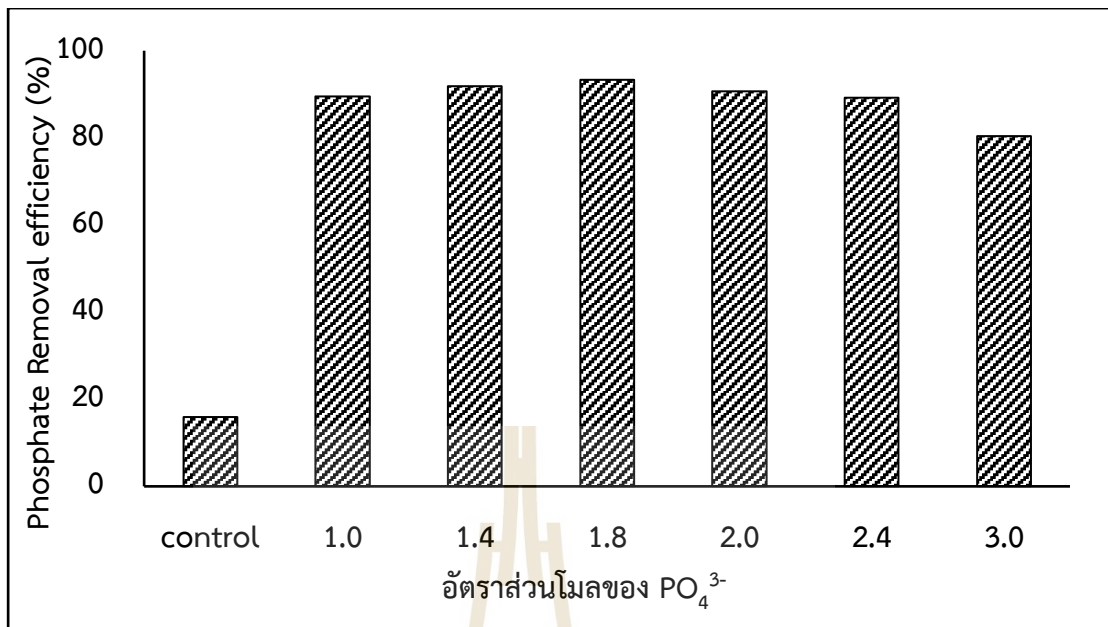
Control ซึ่งพบว่ามีความเข้มข้นของฟอสเฟตเท่ากับ 24.61 เนื่องจากการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  จะช่วยเพิ่มความเข้มข้นของฟอสเฟต ซึ่งเป็นตัวแปรสำคัญที่ส่งผลต่อการตะกอนเป็นฟอสเฟตในน้ำ เมื่อเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  มากขึ้น จะทำให้มีความเข้มข้นของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ละลายในน้ำสูงขึ้น และส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เพิ่มขึ้นตามมาด้วย แต่อย่างไรก็ตามการเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่มากขึ้น มีผลทำให้เกิดความไม่บริสุทธิ์ของฟอสเฟตด้วยเช่นกัน เนื่องจาก  $\text{PO}_4^{3-}$  สามารถทำปฏิกิริยากับโลหะอื่น ๆ แทนการตกตะกอนรวมกันกับ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$

เมื่อนำข้อมูลของชุดการทดลองที่ 2 ไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ ดังแสดงในตารางที่ 4.13 เพื่อทำนายการเกิดฟอสเฟตในน้ำ MAP\_MINTEQ พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  1.0 – 2.0 mM ส่งผลทำให้ร้อยละของฟอสเฟตในน้ำที่มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามอัตราส่วนโมลจากร้อยละ 35.28 เป็น 97.03 สอดคล้องกับร้อยละของ MAP\_Removal พบว่ามีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นตามอัตราส่วนโมลที่เพิ่มขึ้นพบว่าอยู่ในช่วงร้อยละ 66.05 – 99.85 สอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ฟอสเฟตด้วยเครื่อง WAXS ที่ได้ในชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งพบว่าร้อยละของ MAP\_WAXS ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  1.0 – 1.8 mM จะมีร้อยละของฟอสเฟตในน้ำที่มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 50.64 – 95.75 แต่อย่างไรก็ตามพบว่าที่อัตราส่วนโมลจาก 2.0 เป็น 3.0 mM โปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ ทำนายสถานะการเกิดฟอสเฟตในน้ำว่าจะมีร้อยละของฟอสเฟตเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 90.80 เป็น 99.85 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.21 ในขณะที่ผลการตรวจวัดจากตะกอนที่เกิดขึ้นจากน้ำทิ้ง CL เมื่อนำไปตรวจด้วยเครื่อง WAXS กลับพบว่าร้อยละของฟอสเฟตในน้ำกลับมีค่าลดลงจาก 71.91 เป็น 25.35 ตามลำดับ

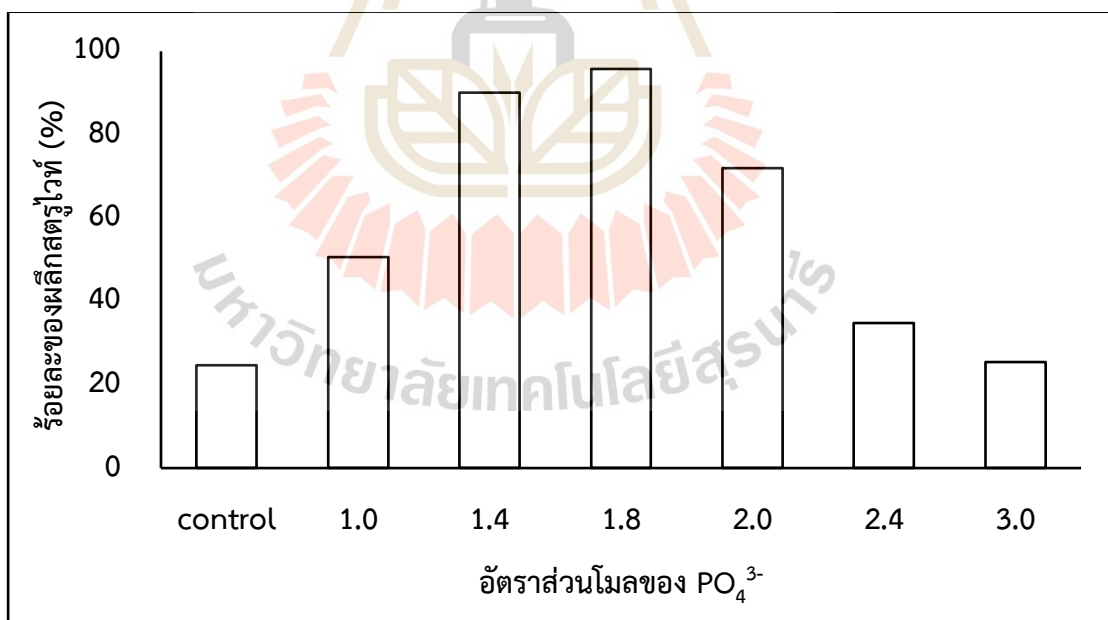
จากผลการศึกษาในครั้งนี้พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมลอยู่ในช่วง 1.0 – 1.8 mM จะมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูง และมีค่าการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงอยู่ในช่วงร้อยละ 89.44 – 93.20 แต่เมื่อเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่า 1.8 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ลดลงและเข้าสู่สภาวะคงที่ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาในข้างต้นพบว่าเมื่อเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  เพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  โดยพบว่าเมื่อเพิ่ม  $\text{PO}_4^{3-}$  อยู่ในช่วง 1.3 – 2.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ลดลงจากร้อยละ 98.20 เหลือ 61.10 (Kim et al., 2017) อีกทั้ง ผลการศึกษาในครั้งนี้ยังสอดคล้องกับผลการศึกษาในน้ำทิ้งของระบบ UASB

ตารางที่ 4.12 ประสิทธิภาพในการตกตะกอนสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon ด้วยการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

| สารที่เติม               | pH หลัง<br>ตกตะกอน | อัตราส่วนโมล<br>(mM : mM : mM) |                 |                    | น้ำหนักรวม<br>ตะกอน<br>(g/L) | น้ำหนักรวม<br>สตรูไวท์<br>(g/L) | ร้อยละของผลึก<br>สตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                 |                    |
|--------------------------|--------------------|--------------------------------|-----------------|--------------------|------------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|-------------------------|-----------------|--------------------|
|                          |                    | $\text{Mg}^{2+}$               | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |                              |                                 |                                     | $\text{Mg}^{2+}$        | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |
| Control                  | 8.20               | 1.73                           | 14.36           | 0.60               | 0.0712                       | 0.0175                          | 24.61                               | 9.84                    | 12.16           | 15.85              |
| $\text{KH}_2\text{PO}_4$ | 8.24               | 1.73                           | 14.36           | 1.0                | 0.1495                       | 0.0757                          | 50.64                               | 10.98                   | 51.08           | 89.44              |
|                          | 8.27               | 1.73                           | 14.36           | 1.4                | 0.1426                       | 0.1285                          | 90.10                               | 17.92                   | 54.32           | 91.79              |
|                          | 8.30               | 1.73                           | 14.36           | 1.8                | 0.1473                       | 0.1410                          | 95.75                               | 47.98                   | 54.86           | 93.20              |
|                          | 8.32               | 1.73                           | 14.36           | 2.0                | 0.1643                       | 0.1181                          | 71.91                               | 46.82                   | 55.41           | 90.65              |
|                          | 8.31               | 1.73                           | 14.36           | 2.4                | 0.1391                       | 0.0484                          | 34.77                               | 40.05                   | 56.76           | 89.23              |
|                          | 8.29               | 1.73                           | 14.36           | 3.0                | 0.1658                       | 0.0420                          | 25.35                               | 37.33                   | 57.68           | 80.35              |



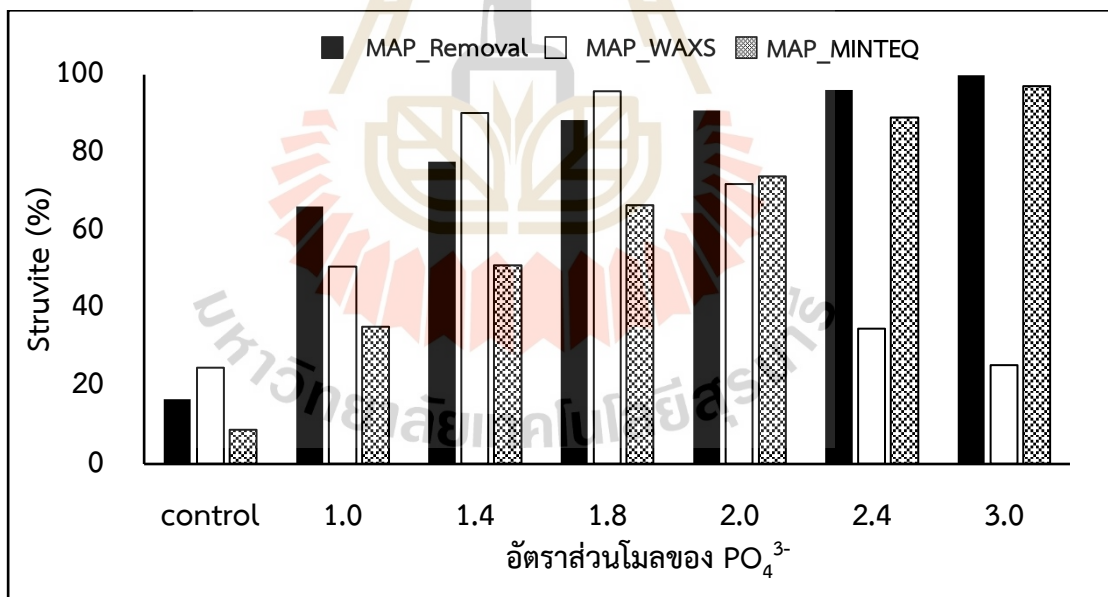
รูปที่ 4.19 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$



รูปที่ 4.20 ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

ตารางที่ 4.13 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ, เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ด้วยการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

| สารที่เติม               | pH หลังตกตะกอน | อัตราส่วนโมล (mM : mM : mM) |                 |                    | เปรียบเทียบผลร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) |       |        |
|--------------------------|----------------|-----------------------------|-----------------|--------------------|--|-------|--------|
|                          |                | $\text{Mg}^{2+}$            | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ | Removal                                      | WAXS  | MINTEQ |
| Control                  | 8.06           | 2.46                        | 21.61           | 0.82               | 16.65  | 24.61 | 8.81   |
| $\text{KH}_2\text{PO}_4$ | 8.14           | 2.46                        | 21.61           | 1.0                | 66.05  | 50.64 | 35.28  |
|                          | 8.19           | 2.46                        | 21.61           | 1.4                | 77.58  | 90.10 | 50.99  |
|                          | 8.21           | 2.46                        | 21.61           | 1.8                | 88.30  | 95.75 | 66.49  |
|                          | 8.23           | 2.46                        | 21.61           | 2.0                | 90.80  | 71.91 | 73.83  |
|                          | 8.20           | 2.46                        | 21.61           | 2.4                | 96.06  | 34.77 | 88.92  |
|                          | 8.18           | 2.46                        | 21.61           | 3.0                | 99.85  | 25.35 | 97.03  |



รูปที่ 4.21 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

### 3) สรุปผลการศึกษาอัตราส่วนโมล $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่เหมาะสมด้วยวิธีการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากระบบ UASB และ Covered lagoon พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งให้อยู่ในช่วง 1.0 – 1.8 mM ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเพิ่มตามอัตราส่วนโมล โดยเฉพาะที่อัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำสูงสุดเท่ากับร้อยละ 90.13 และ 93.20 ตามลำดับ และเมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น พบว่ามีค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่สูงสุดร้อยละ 53.12 และ 95.75 ตามลำดับ และเมื่อนำข้อมูลไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรม MINTEQ ทำนายสถานะการเกิดผลึกสตรูไวท์พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน พบว่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ในน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และเนื่องด้วยองค์ประกอบของน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ มักจะมีไอออนจำนวนมากที่ส่งผลต่อการก่อตัวของสตรูไวท์ เช่น  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  และโลหะหนักซึ่งสามารถทำปฏิกิริยากับ  $\text{PO}_4^{3-}$  ก่อตัวเป็นสารประกอบออสติฐาน การมีอยู่ของสิ่งเจือปนเหล่านี้จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ลดลง และเพิ่มผลพลอยได้ที่เพิ่มขึ้นในตะกอนที่เกิดขึ้น

ดังนั้น การเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ในน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุด และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เพิ่มมากขึ้น และในการศึกษา pH ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยวิธีการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  จึงเลือกใช้การเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบจากผลิตก๊าซชีวภาพให้เท่ากับ 1.8 mM ต่อไป

#### 4.3.1.3 สรุปผลการศึกษาอัตราส่วนโมลในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ผลการเติมสาร  $\text{MgO}$  และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้งจากระบบน้ำทิ้งก๊าซชีวภาพสรุปในตารางที่ 4.14 ค่าอัตราส่วนโมลในการเติมสารทั้งสองชนิดที่ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดและร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เพื่อนำไปใช้ในการศึกษาขั้นตอนต่อไป

ตารางที่ 4.14 สรุปผลการศึกษาอัตราส่วนโมล และประสิทธิภาพในการตกตะกอนผลึก  
 สตรูไวท์ (%) ของทั้ง 2 น้ำ

| สารที่<br>เติม                  | น้ำที่<br>จาก<br>ระบบ | อัตราส่วนโมล<br>(mM : mM : mM) |                              |                               | น้ำหนัก<br>สตรูไวท์<br>(g/L) | ร้อยละของ<br>ผลึกสตรู<br>ไวท์ที่ได้<br>(%) | ประสิทธิภาพการกำจัด<br>(%) |                              |                               |
|---------------------------------|-----------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|--|----------------------------|------------------------------|-------------------------------|
|                                 |                       | Mg <sup>2+</sup>               | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |                              |  | Mg <sup>2+</sup>           | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |
| MgO                             | UASB                  | 1.0                            | 19.21                        | 0.81                          | 0.1197                       | 36.93                                      | 34.98                      | 20.80                        | 41.52                         |
|                                 | CL                    | 1.0                            | 17.15                        | 0.53                          | 0.0797                       | 75.54                                      | 29.72                      | 18.97                        | 30.16                         |
| KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | UASB                  | 2.46                           | 21.61                        | 1.8                           | 0.1790                       | 53.12                                      | 46.34                      | 28.01                        | 90.13                         |
|                                 | CL                    | 1.73                           | 14.36                        | 1.8                           | 0.1410                       | 95.75                                      | 47.98                      | 54.86                        | 93.20                         |

#### 4.3.2 ผลการศึกษา pH จากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ผลการศึกษาผลของ pH ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon และนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น โดยเลือกใช้ค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 เป็นต้น

##### 4.3.2.1 การศึกษาผลของ pH จากน้ำทิ้งด้วยการเติมสาร MgO

ในการศึกษาผลของ pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon และนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น โดยการเติม สารเคมีด้วย MgO กำหนดให้ค่าอัตราส่วนโมลของ Mg<sup>2+</sup> เท่ากับ 1.0 mM และปรับค่า pH ที่แตกต่างกัน มีรายละเอียดชุดการทดลอง ดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 ตัวอย่างเป็นน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการปรับค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M แล้วทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

ชุดการทดลองที่ 2 ตัวอย่างเป็นน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการปรับค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M แล้วทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

หลังจากนั้นควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสภาวะในการศึกษาเป็นไปตามที่ กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 กำหนดระยะเวลาในการตกตะกอนเท่ากับ 48 ชั่วโมง ผลการศึกษา ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำและร้อยละของผลึกตะกอนสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิต ก๊าซชีวภาพ



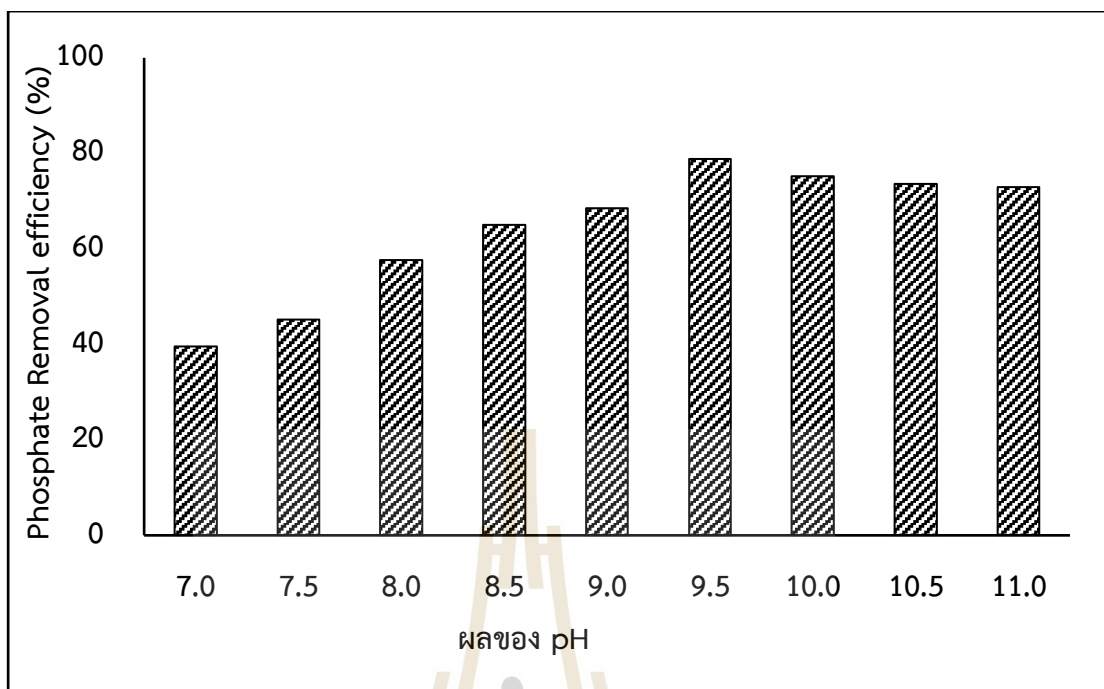
### 1) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 1 ผลของ pH ในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB

จากผลการศึกษา pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่งน้ำทิ้ง UASB โดยวิธีการเติมด้วยสาร MgO ที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM และทำการปรับค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 แล้วเปรียบเทียบกับชุด Control ดังแสดงในตารางที่ 4.15 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 - 9.5 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 39.50 เป็น 78.79 ดังแสดงในรูปที่ 4.22 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยจากร้อยละ 78.79 เหลือร้อยละ 72.84 และที่ pH 9.5 จะมีประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงสุดเท่ากับร้อยละ 78.79 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 10.0 ส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 22.38 เป็น 50.65 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.0 เป็น 11.0 พบว่าส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยอยู่ในช่วงร้อยละ 50.65 - 48.50 ในขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 11.0 ส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 41.90 เป็น 91.74 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้ทำการปรับค่า pH พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$ ,  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  เท่ากับร้อยละ 14.81, 8.39 และ 11.53 ตามลำดับ และจากการทบทวนงานวิจัยพบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH มากกว่า 9.0 จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟตสูงกว่าร้อยละ 76.1 (Pastor *et al.*, 2008) และร้อยละ 87.0 (Huang *et al.*, 2017) สอดคล้องกับผลการศึกษาที่ได้ที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 - 11.0 ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  อยู่ในช่วงเท่ากับร้อยละ 72.84 - 78.79

การปรับค่า pH ในน้ำ ส่งผลต่อความสามารถในการละลายน้ำและรูปของ  $PO_4^{3-}$ ,  $NH_4^+$  และ  $Mg^{2+}$  โดยพบว่าที่ค่า pH อยู่ในช่วง 7.0 - 11.0 จะพบรูปของฟอสเฟตได้แก่ ไดไฮโดรเจนฟอสเฟตไอออน ( $H_2PO_4^-$ ) และไฮโดรเจนฟอสเฟตไอออน ( $HPO_4^{2-}$ ) ดังแสดงในรูปที่ 4.23 (ก) โดยที่ค่า pH ตั้งแต่ 7.0 - 8.0 จะพบรูปของ  $H_2PO_4^-$  ซึ่งมีสัดส่วนลดลงอย่างต่อเนื่องและเปลี่ยนเป็นรูปของ  $HPO_4^{2-}$  ที่เพิ่มขึ้น เนื่องจากการปรับค่า pH เพิ่มขึ้นนั้น รูปของ  $HPO_4^{2-}$  จะมีความสามารถในการละลายน้ำได้ดีกว่ารูปของ  $H_2PO_4^-$  และจะเห็นได้ว่าเมื่อมีค่า pH อยู่ในช่วง 9.0 - 10.0 จะพบเฉพาะรูปของ  $HPO_4^{2-}$  เท่านั้น และเมื่อเพิ่มค่า pH > 10 รูปของ  $HPO_4^{2-}$  ค่อย ๆ เริ่มลดลง ในขณะที่จะพบในรูปของ  $PO_4^{3-}$  เพิ่มมากขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำที่ค่า pH ต่าง ๆ พบว่าเมื่อค่า pH เพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด

ตารางที่ 4.15 ผลของ pH ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม MgO จากน้ำทิ้งระบบ UASB

| น้ำทิ้งจากระบบ | อัตราส่วนโมล (mM)      | ผลของ pH | pH หลังตกตะกอน | น้ำหนักตะกอนทั้งหมด (g/L) | น้ำหนักสตรูไวท์ (g/L) | ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                              |                               |
|----------------|------------------------|----------|----------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|-------------------------------|
|                |                        |          |                |                           |                       |                                 | Mg <sup>2+</sup>        | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |
| UASB           | Mg <sup>2+</sup> = 1.0 | Control  | 8.10           | 0.0526                    | 0.0119                | 22.53                           | 8.39                    | 11.53                        | 14.81                         |
|                |                        | 7.0      | 8.18           | 0.1582                    | 0.0321                | 20.27                           | 22.38                   | 41.90                        | 39.50                         |
|                |                        | 7.5      | 8.31           | 0.2057                    | 0.0596                | 28.98                           | 26.41                   | 43.43                        | 45.07                         |
|                |                        | 8.0      | 8.40           | 0.3564                    | 0.1158                | 32.48                           | 20.87                   | 48.32                        | 57.62                         |
|                |                        | 8.5      | 8.66           | 0.5652                    | 0.2442                | 43.20                           | 31.96                   | 53.91                        | 64.91                         |
|                |                        | 9.0      | 8.81           | 0.7230                    | 0.4271                | 59.07                           | 32.46                   | 70.34                        | 68.39                         |
|                |                        | 9.5      | 9.21           | 0.9607                    | 0.7436                | 77.40                           | 52.54                   | 75.68                        | 78.79                         |
|                |                        | 10.0     | 9.63           | 0.8947                    | 0.6706                | 74.95                           | 50.65                   | 85.93                        | 75.09                         |
|                |                        | 10.5     | 9.89           | 1.2939                    | 0.8219                | 63.52                           | 49.78                   | 84.40                        | 73.55                         |
|                |                        | 11.0     | 10.09          | 1.3024                    | 0.7122                | 54.68                           | 48.50                   | 91.74                        | 72.84                         |

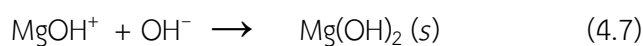


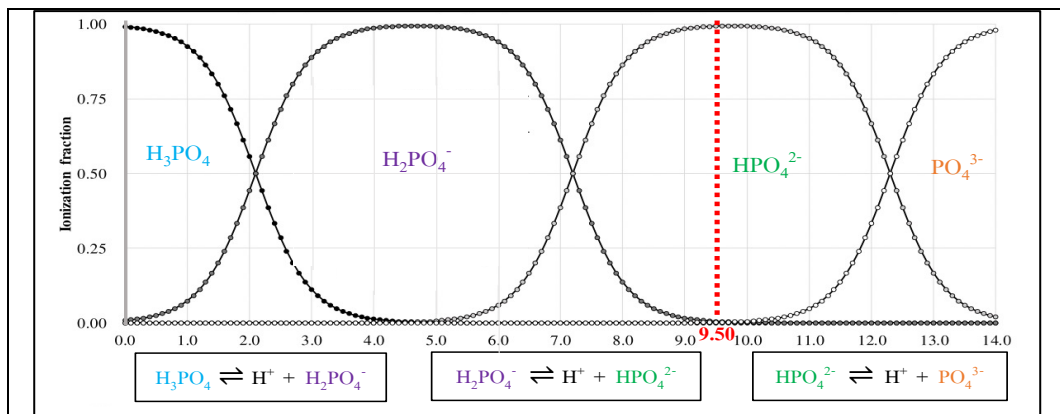
รูปที่ 4.22 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม MgO

$\text{PO}_4^{3-}$  เพิ่มขึ้น โดยเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 9.5 พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดร้อยละ 78.79 โดยที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 จะพบอยู่ในรูป  $\text{HPO}_4^{2-}$  เพิ่มมากขึ้น ซึ่งสามารถเกิดปฏิกิริยาการตกตะกอนได้ดีกว่าในรูป  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  และเมื่อเพิ่มค่า pH > 9.5 - 11.0 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าลดลงเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่ เนื่องจากรูปของฟอสฟอรัสที่พบในช่วง pH นี้ ส่วนใหญ่พบในรูป  $\text{HPO}_4^{2-}$  และสามารถตกตะกอนร่วมกับกลุ่มไอออนของโลหะหนักหรือโลหะทราน-ซิชันอื่น ๆ โดยสามารถเกิดการตกตะกอนออกจากน้ำทิ้งในรูปของ Dicalcium Phosphate ( $\text{CaHPO}_4$ ), Dimagnesium Phosphate ( $\text{Mg}_2\text{HPO}_4$ ), Copper(II) hydrogen phosphate ( $\text{CuHPO}_4$ ) และ Iron(III) hydrogen phosphate ( $\text{FeHPO}_4$ ) (Recillas et al., 2012; Chen et al., 2021 and Corson et al., 2024) ในขณะที่เมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียเพิ่มสูงขึ้นเนื่องจากเมื่อค่า pH อยู่ในช่วง 7.0 - 8.0 จะพบแอมโมเนียมในรูปแอมโมเนียมไอออน ( $\text{NH}_4^+$ ) ละลายในน้ำสูงอยู่ในช่วงสัดส่วน 0.875 - 1.0 ดังแสดงในรูปที่ 4.23 (ข) ซึ่งเป็นรูปที่สามารถเกิดปฏิกิริยาการตกตะกอนได้ดีและเมื่อเพิ่มค่า pH เท่ากับ 9.0 พบว่ารูป  $\text{NH}_4^+$  ละลายน้ำเริ่มลดลงอยู่ในช่วง 0.25 - 0.75 และเปลี่ยนเป็นพบในรูปแก๊สแอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ) เพิ่มมากขึ้น และเมื่อค่า pH > 10.0 จะพบในรูปของ  $\text{NH}_3$  ทั้งหมดโดยสมบูรณ์ ซึ่งมีแนวโน้มที่จะเกิดปฏิกิริยา "Ammonia Stripping" หรือ "Air Stripping" และง่ายต่อการกำจัดออกจากน้ำทิ้ง (Gay and Knowlton, 2005; Kumar and Pal, 2015) ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียเพิ่มมากยิ่งขึ้น ซึ่งมีความ

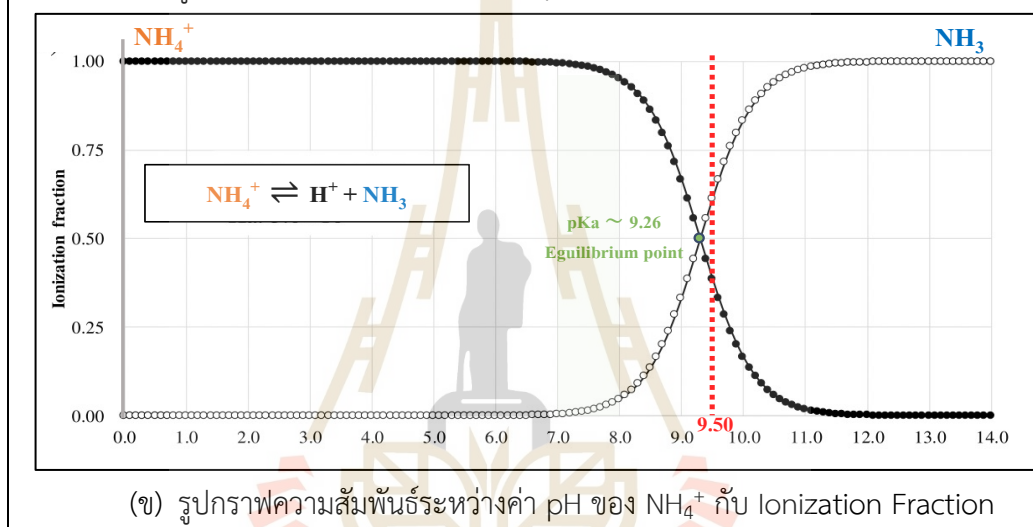
สอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  ครั้งนี้ พบว่าเมื่อค่า pH ในน้ำเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้น

ผลการศึกษาค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัดแมกนีเซียม พบว่ามีความสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด P จากรูปที่ 4.24 จะเห็นได้ว่าแมกนีเซียมสามารถละลายน้ำได้ดีที่ค่า pH อยู่ในช่วง 0 – 10.0 โดยจะพบแมกนีเซียมอยู่ในรูปของไอออนแมกนีเซียม ( $\text{Mg}^{2+}$ ) เป็นส่วนใหญ่ โดย  $\text{Mg}^{2+}$  จะคงอยู่ในสารละลายโดยไม่ทำปฏิกิริยากับไฮดรอกไซด์ ( $\text{OH}^-$ ) ส่งผลทำให้มีค่าไม่แตกต่างกันในช่วงนี้ ในขณะที่รูปของ  $\text{MgOH}^+$  ซึ่งเกิดจากรูปของ  $\text{Mg}^{2+}$  เริ่มทำปฏิกิริยากับ  $\text{OH}^-$  ในสารละลายเพื่อเกิดเป็น  $\text{MgOH}^+$  ที่มีความเสถียร (สมการ 4.6) โดยพบว่ามีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นจาก 4.0 เป็น 10.0 แต่เมื่อเพิ่ม pH > 10.0 รูปของ  $\text{MgOH}^+$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  จะค่อย ๆ เริ่มลดลง เนื่องจากเกิดการตกตะกอนอยู่ในรูปแมกนีเซียมไฮดรอกไซด์ ( $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) (สมการ 4.7) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำที่ค่า pH ต่าง ๆ พบว่าเมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นจาก 7.0 เป็น 9.5 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้น เพราะรูปของ  $\text{Mg}^{2+}$  ทำปฏิกิริยากับ  $\text{OH}^-$  เกิดเป็นรูป  $\text{MgOH}^+$  แต่เมื่อเพิ่มค่า pH > 9.5 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  เริ่มลดลง เนื่องจากรูป  $\text{MgOH}^+$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  มีแนวโน้มลดลง (Zhihang et al., 2019) โดยเฉพาะแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงรูป  $\text{MgOH}^+$  มีความสอดคล้องกับผลประสิทธิภาพการกำจัดมากกว่ารูป  $\text{Mg}^{2+}$  เนื่องจากการเพิ่ม pH ส่งผลทำให้  $\text{OH}^-$  ละลายในน้ำเพิ่มขึ้นและเพียงพอที่จะทำปฏิกิริยากับ  $\text{Mg}^{2+}$  เกิดเป็นรูป  $\text{MgOH}^+$  อีกทั้ง  $\text{MgOH}^+$  ยังสามารถทำปฏิกิริยากับ  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  ที่ค่า pH ตั้งแต่ 8.0 ขึ้นไป เพื่อเปลี่ยนไปเป็นรูป  $\text{HPO}_4^{2-}$  ซึ่งเป็นรูปที่ง่ายต่อการกำจัดฟอสเฟตออกจากน้ำ คือ  $\text{MgHPO}_4$  (สมการ 4.8) จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มค่า pH เท่ากับ 9.5 ในน้ำที่ UASB จะสามารถพบรูป  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_3$  และ  $\text{MgOH}^+$  เนื่องจากอยู่ในรูปที่สามารถกำจัดได้ง่ายและรวมตัวกับไอออนชนิดอื่น ๆ ในน้ำที่ ทำให้เกิดการตกตะกอนแยกออกจากน้ำได้ ดังนั้น การปรับค่า pH ให้เหมาะสมเท่ากับ 9.5 จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำที่ได้อีกด้วย



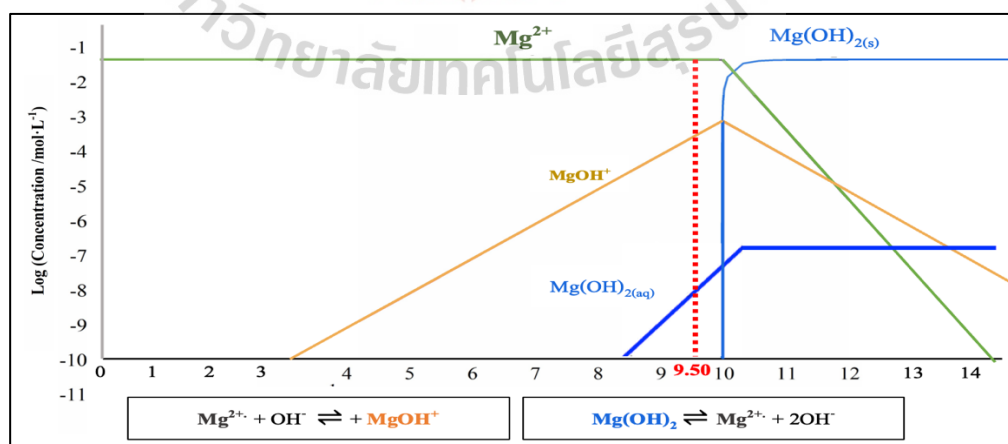


(ก) รูปกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า pH ของ  $\text{PO}_4^{3-}$  กับ Ionization Fraction



(ข) รูปกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า pH ของ  $\text{NH}_4^+$  กับ Ionization Fraction

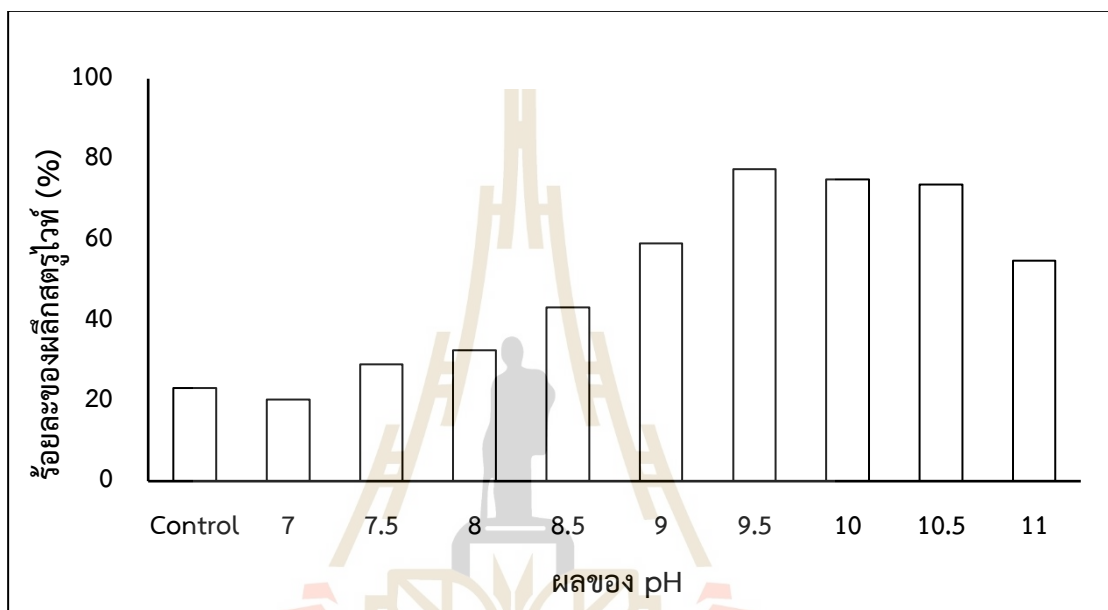
รูปที่ 4.23 กราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า pH กับ Ionization Fraction (Park et al., 2021)



รูปที่ 4.24 กราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า pH ของ  $\text{Mg}^{2+}$  กับ Log (Concentration /  $\text{mol L}^{-1}$ ) (Zhihang et al., 2019)

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 4.25 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำ ส่งผลทำให้ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามค่า pH ที่เพิ่มขึ้น พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.1582 - 1.3024 g/L (ตาราง 4.15) และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 9.5 ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 20.27 เป็น 77.40 แต่เมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 กลับส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่พบลดลงจากร้อยละ 77.40 เป็น 54.68 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้ทำการปรับค่า pH พบว่ามีปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกเท่ากับ 0.0526 g/L และมีค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เท่ากับร้อยละ 22.53 เนื่องมาจากค่า pH ของน้ำมีผลต่อรูปการละลายของ  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญของการตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์ โดยพบว่าที่ค่า pH อยู่ในช่วงเท่ากับ 8.0 - 10.0 รูปของ  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  สามารถละลายน้ำได้ดีและมีแนวโน้มที่จะเกิดการตกตะกอนอยู่ในช่วงที่อัตราส่วน 1.0 : 1.0 : 1.0 ทำให้เกิดการตกตะกอนของผลึกสตรูไวท์ได้ง่ายขึ้น (Min et al., 2021) เพราะโดยปกติแล้วการเกิดผลึกสตรูไวท์จะสามารถตกตะกอนที่ค่า pH ตั้งแต่ 8.0 ขึ้นไป แต่เมื่อมีค่า pH มากกว่า 10.0 ความสามารถในการละลายในรูปของ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ลดลงส่งผลต่อการตกตะกอนของผลึกสตรูไวท์ลดลง จากการทบทวนงานวิจัย พบว่าช่วงค่า pH ที่เหมาะสมต่อการตกตะกอนสตรูไวท์เท่ากับ 8.5 (Wang et al., 2017), ที่ค่า pH เท่ากับ 8.8 (Aguado et al., 2019), ที่ค่า pH เท่ากับ 9.0 (Enyemadze et al., 2021), ที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 (Zifeng et al., 2019) และค่า pH เท่ากับ 10.0 (Rahman et al., 2010) ค่า pH อยู่ในช่วง 8.0-10.5 (Wang et al., 2019) และค่า pH อยู่ในช่วง 9.0 - 10.5 (Zhang et al., 2012) ดังนั้น สามารถสรุปได้ว่าค่า pH ที่เหมาะสมต่อการตกตะกอนสตรูไวท์พบอยู่ในช่วง 8.5 - 10.5 อย่างไรก็ตามจากการทบทวนงานวิจัยเบื้องต้นพบว่าช่วงค่า pH 9.0 - 10.5 ยังสามารถเกิดสารประกอบอื่นร่วมกับฟอสเฟตได้อีก เช่น ไฮดรอกซีอะพาไทต์ (HAP,  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ ) และยังพบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH สูงกว่า 10.0 ส่งผลทำให้รูป  $\text{NH}_4^+$  เปลี่ยนสถานะเป็นแก๊ส  $\text{NH}_3$  ซึ่งไม่สามารถตกตะกอนร่วมกับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  เป็นผลึกของสตรูไวท์ได้ นอกจากนี้  $\text{Mg}^{2+}$  บางตัวที่ยังคงเหลือในน้ำอาจทำปฏิกิริยากับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{OH}^-$  เกิดการก่อตัวของแมกนีเซียมฟอสเฟตชนิดอื่นที่ไม่ใช่ผลึกสตรูไวท์ ส่งผลทำให้คุณภาพของผลึกสตรูไวท์มีความบริสุทธิ์ลดลงในสถานะที่ค่า pH ของสารละลายมีค่ามากกว่า 10.0 เนื่องจากเกิดการตกตะกอนเป็นผลึกชนิดอื่น ๆ ได้แก่ และ  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  และ  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$  (Li et al., 2012; Li et al., 2019) ดังสมการที่ 4.9 ซึ่งจะส่งผลทำให้ร้อยละของสตรูไวท์ที่ลดลง และยังพบว่าที่ค่า pH > 10 รูปของ  $\text{NH}_4^+$  มีแนวโน้มจะเปลี่ยนเป็น  $\text{NH}_3$  เกิดการระเหยออกจากน้ำทิ้ง ซึ่งจะส่งผลทำให้ร้อยละของสตรูไวท์ที่ลดลงและบางส่วนของรูป  $\text{NH}_4^+$  ที่เหลืออยู่ก็สามารถตกตะกอนร่วมกับสตรูไวท์ได้ จึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  เพิ่มขึ้น สอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ ซึ่งพบว่าเมื่อเพิ่ม pH

มากกว่า 9.5 ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่พบมีแนวโน้มลดลงจาก 77.40 เป็น 54.68 ที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 11 และพบว่าที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 9.5 มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้สูงสุดเท่ากับร้อยละ 77.40



รูปที่ 4.25 ผลของ pH ต่อร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม MgO

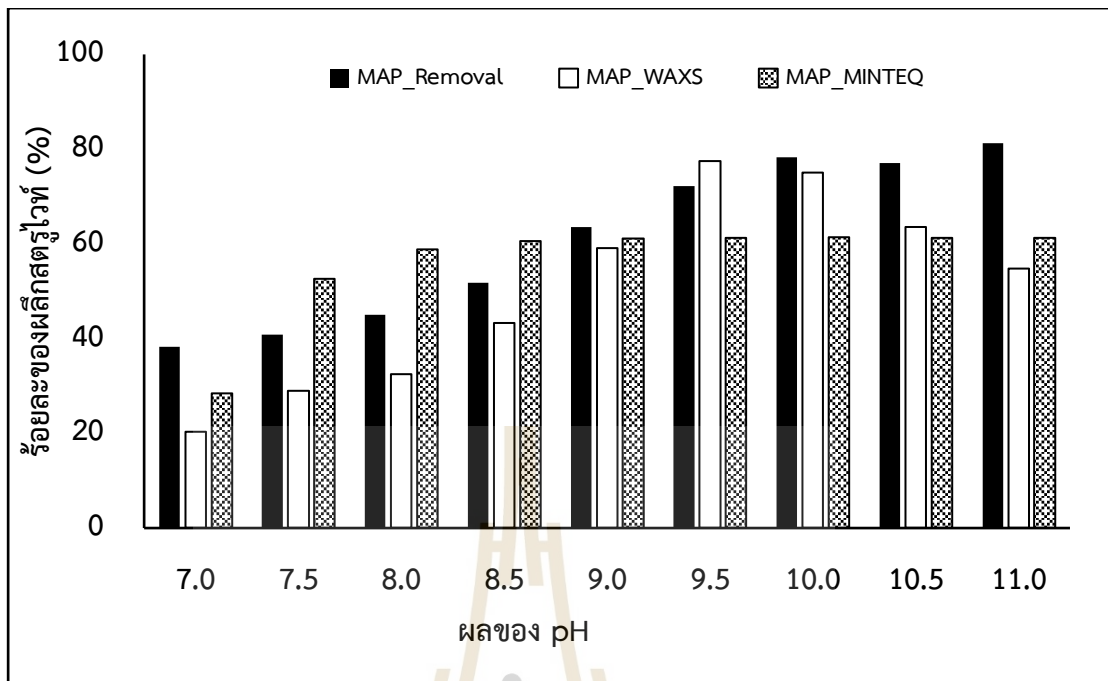
เมื่อนำข้อมูลของชุดการทดลองที่ 1 ไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ เพื่อทำนายการเกิดผลึกสตรูไวท์ MAP\_MINTEQ ดังแสดงในตารางที่ 4.16 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำจาก 7.0 เป็น 8.5 ส่งผลทำให้ร้อยละของ MAP\_MINTEQ มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 29.64 เป็น 60.56 และเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อค่า pH ในน้ำให้อยู่ในช่วง 8.5 - 11.0 โดยพบว่ามีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 60.56 - 61.30 สอดคล้องกับผลการคำนวณร้อยละของ MAP\_Removal และเมื่อนำผลการวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ด้วยเครื่อง WAXS พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 9.5 ค่า MAP\_WAXS มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 20.27 เป็น 77.40 และมีค่าลดลงเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ลดลงจาก 77.40 เป็น 54.68 แตกต่างจากผลการวิเคราะห์จากโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ จากผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4.26 จะเห็นได้ว่าในช่วงค่า pH 7.0 - 9.5 การทำนายสภาวะการเกิดผลึกสตรูไวท์ของ MAP\_MINTEQ ร้อยละของผลึกสตรูไวท์

ของ MAP\_Removal และผลการวิเคราะห์ร้อยละผลึกสตรูไวท์ MAP\_WAXS มีความสอดคล้องกัน โดยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและมีค่าใกล้เคียงกัน อยู่ในช่วง 22.35 – 61.26, 38.18 – 72.17 และ 20.27 – 77.40 ตามลำดับ แต่เมื่อปรับค่า pH สูงกว่า 9.5 พบว่า MAP\_WAXS มีแนวโน้มลดลงที่ ขณะที่ MAP\_MINTEQ และ MAP\_Removal เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ เนื่องจากการคำนวณและการทำนายการเกิดผลึกสตรูไวท์จะพิจารณาจากความเข้มข้นของไอออนเพียง 3 ชนิด คือ  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่านั้น (Sun et al., 2023) ในขณะที่การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ที่ได้จาก MAP\_WAXS จะเกิดขึ้นในสภาวะจริงของน้ำทิ้ง UASB ซึ่งมีปริมาณไอออนชนิดอื่นละลายอยู่ด้วย ดังนั้น จึงสามารถเกิดสารประกอบอื่นร่วมกับไอออนหลักทั้ง 3 ชนิด แทนการเกิดผลึกสตรูไวท์ได้ จึงส่งผลทำให้เมื่อเพิ่มค่า pH สูงกว่า 9.5 มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ MAP\_WAXS มีค่าลดลงแตกต่างจากค่าที่คำนวณได้ ดังนั้น จากผลการศึกษาในครั้งนี้ พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH เท่ากับ 9.5 ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำสูงขึ้น โดยมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำสูงสุดร้อยละ 78.79 และพบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้สูงสุดเท่ากับ 77.40

ตารางที่ 4.16 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร MgO ที่ pH ต่างกัน

| น้ำทิ้งจากระบบ | สารที่เติม | อัตราส่วนโมล (mM)      | ผลของ pH | เปรียบเทียบผลร้อยละ       |       |        |
|----------------|------------|------------------------|----------|---------------------------|-------|--------|
|                |            |                        |          | ของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) |       |        |
|                |            |                        |          | Removal                   | WAXS  | MINTEQ |
| UASB           | MgO        | $\text{Mg}^{2+} = 1.0$ | 7.0      | 38.18                     | 20.27 | 28.35  |
|                |            |                        | 7.5      | 40.75                     | 28.98 | 52.51  |
|                |            |                        | 8.0      | 45.01                     | 32.48 | 58.78  |
|                |            |                        | 8.5      | 51.80                     | 43.20 | 60.56  |
|                |            |                        | 9.0      | 63.54                     | 59.07 | 61.10  |
|                |            |                        | 9.5      | 72.17                     | 77.40 | 61.26  |
|                |            |                        | 10.0     | 78.23                     | 74.95 | 61.30  |
|                |            |                        | 10.5     | 77.03                     | 63.52 | 61.22  |
|                |            |                        | 11.0     | 81.20                     | 54.68 | 61.15  |





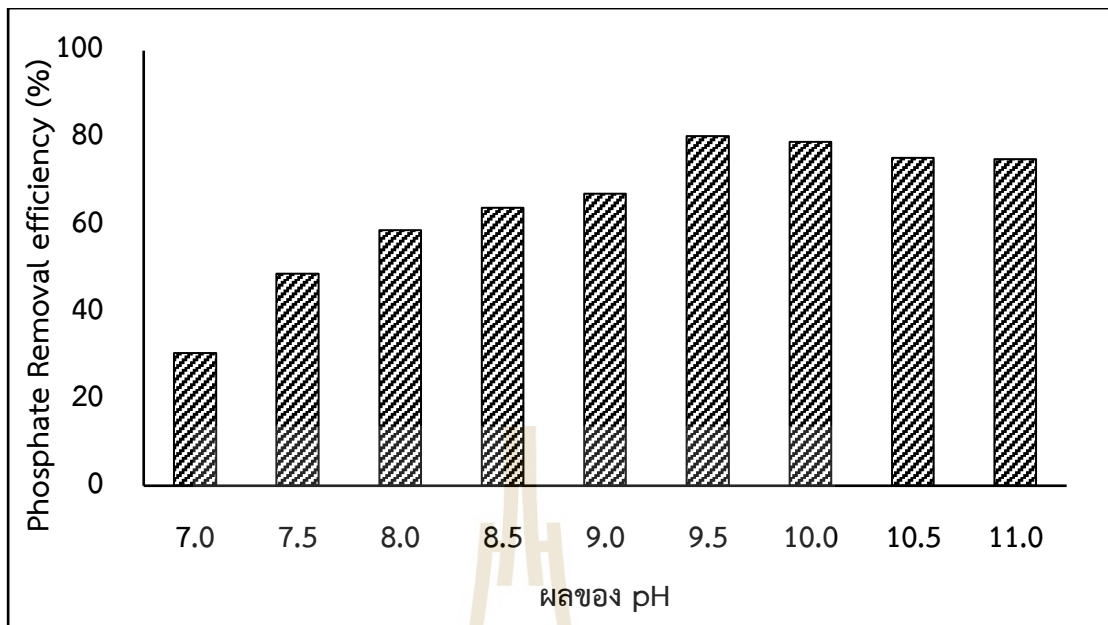
รูปที่ 4.26 ผลการศึกษาร้อยละของฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัดในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม MgO ที่ค่า pH ต่างกัน

## 2) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 2 ผลของ pH ในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ Covered lagoon

จากผลการศึกษา pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่างน้ำทิ้ง CL โดยวิธีการเติมด้วยสาร MgO ที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM และทำการปรับค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 แล้วเปรียบเทียบกับชุด Control พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 - 9.5 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพกำจัด  $PO_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 30.44 เป็น 80.37 ดังแสดงในตารางที่ 4.17 และรูปที่ 4.27 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพกำจัด  $PO_4^{3-}$  มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยจากร้อยละ 80.37 เหลือร้อยละ 75.08 และที่ pH 9.5 มีประสิทธิภาพกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงสุดเท่ากับร้อยละ 80.37 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 9.5 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพกำจัด  $Mg^{2+}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 16.51 เป็น 45.01 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 พบว่าส่งผลประสิทธิภาพกำจัด  $Mg^{2+}$  มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยจากร้อยละ 45.01 เหลือร้อยละ 42.98 ในขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 11.0 ส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 22.55 เป็น 92.29

ตารางที่ 4.17 ผลของ pH ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม MgO จากน้ำทิ้งระบบ CL

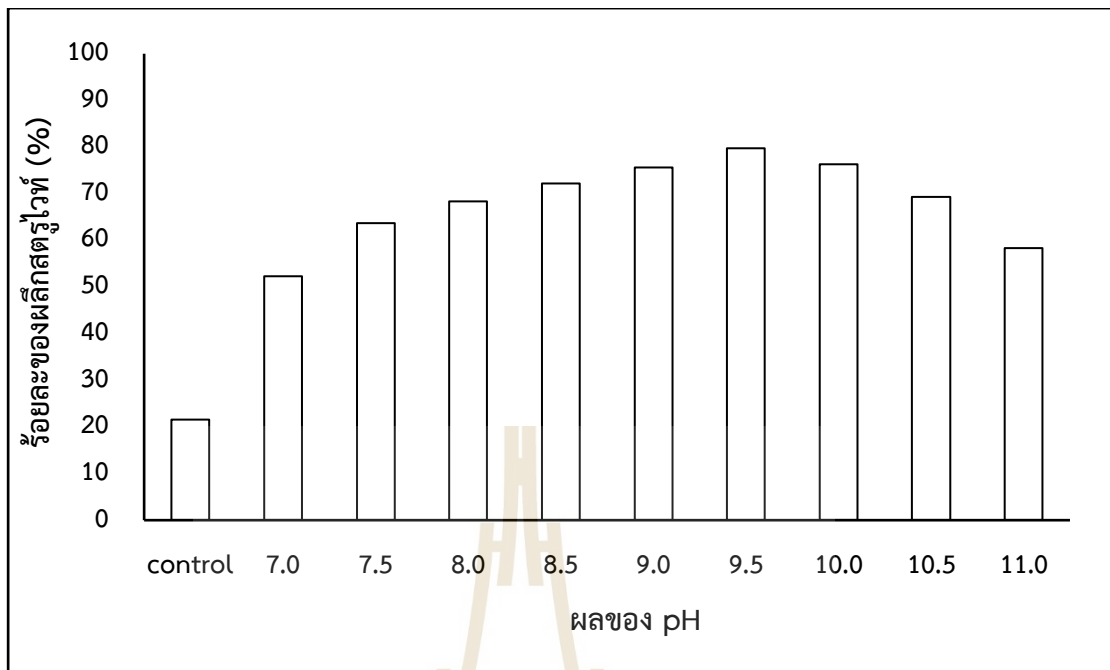
| น้ำทิ้งจากระบบ | อัตราส่วนโมล (mM)      | ผลของ pH | pH หลังตกตะกอน | น้ำหนักตะกอนทั้งหมด (g/L) | น้ำหนักสตรูไวท์ (g/L) | ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                              |                               |
|----------------|------------------------|----------|----------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|-------------------------------|
|                |                        |          |                |                           |                       |                                 | Mg <sup>2+</sup>        | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |
| CL             | Mg <sup>2+</sup> = 1.0 | Control  | 8.23           | 0.0458                    | 0.0098                | 21.45                           | 6.87                    | 12.45                        | 17.63                         |
|                |                        | 7.0      | 8.12           | 0.1499                    | 0.0783                | 52.25                           | 16.51                   | 22.55                        | 30.44                         |
|                |                        | 7.5      | 8.25           | 0.1798                    | 0.1145                | 63.67                           | 25.74                   | 23.46                        | 48.68                         |
|                |                        | 8.0      | 8.35           | 0.2082                    | 0.1423                | 68.35                           | 29.16                   | 51.25                        | 58.73                         |
|                |                        | 8.5      | 8.57           | 0.3049                    | 0.2198                | 72.09                           | 22.48                   | 36.13                        | 63.89                         |
|                |                        | 9.0      | 8.77           | 0.4447                    | 0.3360                | 75.55                           | 24.41                   | 56.97                        | 67.10                         |
|                |                        | 9.5      | 9.09           | 0.6107                    | 0.4866                | 79.68                           | 45.01                   | 73.28                        | 80.37                         |
|                |                        | 10.0     | 9.56           | 0.7717                    | 0.5887                | 76.29                           | 37.07                   | 74.63                        | 78.93                         |
|                |                        | 10.5     | 9.88           | 0.9873                    | 0.6836                | 69.24                           | 38.39                   | 83.24                        | 75.26                         |
|                |                        | 11.0     | 10.43          | 1.0661                    | 0.6209                | 58.24                           | 42.98                   | 92.29                        | 75.08                         |



รูปที่ 4.27 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม MgO

ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้ทำการปรับค่า pH พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 17.63, 6.87 และ 12.45 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการปรับค่า pH ในน้ำเท่ากับ 9.5 หรือสูงกว่า 9.5 จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำจากระบบ CL สูงกว่าการปรับค่า pH ต่ำกว่า 9.5 เนื่องจากการปรับค่า pH เพิ่มขึ้น จะส่งผลต่อความสามารถในการละลายน้ำของ  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$

การปรับค่า pH ในน้ำส่งผลต่อความสามารถในการละลายน้ำและรูปแบบของไอออน  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  โดยผลที่ได้มีความสอดคล้องกับผลการศึกษาในชุดที่ 1 และค่า pH เท่ากับ 9.5 มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุด เนื่องจากที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 จะพบอยู่ในรูป  $\text{HPO}_4^{2-}$  ซึ่งสามารถรวมตัวกับไอออนชนิดอื่น ๆ ได้ดีและเกิดการตกตะกอนแยกออกจากน้ำได้ ส่งผลทำให้มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุด จากผลการศึกษาแนวโน้มประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมและแมกนีเซียมในชุดทดลองที่ 2 สอดคล้องกับผลการคำนวณในชุดการทดลองที่ 1 ของระบบ UASB และพบว่า มีค่า pH เท่ากับ 9.5 จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้งได้ดีขึ้น โดยเฉพาะการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดสูงกว่าร้อยละ 80.37 เช่นเดียวกับที่พบในผลการศึกษาในน้ำทิ้งจากระบบ UASB



รูปที่ 4.28 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟอสฟอรัสที่ปล่อยในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม MgO

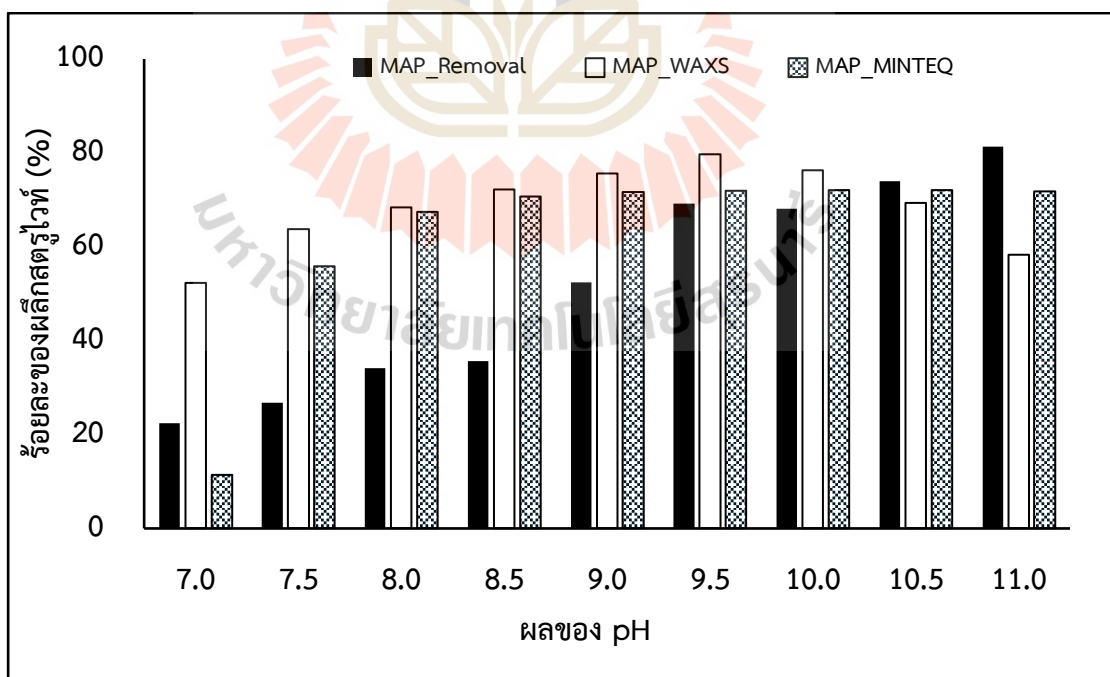
เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของฟอสฟอรัสที่เพิ่มขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 4.28 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำ ส่งผลทำให้ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามค่า pH ที่เพิ่มขึ้น พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.1499 - 1.0661 g/L (ตาราง 4.17) และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของฟอสฟอรัสที่ปล่อย พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 9.5 ส่งผลให้ร้อยละของฟอสฟอรัสที่เพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 52.25 เป็น 79.68 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 ส่งผลให้ร้อยละของฟอสฟอรัสที่ลดลงจากร้อยละ 79.68 เป็น 58.24 ซึ่งมีความแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้ปรับค่า pH โดยมีปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ที่ 0.0458 g/L และร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้เท่ากับร้อยละ 21.45 เนื่องการปรับค่า pH มีผลต่อความสามารถในการละลายของ  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ซึ่งเป็นองค์ประกอบสำคัญของการตกตะกอนเป็นฟอสฟอรัส โดยพบว่าค่า pH เหมาะสมสำหรับการตกตะกอนฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 8.0 - 10.5 ซึ่งการตกตะกอนจะเกิดมากที่สุดเมื่อค่า pH อยู่ในช่วง 9.0 - 10.5 หากค่า pH มากกว่า 10.0 ความสามารถในการละลายในรูปของ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ลดลง ส่งผลทำให้การตกตะกอนของฟอสฟอรัสลดลง เนื่องจากเมื่อค่า pH ของสารละลายเพิ่มขึ้น จะสามารถเกิดสารประกอบอื่นร่วมกับฟอสเฟตและเกิดการตกตะกอนเป็น  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$  หรือ  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$  (Benjamin M., 2002; Rahman et al., 2014; Guan et al., 2015; Li et al., 2019) ส่งผลทำให้คุณภาพของฟอสฟอรัสที่มีความบริสุทธิ์ลดลง และการที่ pH ของสารละลาย > 10.0 ส่งผลทำให้รูป  $\text{NH}_4^+$  เปลี่ยนสถานะเป็น

แก๊ส  $\text{NH}_3$  ซึ่งไม่สามารถตกตะกอนร่วมกับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  มีความสอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ ซึ่งพบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH มากกว่า 9.5 ร้อยละของฟอสฟอรัสที่พบมีแนวโน้มลดลงจาก 79.68 เป็น 54.68 ที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 11 และพบว่าที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 9.5 มีร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้สูงสุดร้อยละ 79.68 ผลการศึกษาที่ได้ความสอดคล้องกับผลการศึกษาในชุดทดลองที่ 1 ของน้ำ UASB

เมื่อนำข้อมูลของชุดการทดลองที่ 2 ไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ เพื่อทำนายการเกิดฟอสฟอรัส MAP\_MINTEQ ดังแสดงในตารางที่ 4.18 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำจาก 7.0 เป็น 8.5 ส่งผลทำให้ร้อยละของ MAP\_MINTEQ มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 11.36 เป็น 70.65 และเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อค่า pH ในน้ำให้อยู่ในช่วง 8.5 - 11.0 มีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 70.65 - 71.73 สอดคล้องกับผลการคำนวณร้อยละของ MAP\_Removal แต่เมื่อนำผลการวิเคราะห์ร้อยละของฟอสฟอรัสด้วยเครื่อง WAXS พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 9.5 ร้อยละของ MAP\_WAXS มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 52.25 เป็น 79.68 และมีค่าลดลงเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้มีร้อยละของฟอสฟอรัสที่ลดลงจาก 79.68 เป็น 58.24 แตกต่างจากผลการวิเคราะห์จากโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ จากผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4.29 จะเห็นได้ว่าในช่วงค่า pH 7.0 - 9.5 การทำนายสภาวะการเกิดฟอสฟอรัสของ MAP\_MINTEQ ร้อยละของฟอสฟอรัสของ MAP\_Removal และผลการวิเคราะห์ ร้อยละฟอสฟอรัส MAP\_WAXS มีความสอดคล้องกันโดยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและมีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 11.36 - 71.95, 22.40 - 69.15 และ 52.25 - 79.68 ตามลำดับ แต่เมื่อปรับค่า pH สูงกว่า 9.5 กลับพบว่า MAP\_WAXS มีแนวโน้มลดลงขณะที่ MAP\_MINTEQ และ MAP\_Removal เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ จะเห็นได้ว่าผลการศึกษาที่มีแนวโน้มสอดคล้องกับผลการศึกษาในชุดทดลองที่ 1 ของ UASB เนื่องจากการคำนวณจะพิจารณาการตกตะกอนฟอสฟอรัสที่อาจเกิดขึ้นจากความเข้มข้นของไอออนเพียง 3 ชนิด คือ  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่านั้น ในขณะที่การตกตะกอนฟอสฟอรัสที่ได้จาก MAP\_WAXS จะเกิดขึ้นในสภาวะจริงของน้ำทั้ง UASB ซึ่งมีปริมาณไอออนชนิดอื่นละลายอยู่ด้วย ดังนั้น จึงสามารถเกิดสารประกอบอื่นร่วมกับไอออนหลักทั้ง 3 ชนิด แทนการเกิดฟอสฟอรัสได้ จึงส่งผลทำให้เมื่อเพิ่มค่า pH สูงกว่า 9.5 มีร้อยละของฟอสฟอรัส MAP\_WAXS มีค่าลดลง ดังนั้น จากผลการศึกษาในครั้งนี้พบว่าที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 ในน้ำทั้งจากระบบ CL ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำสูงสุดร้อยละ 80.37 และพบว่ามีร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้สูงสุดเท่ากับ 79.68 เช่นเดียวกับผลการศึกษาที่พบในน้ำทั้ง UASB

ตารางที่ 4.18 ผลการศึกษาร้อยละของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ, เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำที่จากระบบ CL ด้วยการเติมสาร MgO ที่ pH แตกต่างกัน

| น้ำที่จากระบบ | สารที่เติม | อัตราส่วนโมล (mM) | ผลของ pH | เปรียบเทียบผลร้อยละ    |       |        |
|---------------|------------|-------------------|----------|------------------------|-------|--------|
|               |            |                   |          | ของผลิตภัณฑ์ที่ได้ (%) |       |        |
|               |            |                   |          | Removal                | WAXS  | MINTEQ |
| CL            | MgO        | $Mg^{2+} = 1.0$   | 7.0      | 22.40                  | 52.25 | 11.36  |
|               |            |                   | 7.5      | 26.76                  | 63.67 | 55.84  |
|               |            |                   | 8.0      | 34.10                  | 68.35 | 67.38  |
|               |            |                   | 8.5      | 35.57                  | 72.09 | 70.65  |
|               |            |                   | 9.0      | 52.44                  | 75.55 | 71.64  |
|               |            |                   | 9.5      | 69.15                  | 79.68 | 71.95  |
|               |            |                   | 10.0     | 68.13                  | 76.29 | 72.02  |
|               |            |                   | 10.5     | 73.89                  | 69.24 | 71.97  |
|               |            |                   | 11.0     | 81.35                  | 58.24 | 71.73  |



รูปที่ 4.29 ผลการศึกษาร้อยละของผลิตภัณฑ์ในน้ำที่จากระบบ CL โดยการเติม MgO ที่ค่า pH แตกต่างกัน

### 3) สรุปผลของค่า pH ในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ผลการศึกษาผลของค่า pH ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon โดยการเติมสารเคมีด้วย MgO ที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM และปรับค่า pH ที่แตกต่างกัน พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำจากระบบ UASB และ CL มีค่าเพิ่มขึ้น แต่เมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดมีแนวโน้มลดลง โดยมีค่าประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุดที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 มีค่าเท่ากับร้อยละ 78.79 สำหรับน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ 80.37 สำหรับน้ำทิ้งจากระบบ CL และเมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้น พบว่ามีค่าร้อยละของฟอสฟอรัสของ MAP\_WAXS สูงสุดร้อยละ 77.40 และ 79.68 ตามลำดับ สอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ข้อมูลด้วยโปรแกรม MINTEQA เพื่อทำนายสถานะการเกิดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ ในช่วง pH 7.0 – 9.5 พบว่าร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้ของ MAP\_MINTEQA มีค่าใกล้เคียงกับร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้จากการวิเคราะห์ MAP\_WAXS และ MAP\_Removal ในขณะที่ช่วง pH มากกว่า 9.5 จะพบว่ามีค่าแตกต่างกัน เนื่องจากในสภาพน้ำจริงมีไอออนของโลหะอื่นละลายอยู่ด้วย สามารถเกิดการตกผลึกเป็นสารประกอบชนิดอื่นได้ น้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  และมีร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB อาจเนื่องด้วยองค์ประกอบของน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพมักจะมีไอออนจำนวนมากที่ส่งผลต่อการก่อตัวของสตรูไวท์ เช่น  $Ca^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Al^{3+}$  และ  $CO_3^{2-}$  และโลหะหนักซึ่งสามารถทำปฏิกิริยากับ  $PO_4^{3-}$  ก่อตัวเป็นสารประกอบออสติฐาน การมีอยู่ของสิ่งเจือปนเหล่านี้จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  และ  $NH_4^+$  ลดลง และเพิ่มผลพลอยได้ที่เพิ่มขึ้นในตะกอนที่เกิดขึ้น ดังนั้น ในขั้นตอนการศึกษาหาระยะเวลาการตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยวิธีการเติม MgO ที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM จึงเลือกใช้ค่า pH เท่ากับ 9.5 เนื่องจากเป็นค่า pH ที่เหมาะสมในน้ำทิ้งจากระบบจากผลิตก๊าซชีวภาพการศึกษาที่มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งได้สูงสุดและมีปริมาณร้อยละของฟอสฟอรัสที่มากเพียงพอ

#### 4.3.2.2 การศึกษาผลของ pH จากน้ำทิ้งด้วยการเติมสาร $KH_2PO_4$

ในการศึกษาผลของ pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon และนำไปหาร้อยละของฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้น โดยการเติมสารเคมีด้วย  $KH_2PO_4$  กำหนดให้ค่าอัตราส่วนโมลของ  $PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM และปรับค่า pH ที่แตกต่างกัน มีรายละเอียดชุดการทดลอง ดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 ตัวอย่างเป็นน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการปรับค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M แล้วทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

ชุดการทดลองที่ 2 ตัวอย่างเป็นน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยการปรับค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 6 M แล้วทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

หลังจากนั้นควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสภาวะในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 กำหนดระยะเวลาในการตกตะกอนเท่ากับ 48 ชั่วโมง ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำและร้อยละของผลึกตะกอนสตรูโวทีในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

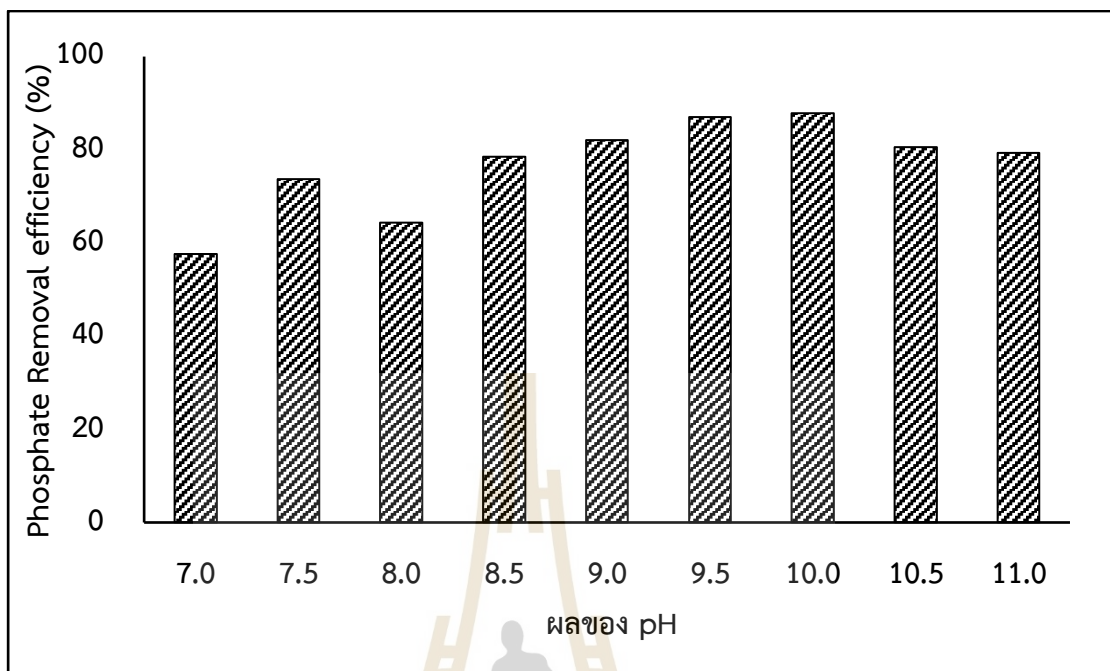
### 1) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 1 ผลของ pH ในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB

จากผลการศึกษา pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่างน้ำทิ้ง UASB โดยวิธีการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM และทำการปรับค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 แล้วเปรียบเทียบกับชุด Control จากตารางที่ 4.19 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 – 10.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 57.64 เป็น 83.26 ดังแสดงในรูปที่ 4.30 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.0 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยจากร้อยละ 83.26 เหลือร้อยละ 79.22 และที่ pH 10.0 จะมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดเท่ากับร้อยละ 83.26 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 10.5 ส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 36.10 เป็น 53.64 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.5 เป็น 11.0 พบว่าส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยและมีค่าไม่แตกต่างกันจากร้อยละ 53.64 เหลือร้อยละ 52.98 ในขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 11.0 ส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 42.37 เป็น 85.84 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้ทำการปรับค่า pH พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 19.25, 10.56 และ 10.56 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าเมื่อทำการปรับค่า pH เท่ากับ 10.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุด และมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเพิ่มขึ้น



ตารางที่ 4.19 ผลของ pH ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  จากน้ำทิ้งระบบ UASB

| น้ำทิ้งจากระบบ | อัตราส่วนโมล (mM)        | ผลของ pH | pH หลังตกตะกอน | น้ำหนักตะกอนทั้งหมด (g/L) | น้ำหนักสตรูไวท์ (g/L) | ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                 |                    |
|----------------|--------------------------|----------|----------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|-----------------|--------------------|
|                |                          |          |                |                           |                       |                                 | $\text{Mg}^{2+}$        | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |
| UASB           | $\text{PO}_4^{3-} = 1.8$ | Control  | 8.14           | 0.0623                    | 0.0129                | 20.78                           | 10.56                   | 12.60           | 19.25              |
|                |                          | 7.0      | 7.89           | 0.3289                    | 0.1829                | 55.62                           | 36.10                   | 42.37           | 57.64              |
|                |                          | 7.5      | 8.16           | 0.3494                    | 0.2064                | 59.06                           | 31.67                   | 49.73           | 63.86              |
|                |                          | 8.0      | 8.35           | 0.3540                    | 0.2195                | 62.01                           | 35.55                   | 56.37           | 64.35              |
|                |                          | 8.5      | 8.61           | 0.4116                    | 0.2689                | 65.32                           | 43.30                   | 60.68           | 70.52              |
|                |                          | 9.0      | 8.89           | 0.4323                    | 0.2879                | 66.59                           | 45.25                   | 76.66           | 75.46              |
|                |                          | 9.5      | 9.40           | 0.5867                    | 0.4420                | 75.33                           | 47.80                   | 74.69           | 82.09              |
|                |                          | 10.0     | 9.69           | 0.6829                    | 0.5515                | 80.76                           | 51.05                   | 76.07           | 83.26              |
|                |                          | 10.5     | 10.38          | 1.3218                    | 0.8401                | 63.56                           | 53.64                   | 82.89           | 80.55              |
|                |                          | 11.0     | 10.57          | 1.6335                    | 0.9432                | 57.74                           | 52.98                   | 85.84           | 79.22              |



รูปที่ 4.30 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

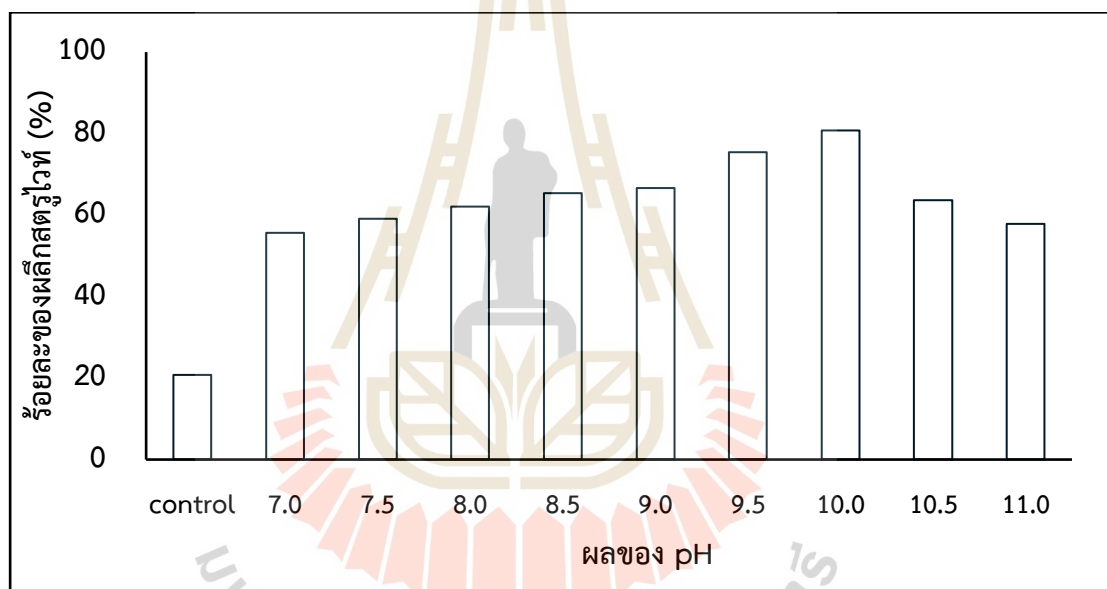
การปรับค่า pH ในน้ำส่งผลต่อความสามารถในการละลายน้ำและรูปแบบของไอออน  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  จากรูปที่ 4.23 (ก) โดยพบว่าที่ pH 7.0 – 9.5 ไอออนของฟอสเฟตจะเปลี่ยนจาก  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  เป็น  $\text{HPO}_4^{2-}$  เมื่อมีค่า pH มากกว่า 9.5 แต่ไม่เกิน pH 11.0 รูปของฟอสฟอรัสทั้งหมดจะอยู่ในรูปของ  $\text{HPO}_4^{2-}$  ซึ่งมีความสามารถในการละลายน้ำได้ดีและสามารถรวมตัวกับไอออนชนิดอื่น ๆ สอดคล้องกับผลในครั้งนี้นี้ คือ เมื่อเพิ่มค่า pH เท่ากับ 10.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดร้อยละ 83.26 เนื่องจากที่ค่า pH เท่ากับ 10.0 ฟอสฟอรัสทั้งหมดอยู่ในรูป  $\text{HPO}_4^{2-}$  ซึ่งสามารถรวมตัวกับไอออนชนิดอื่น ๆ ได้ดีและเกิดการตกตะกอนแยกออกจากน้ำได้ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดเพิ่มขึ้น ในขณะที่เมื่อเพิ่มค่า pH > 10.0 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดลดลงเล็กน้อย ขณะที่รูปของ  $\text{NH}_4^+$  สามารถเปลี่ยนเป็น  $\text{NH}_3$  เพิ่มมากขึ้นที่ค่า pH ตั้งแต่ 9.0 และเปลี่ยนเป็น  $\text{NH}_3$  โดยสมบูรณ์เมื่อค่า pH > 10.0 ทำให้  $\text{NH}_3$  ถูกการกำจัดออกจากน้ำโดยเกิดการระเหยออกจากน้ำ ซึ่งมีความสอดคล้องกับผลของค่า pH ในครั้งนี้นี้ คือ เมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 9.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 42.37 เป็น 76.66 และเมื่อเพิ่มค่า pH > 9.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นสูงสุดร้อยละ 85.84 เนื่องจาก  $\text{NH}_4^+$  ถูกเปลี่ยนเป็น  $\text{NH}_3$  เมื่อมีค่า pH เพิ่มขึ้น การกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำจะพบว่ามี

$Mg^{2+}$  จะคงรูปที่ pH 0 – 10.0 แต่จะเปลี่ยนเป็น  $MgOH^+$  เมื่อ pH เพิ่มขึ้นและเกิดการตกตะกอนเป็น  $Mg(OH)_2$  ที่ค่า pH > 10.0 ซึ่งมีความสอดคล้องกับผลของค่า pH ในครั้งนี้ คือ เมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 10.5 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  มีแนวโน้มเพิ่มจากร้อยละ 36.10 เป็น 53.64 และเมื่อเพิ่มค่า pH > 10.5 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  มีค่าลดลงไม่แตกต่างกันเท่ากับร้อยละ 52.98 เนื่องจากการเพิ่ม pH อยู่ในช่วง 10.0- 10.5 จะทำให้มีปริมาณ  $OH^-$  ในน้ำเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้  $OH^-$  ทำปฏิกิริยากับ  $Mg^{2+}$  เกิดเป็น  $MgOH^+$  ซึ่งสามารถจับกับรูป  $HPO_4^{2-}$  และถูกกำจัดออกจากน้ำในรูป  $MgHPO_4$  ได้ และยังพบการตกตะกอนในรูปของ  $Mg(OH)_2$  ร่วมด้วย จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มค่า pH เท่ากับ 10.0 ในน้ำที่ UASB จะสามารถพบรูป  $HPO_4^{2-}$  ,  $NH_3$  ,  $MgOH^+$  และ  $Mg(OH)_2$  เนื่องจากอยู่ในรูปที่สามารถกำจัดได้ง่ายและสามารถรวมตัวกันทำให้ตกตะกอนได้ดี ดังนั้นที่ค่า pH เท่ากับ 10.0 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำที่ได้นี้ขึ้น โดยเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  มีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดสูงกว่าร้อยละ 80.0

การเติม  $KH_2PO_4$  เมื่อละลายน้ำจะแตกตัวเป็น  $H^+$  และ  $H_2PO_4^-$  ที่ค่า pH < 8.0 (Rittmann and McCarty, 2001; House J., 2007; Laura et al., 2021) ซึ่งการเติม  $KH_2PO_4$  ที่เพิ่มขึ้น จะส่งผลทำให้ความเข้มข้นของ  $H^+$  ที่แตกตัวออกมาเพิ่มขึ้นและมีค่า pH ลดลงต่ำกว่า 8.0 ซึ่งไม่เหมาะสมแก่การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ แต่เมื่อทำการเติม NaOH เพื่อเพิ่มค่า pH ให้มากกว่า 8.0 รูปของ  $H_2PO_4^-$  จะแตกตัวให้  $H^+$  และรูป  $HPO_4^{2-}$  และรูป  $PO_4^{3-}$  เพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นรูปที่เหมาะสมต่อการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ จากผลการศึกษาในครั้งนี้สอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงสุดที่ค่า pH เท่ากับ 10.0 ซึ่งเป็นช่วงที่จะพบอยู่ในรูป  $HPO_4^{2-}$  ซึ่งเป็นรูปที่สามารถรวมตัวกับ  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  เพื่อเกิดเป็นตะกอนผลึก  $MgNH_4PO_4 \cdot H_2O$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ UASB มีค่าเพิ่มขึ้น

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 4.31 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำ ส่งผลทำให้ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามค่า pH ที่เพิ่มขึ้น พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.3289 - 1.6335 g/L (ตาราง 4.19) และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 10.0 ส่งผลให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 55.62 เป็น 80.76 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.0 เป็น 11.0 ส่งผลให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ลดลงจากร้อยละ 80.76 เป็น 57.74 ซึ่งมีความแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้ปรับค่า pH โดยมีปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ที่ 0.0623 g/L และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เท่ากับร้อยละ 20.78 เนื่องการปรับค่า pH มีผลต่อความสามารถในการละลายของ  $PO_4^{3-}$  ,  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  ซึ่งเป็นองค์ประกอบสำคัญของการตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์ โดยพบว่าค่า pH เหมาะสมสำหรับการตกตะกอนสตรูไวท์ในช่วง 8.0–10.5 ซึ่งการตกตะกอนจะเกิดมากที่สุดเมื่อค่า pH อยู่ในช่วง 9.0 - 10.5 แต่เมื่อมีค่า pH มากกว่า

10.0 ความสามารถในการละลายในรูปของ  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  ลดลง ซึ่งจะเกิดการตกตะกอนของผลึกสตรูไวท์ลดลงและไม่เหมาะสมต่อการตกตะกอนของผลึกสตรูไวท์ เนื่องจากการเพิ่มค่า pH เพิ่มขึ้นจะสามารถเกิดสารประกอบอื่นร่วมกับฟอสเฟตและเกิดการตกตะกอนเป็น  $Ca_5(PO_4)_3(OH)$  หรือ  $Mg_3(PO_4)_2$  ส่งผลทำให้คุณภาพของผลึกสตรูไวท์มีความบริสุทธิ์ลดลงในสภาวะที่ค่า pH ของสารละลายมีค่ามากกว่า 10.0 อีกทั้ง ยังส่งผลทำให้รูป  $NH_4^+$  เปลี่ยนสถานะเป็นแก๊ส  $NH_3$  ซึ่งไม่สามารถตกตะกอนร่วมกับ  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  มีความสอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ ซึ่งพบว่าเมื่อเพิ่ม pH มากกว่า 10.0 พบว่าผลึกสตรูไวท์ที่พบมีแนวโน้มลดลงจาก 80.76 เป็นร้อยละ 57.74 ที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 11 และพบว่าที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 10.0 มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่สูงสุดร้อยละ 80.76



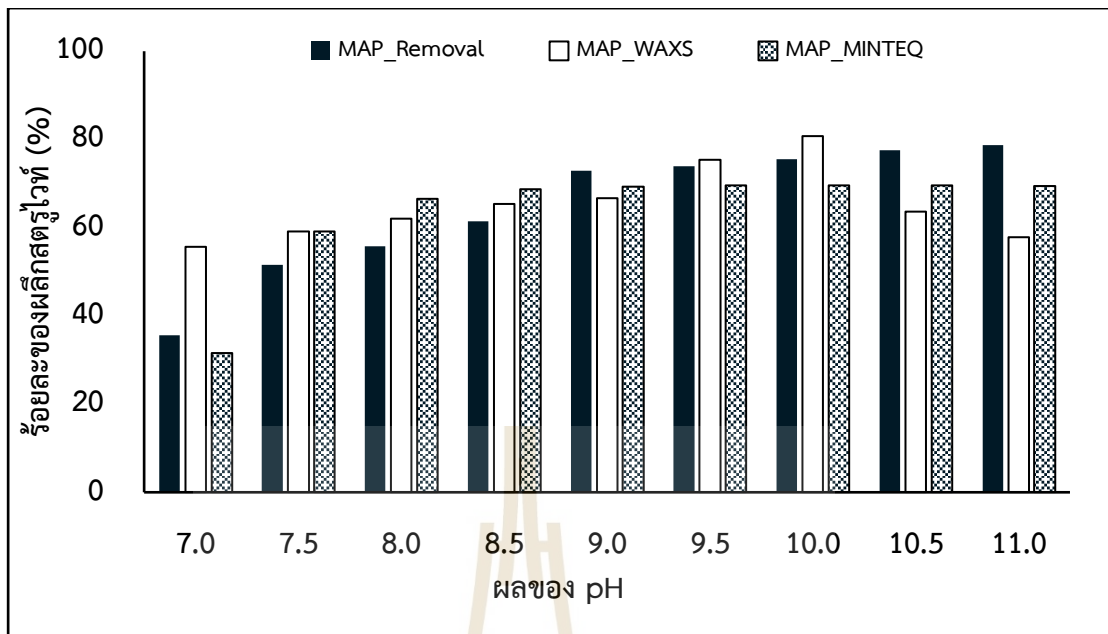
รูปที่ 4.31 ผลของ pH ต่อร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $KH_2PO_4$

เมื่อนำข้อมูลของชุดการทดลองที่ 1 ไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ เพื่อทำนายการเกิดผลึกสตรูไวท์ MAP\_MINTEQ ดังแสดงในตารางที่ 4.20 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำจาก 7.0 เป็น 8.0 ส่งผลทำให้ร้อยละของ MAP\_MINTEQ มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 31.56 เป็น 66.52 และเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อค่า pH ในน้ำให้อยู่ในช่วง 8.0 - 11.0 มีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 66.52 - 69.41 ใกล้เคียงกับผลการคำนวณร้อยละของ MAP\_Removal ที่เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ในช่วง pH 9.0 - 11.0 ในขณะที่เมื่อนำผลการวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ด้วยเครื่อง WAXS พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 10.0 ร้อยละของ MAP\_WAXS มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 55.62 เป็น 80.76 และเริ่มมีค่าลดลงเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.0 เป็น

11.0 ส่งผลทำให้มีร้อยละของฟอสฟอรัสที่ลดลงจาก 80.76 เป็น 57.74 แตกต่างจากผลการวิเคราะห์จากโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ และผล MAP\_Removal จากผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4.32 จะเห็นได้ว่าในช่วงค่า pH 7.0 - 10.0 ร้อยละของฟอสฟอรัสที่ลดลงจากการทำนายสภาวะการเกิดฟอสฟอรัสของ MAP\_MINTEQ ร้อยละของฟอสฟอรัสของ MAP\_Removal และผลการวิเคราะห์ร้อยละฟอสฟอรัสของ MAP\_WAXS ค่าใกล้เคียงกันและมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 31.56 – 69.56, 35.45 – 75.43 และ 55.62 – 80.76 ตามลำดับ แต่เมื่อเพิ่มค่า pH มากกว่า 10.0 พบว่า MAP\_WAXS กลับมีแนวโน้มลดลงจากร้อยละ 80.76 เป็น 57.74 ขณะที่ MAP\_MINTEQ และ MAP\_Removal เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ เนื่องมาจากการคำนวณจะพิจารณาการตกตะกอนฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นจากความเข้มข้นของไอออนเพียง 3 ชนิด คือ  $PO_4^{3-}$ ,  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  เท่านั้น ในขณะที่การตกตะกอนฟอสฟอรัสที่ได้จาก MAP\_WAXS จะเกิดขึ้นในสภาวะจริงของน้ำทิ้ง UASB ซึ่งมีปริมาณไอออนชนิดอื่นละลายอยู่ด้วย จึงสามารถเกิดสารประกอบอื่นร่วมกับไอออนหลักทั้ง 3 ชนิด แทนการเกิดฟอสฟอรัสได้ จึงส่งผลทำให้เมื่อเพิ่มค่า pH สูงกว่า 10.0 มีร้อยละของฟอสฟอรัสของ MAP\_WAXS มีค่าลดลง ดังนั้น จากผลการศึกษาในครั้งนี้ พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH เท่ากับ 10.0 ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำสูงสุดร้อยละ 83.26 และพบว่ามีร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้สูงสุดเท่ากับ 80.76

ตารางที่ 4.20 ผลการศึกษาร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยการเติมสาร  $KH_2PO_4$  ที่ pH ต่างกัน

| น้ำทิ้งจากระบบ | สารที่เติม | อัตราส่วนโมล (mM) | ผลของ pH | เปรียบเทียบผลร้อยละ   |       |        |
|----------------|------------|-------------------|----------|-----------------------|-------|--------|
|                |            |                   |          | ของฟอสฟอรัสที่ได้ (%) |       |        |
|                |            |                   |          | Removal               | WAXS  | MINTEQ |
| UASB           | $KH_2PO_4$ | $PO_4^{3-} = 1.8$ | 7.0      | 35.54                 | 55.62 | 31.56  |
|                |            |                   | 7.5      | 51.55                 | 59.06 | 59.09  |
|                |            |                   | 8.0      | 55.75                 | 62.01 | 66.52  |
|                |            |                   | 8.5      | 61.47                 | 65.32 | 68.66  |
|                |            |                   | 9.0      | 72.80                 | 66.59 | 69.31  |
|                |            |                   | 9.5      | 73.92                 | 75.33 | 69.51  |
|                |            |                   | 10.0     | 75.43                 | 80.76 | 69.56  |
|                |            |                   | 10.5     | 77.46                 | 63.56 | 69.54  |
|                |            |                   | 11.0     | 78.67                 | 57.74 | 69.41  |



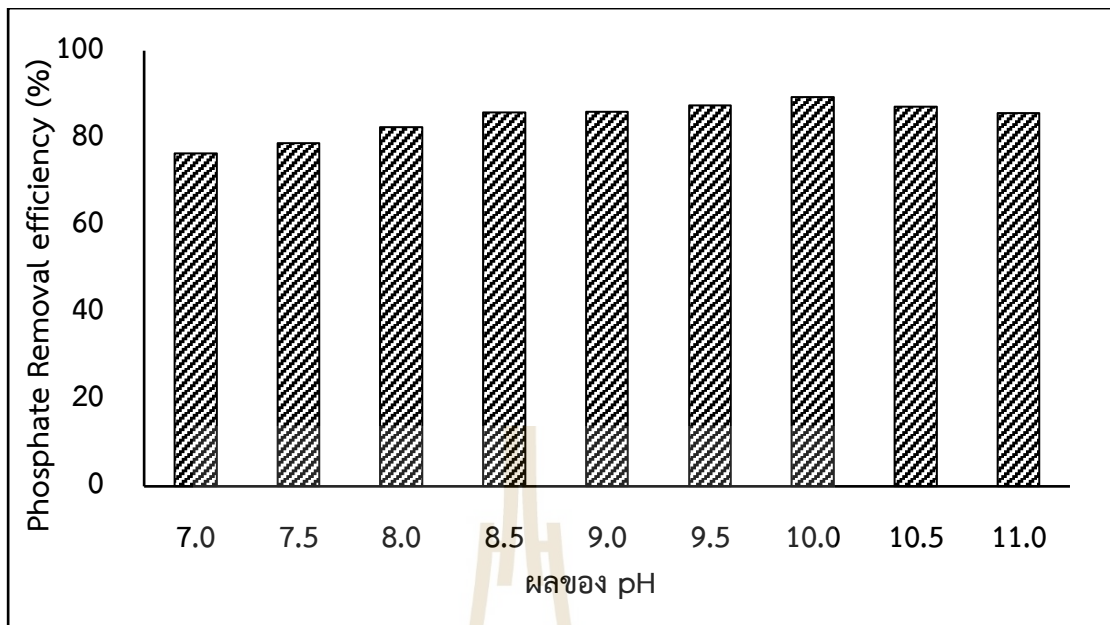
รูปที่ 4.32 ผลการศึกษาร้อยละของฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัดในน้ำทิ้งจาก UASB โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่ ค่า pH แตกต่างกัน

## 2) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 2 ผลของ pH ในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ Covered lagoon

จากผลการศึกษา pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่างน้ำทิ้ง UASB โดยวิธีการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM และทำการปรับค่า pH เท่ากับ 7.0, 7.5, 8.0, 8.5, 9.0, 9.5, 10.0, 10.5 และ 11.0 แล้วเปรียบเทียบกับชุด Control ดังแสดงในตารางที่ 4.21 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 – 10.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 76.33 เป็น 89.32 ดังแสดงในรูปที่ 4.33 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.0 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยจากร้อยละ 89.32 เหลือร้อยละ 85.65 และที่ pH 10.0 จะมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดเท่ากับร้อยละ 89.32 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 9.5 ส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 29.50 เป็น 45.95 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 9.5 เป็น 11.0 พบว่าส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  มีค่าลดลงจากร้อยละ 45.95 เป็น 36.45 ในขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 11.0 ส่งผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 52.67 เป็น 80.04 ซึ่งมีค่าแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้ทำการปรับค่า pH พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่ากับร้อยละ 18.75, 12.35 และ 15.16 ตามลำดับ

ตารางที่ 4.21 ผลของ pH ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  จากน้ำทิ้งระบบ Covered lagoon

| น้ำทิ้งจากระบบ | อัตราส่วนโมล (mM)        | ผลของ pH | pH หลังตกตะกอน | น้ำหนักตะกอนทั้งหมด (g/L) | น้ำหนักสตรูไวท์ (g/L) | ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                 |                    |
|----------------|--------------------------|----------|----------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|-----------------|--------------------|
|                |                          |          |                |                           |                       |                                 | $\text{Mg}^{2+}$        | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |
| CL             | $\text{PO}_4^{3-} = 1.8$ | Control  | 8.25           | 0.0517                    | 0.0107                | 20.65                           | 12.35                   | 15.16           | 18.75              |
|                |                          | 7.0      | 7.92           | 0.1121                    | 0.0580                | 51.75                           | 29.50                   | 52.67           | 76.33              |
|                |                          | 7.5      | 8.07           | 0.1279                    | 0.0709                | 55.45                           | 37.84                   | 55.51           | 78.79              |
|                |                          | 8.0      | 8.39           | 0.1330                    | 0.0839                | 63.11                           | 35.13                   | 62.03           | 82.40              |
|                |                          | 8.5      | 8.67           | 0.1655                    | 0.1117                | 67.50                           | 40.65                   | 68.12           | 85.73              |
|                |                          | 9.0      | 8.92           | 0.2897                    | 0.2152                | 74.28                           | 44.78                   | 70.35           | 85.95              |
|                |                          | 9.5      | 9.35           | 0.3828                    | 0.2938                | 76.76                           | 45.95                   | 73.22           | 87.40              |
|                |                          | 10.0     | 9.78           | 0.5982                    | 0.5101                | 85.28                           | 42.97                   | 74.70           | 89.32              |
|                |                          | 10.5     | 10.31          | 0.6043                    | 0.4463                | 73.85                           | 38.51                   | 77.13           | 87.10              |
|                |                          | 11.0     | 10.59          | 0.6416                    | 0.3444                | 53.68                           | 36.45                   | 80.04           | 85.65              |



รูปที่ 4.33 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

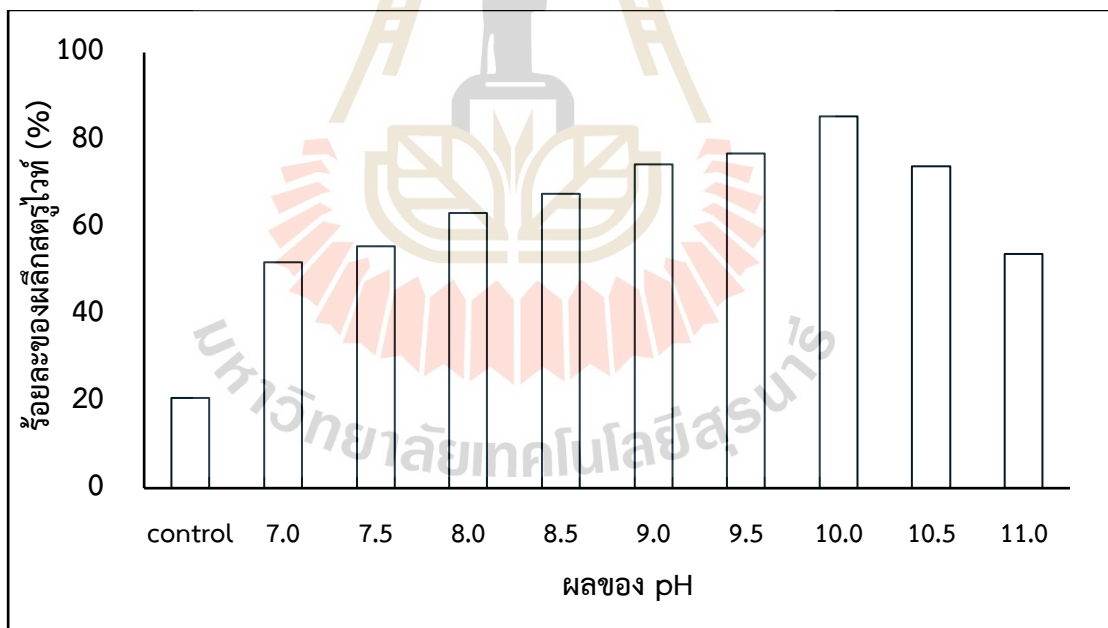
จะเห็นได้ว่าเมื่อทำการปรับค่า pH เท่ากับ 10.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุด และมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเพิ่มขึ้น

จากผลการศึกษาที่กล่าวมาข้างต้นจะเห็นได้ว่าแนวโน้มประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{NH}_4^+$  สอดคล้องกับผลการศึกษาชุดทดลองที่ 1 ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB ส่วนประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  พบว่ามีค่าสูงสุดที่ pH เท่ากับ 9.5 สำหรับระบบ UASB และ pH 10.5 สำหรับระบบ CL เนื่องจากการเพิ่ม pH มากกว่า 9.5 จะทำให้มีปริมาณ  $\text{OH}^-$  ในน้ำเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้  $\text{OH}^-$  ทำปฏิกิริยากับ  $\text{Mg}^{2+}$  เกิดเป็น  $\text{MgOH}^+$  ซึ่งสามารถจับกับรูป  $\text{HPO}_4^{2-}$  และถูกกำจัดออกจากน้ำในรูป  $\text{MgHPO}_4$  ได้ จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มค่า pH เท่ากับ 10.0 ในน้ำทิ้ง UASB จะสามารถพบในรูป  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{MgOH}^+$  และ  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  เนื่องจากอยู่ในรูปที่สามารถกำจัดได้ง่ายและสามารถรวมตัวกันทำให้ตกตะกอนได้ดี ดังนั้น จากผลการศึกษาพบว่าที่ pH 10.0 รูปของ  $\text{HPO}_4^{2-}$  จะรวมตัวกับ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เพื่อเกิดตะกอนผลึก  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารในน้ำ CL เพิ่มขึ้น เช่นเดียวกับผลการศึกษาที่พบในน้ำทิ้ง UASB

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นโดยเครื่อง WAXS ดังแสดงในรูปที่ 4.34 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำส่งผลทำให้ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นตามค่า pH ที่เพิ่มขึ้น พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.1121 - 0.6416 g/L (ตาราง 4.21) และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 10.0 ส่งผลให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ



51.75 เป็น 85.28 และเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.0 เป็น 11.0 ส่งผลให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ลดลง จากร้อยละ 85.28 เป็น 53.68 ซึ่งมีความแตกต่างกับชุด Control ที่ไม่ได้ปรับค่า pH โดยมีปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกอยู่ที่ 0.0517 g/L และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เท่ากับร้อยละ 20.65 เนื่องจากการปรับค่า pH มีผลต่อความสามารถในการละลายของ  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ซึ่งเป็นองค์ประกอบสำคัญของการตกตะกอนเป็นผลึกสตรูไวท์ โดยพบว่าค่า pH เหมาะสมสำหรับการตกตะกอนสตรูไวท์อยู่ในช่วง 8.0–10.5 ซึ่งการตกตะกอนจะเกิดมากที่สุดเมื่อค่า pH อยู่ในช่วง 9.0 - 10.5 แต่เมื่อมีค่า pH > 10.0 ความสามารถในการละลายในรูปของ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ลดลง จึงทำให้เกิดการตกตะกอนของผลึก สตรูไวท์ลดลง สามารถเกิดสารประกอบชนิดอื่นร่วมกับฟอสเฟตเช่นเกิดการตกตะกอนเป็น  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$  หรือ  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$  ส่งผลทำให้คุณภาพของผลึกสตรูไวท์มีความบริสุทธิ์ลดลงในสภาวะที่ค่า pH ของสารละลายมีค่ามากกว่า 10.0 และรูป  $\text{NH}_4^+$  เปลี่ยนสถานะเป็นแก๊ส  $\text{NH}_3$  ซึ่งไม่สามารถตกตะกอนร่วมกับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  มีความสอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ ซึ่งพบว่าเมื่อเพิ่ม pH จาก 10.0 เป็น 11.0 ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่พบมีแนวโน้มลดลงจาก 85.28 เป็น 53.68 และพบว่าที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 10.0 มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้สูงสุตร้อยละ 85.28

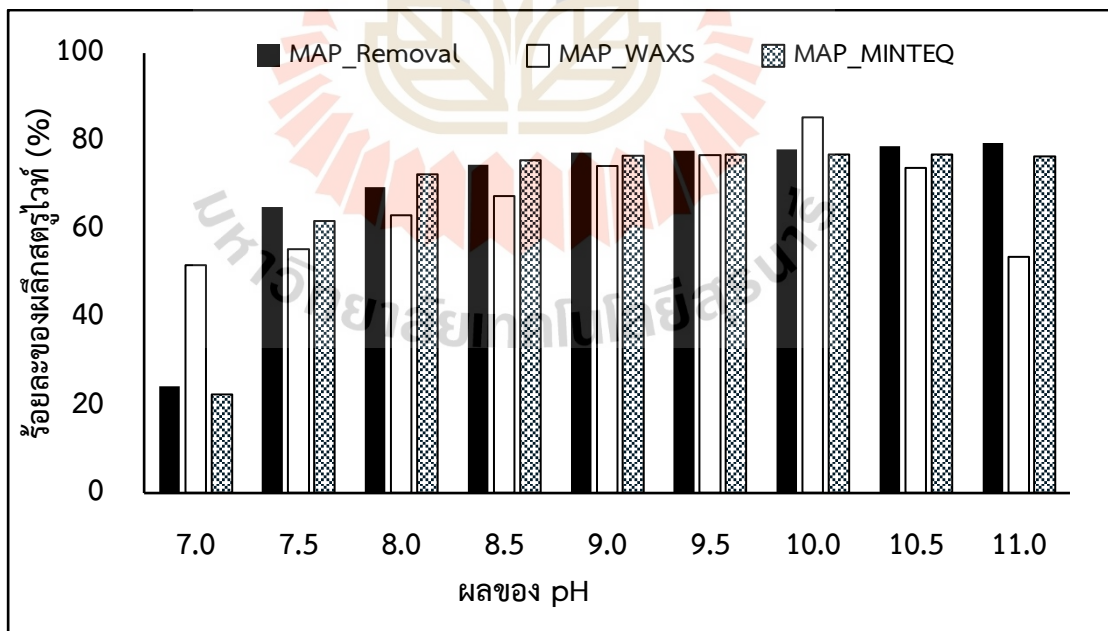


รูปที่ 4.34 ผลของ pH ต่อร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

เมื่อนำข้อมูลของชุดการทดลองที่ 2 ไปวิเคราะห์ด้วยโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ เพื่อทำนายการเกิดผลึกสตรูไวท์ MAP\_MINTEQ ดังแสดงในตารางที่ 4.22 พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำจาก 7.0 เป็น 8.5 ส่งผลทำให้ร้อยละของ MAP\_MINTEQ มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 22.37 เป็น 75.59 และเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่เมื่อค่า pH ในน้ำให้อยู่ในช่วง 8.5 - 11.0 มีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 75.59 - 76.54 สอดคล้องกับผลการคำนวณร้อยละของ MAP\_Removal ในขณะที่ผลการวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ด้วยเครื่อง WAXS พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 7.0 เป็น 10.0 ร้อยละของ MAP\_WAXS มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 51.75 เป็น 85.28 และมีค่าลดลงเมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.0 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ลดลงจาก 85.28 เป็น 53.68 แตกต่างจากผลการวิเคราะห์จากโปรแกรมแบบจำลองสมดุลทางเคมี Visual MINTEQ จากผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4.35 จะเห็นได้ว่าในช่วงค่า pH 7.0 - 10.0 การทำนายสภาวะการเกิดผลึกสตรูไวท์ของ MAP\_MINTEQ ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ของ MAP\_Removal และผลการวิเคราะห์ร้อยละผลึกสตรูไวท์ MAP\_WAXS มีความสอดคล้องกันโดยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและมีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 22.37-76.92, 25.77 - 79.08 และ 51.75 - 85.28 ตามลำดับ แต่เมื่อปรับค่า pH สูงกว่า 10.0 พบว่า MAP\_WAXS มีแนวโน้มลดลง ขณะที่ MAP\_MINTEQ และ MAP\_Removal เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ เนื่องจากการคำนวณจะพิจารณาการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ที่อาจเกิดขึ้นจากความเข้มข้นของไอออนเพียง 3 ชนิด คือ  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  เท่านั้น ในขณะที่การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ที่ได้จาก MAP\_WAXS จะเกิดขึ้นในสภาวะจริงของน้ำทิ้ง UASB ซึ่งมีปริมาณไอออนชนิดอื่นละลายอยู่ด้วย ดังนั้น จึงสามารถเกิดสารประกอบอื่นร่วมกับไอออนหลักทั้ง 3 ชนิด แทนการเกิดผลึกสตรูไวท์ได้ จึงส่งผลทำให้เมื่อเพิ่มค่า pH สูงกว่า 10.0 มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ MAP\_WAXS มีค่าลดลง ดังนั้น จากผลการศึกษาในครั้งนี้ พบว่าเมื่อค่า pH ในน้ำทิ้งจากระบบ CL เท่ากับ 10.0 มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำสูงสุดร้อยละ 89.32 และพบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้สูงสุดเท่ากับ 85.28 เช่นเดียวกับผลการศึกษาในชุดการทดลองที่ 1 ในน้ำทิ้ง UASB

ตารางที่ 4.22 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้จากการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ, เครื่อง WAXS และโปรแกรม MINTEQ ในน้ำที่จากระบบ CL ด้วยการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่ pH แตกต่างกัน

| น้ำที่จากระบบ | สารที่เติม | อัตราส่วนโมล (mM) | ผลของ pH | เปรียบเทียบผลร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) |       |                        |
|---------------|------------|-------------------|----------|--|-------|------------------------|
|               |            |                   |          | Removal                                      | WAXS  | MINTEQ                 |
|               |            |                   |          | CL   | MgO   | $\text{Mg}^{2+} = 1.0$ |
|               |            |                   | 7.5      | 64.96  | 55.45 | 61.82                  |
|               |            |                   | 8.0      | 69.44  | 63.11 | 72.45                  |
|               |            |                   | 8.5      | 74.21  | 67.50 | 75.59                  |
|               |            |                   | 9.0      | 75.65  | 74.28 | 76.56                  |
|               |            |                   | 9.5      | 77.73  | 76.76 | 76.85                  |
|               |            |                   | 10.0     | 79.08  | 85.28 | 76.92                  |
|               |            |                   | 10.5     | 78.84  | 73.85 | 76.85                  |
|               |            |                   | 11.0     | 79.28  | 53.68 | 76.54                  |



รูปที่ 4.35 ผลการศึกษาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำที่จากระบบ CL โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่ ค่า pH แตกต่างกัน

### 3) สรุปผลของค่า pH ในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาผลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered Lagoon โดยการเติมสารเคมีด้วย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM และปรับค่า pH ที่แตกต่างกัน พบว่าเมื่อเพิ่มค่า pH ในน้ำ ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำจากระบบ UASB และ CL มีค่าเพิ่มขึ้น แต่เมื่อเพิ่มค่า pH จาก 10.0 เป็น 11.0 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มลดลง โดยมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดที่ค่า pH เท่ากับ 10.0 มีค่าเท่ากับร้อยละ 83.26 สำหรับน้ำทิ้งจากระบบ UASB และร้อยละ 89.32 สำหรับน้ำทิ้งจากระบบ CL และเมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของฟอสฟอรัส พบว่ามีค่าร้อยละของฟอสฟอรัสของ MAP\_WAXS สูงสุดเท่ากับ 80.76 และ 85.28 ตามลำดับ ผลการวิเคราะห์ข้อมูลด้วยโปรแกรม MINTEQA2 เพื่อทำนายสถานะการเกิดฟอสฟอรัส พบว่าร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้ของ MAP\_MINTEQA2 มีความสอดคล้องกับร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้จากการวิเคราะห์ MAP\_WAXS และ MAP\_Removal ในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ ในช่วง pH 7.0 – 10.0 ในขณะที่ช่วง pH มากกว่า 10.0 จะมีความแตกต่างกัน เนื่องจากในสภาพน้ำจริงมีไอออนของโลหะอื่นละลายอยู่ด้วย โดยพบว่าในน้ำทิ้งจากระบบ Covered Lagoon มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และมีร้อยละของฟอสฟอรัสสูงกว่าน้ำทิ้งจากระบบ UASB เนื่องจากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพมักมีไอออนของโลหะหลายชนิดที่สามารถทำปฏิกิริยากับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และก่อให้เกิดสารประกอบอสัณฐาน ซึ่งการมีอยู่ของสิ่งเจือปนเหล่านี้จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ลดลง และเพิ่มผลพลอยได้ที่เพิ่มขึ้นในตะกอนที่เกิดขึ้น ดังนั้นในการศึกษาการตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยวิธีการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM จึงเลือกใช้ค่า pH เท่ากับ 10.0 เนื่องจากเป็นค่า pH ที่เหมาะสมในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งได้สูงสุด

#### 4.3.2.3 สรุปผลการศึกษาผลของค่า pH ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ผลการเติมสาร MgO ที่อัตราส่วนโมล  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ค่า pH ที่เหมาะสมในน้ำทิ้งจากระบบน้ำทิ้งก๊าซชีวภาพสรุปในตารางที่ 4.23 ผลของค่า pH ที่เหมาะสมในการเติมสารทั้งสองชนิดที่ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดและร้อยละของฟอสฟอรัสที่ได้เพื่อนำไปใช้ในการศึกษารุ่นต่อไป

ตารางที่ 4.23 สรุปผลการศึกษาผลของค่า pH และประสิทธิภาพในการตกตะกอนฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากโรงบำบัดน้ำเสีย (UASB และ Covered lagoon) ของทั้ง 2 น้ำ

| สารที่เติม                      | น้ำทิ้งจากระบบ | อัตราส่วนโมล (mM) | ผลของค่า pH | น้ำหนักสตรูไวท์ (g/L) | ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                              |                               |
|---------------------------------|----------------|-------------------|-------------|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|-------------------------------|
|                                 |                |                   |             |                       |                                 | Mg <sup>2+</sup>        | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |
| MgO                             | UASB           | 1.0               | 9.5         | 0.7436                | 77.40                           | 52.54                   | 75.68                        | 78.79                         |
|                                 | CL             | 1.0               | 9.5         | 0.4866                | 79.68                           | 45.01                   | 73.28                        | 80.37                         |
| KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | UASB           | 1.8               | 10.0        | 0.5515                | 80.76                           | 51.05                   | 76.07                        | 83.26                         |
|                                 | CL             | 1.8               | 10.0        | 0.5101                | 85.28                           | 30.07                   | 74.70                        | 89.32                         |

#### 4.3.3 ผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon และนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น โดยมีระยะเวลาการตกตะกอนที่ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง ตามลำดับ

##### 4.3.3.1 การศึกษาระยะเวลาตกตะกอนจากน้ำทิ้งด้วยการเติมสาร MgO

ในการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon และนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น โดยการเติมสารเคมีด้วย MgO กำหนดให้ค่าอัตราส่วนโมลของ Mg<sup>2+</sup> เท่ากับ 1.0 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 และตั้งระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน มีรายละเอียดชุดการทดลอง ดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 ตัวอย่างเป็นน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยกำหนดระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง แล้วทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมีและไม่ปรับค่า pH

ชุดการทดลองที่ 2 ตัวอย่างเป็นน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยกำหนดระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง แล้วทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมีและไม่ปรับค่า pH

หลังจากนั้นควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสถานะในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำและร้อยละของผลึกตะกอนสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

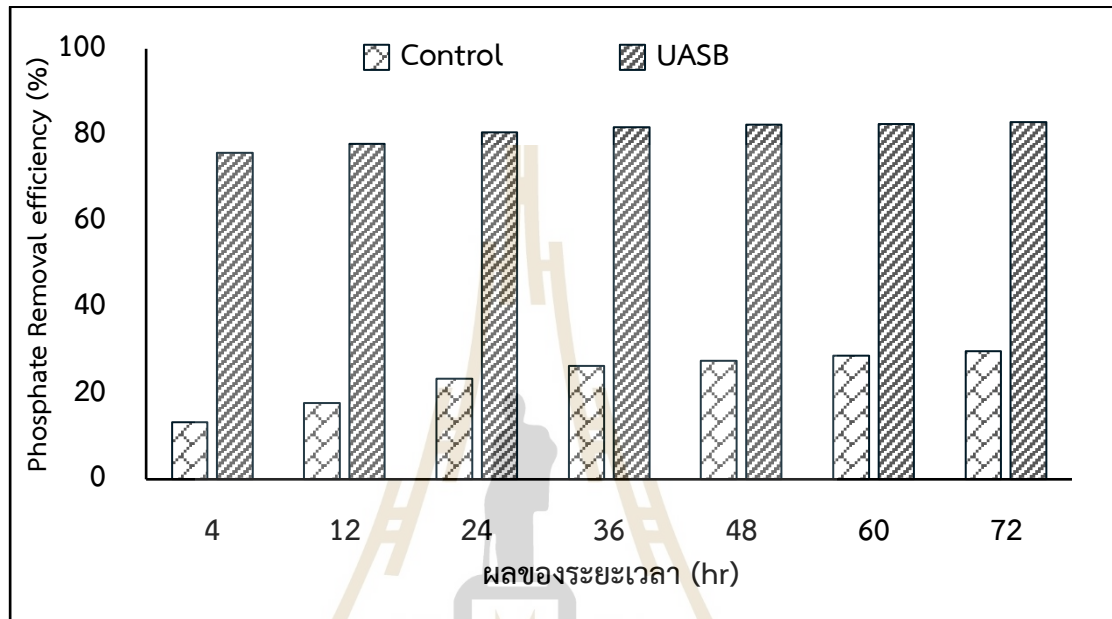
### 1) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 1 ผลของระยะเวลาในการตกตะกอน จากน้ำทิ้งของระบบ UASB

จากผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่งน้ำทิ้ง UASB โดยวิธีการเติมด้วยสาร MgO ที่อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 และมีระยะเวลาตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง ดังแสดงในตารางที่ 4.24 พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมงส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  จากร้อยละ 75.85 เป็น 81.66 ดังแสดงในตารางที่ 4.24 และรูปที่ 4.36 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ที่อยู่ในช่วงร้อยละ 81.66 - 82.95 และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงกว่า Control ที่มีระยะเวลาตกตะกอนอยู่ในช่วง 4 - 72 ชั่วโมง มีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 16.15 - 29.78 เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง ได้แก่  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  พบว่าผลการศึกษาสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  คือ เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน 4 เป็น 36 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 26.20 เป็น 45.25 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมงพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  เข้าสู่สภาวะคงที่โดยมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งอยู่ในช่วงร้อยละ 45.25 - 53.89 และมีค่าสูงกว่า Control ที่มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 20.20 - 29.07 เช่นเดียวกับประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 24 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $NH_4^+$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 86.36 เป็น 93.1 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนตั้งแต่ 36 - 72 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ที่อยู่ในช่วงร้อยละ 96.07 - 99.02 และมีค่าสูงกว่ากับชุด Control ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  พบอยู่ในช่วงร้อยละ 13.48 - 22.89 โดยพบว่าที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$ ,  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  สูงสุดร้อยละ 82.95, 53.89 และ 99.02 ตามลำดับ และจากการศึกษาของ Corre et al. (2007) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส พบว่าการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนไม่ส่งผลต่อการกำจัดปริมาณของ  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  เนื่องจากไอออนเหล่านี้สามารถตกตะกอนได้อย่างรวดเร็วเมื่อมีการปรับ pH ที่เหมาะสม ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดปฏิกิริยาร่วมกับ  $NH_4^+$  เพื่อสร้างผลิตภัณฑ์ในขณะระยะเวลาตกตะกอนส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  ได้ เนื่องจากเป็นกระบวนการที่ต้องใช้ระยะเวลาในการกำจัดเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนและทำการปรับค่า pH มากกว่า 9.0 จะส่งผลทำให้  $NH_4^+$  เปลี่ยนเป็นแก๊ส  $NH_3$  อิสระ ซึ่งสามารถระเหยออกจากน้ำได้ง่ายขึ้น แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากยิ่งขึ้นจะทำให้กระบวนการนี้เกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ ทำให้  $NH_3$  ระเหยออกจากน้ำมากขึ้น (Trotta et al., 2023) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  ที่เพิ่มมากขึ้นตามระยะเวลาการตกตะกอนที่เพิ่มมากขึ้น

ตารางที่ 4.24 ผลของระยะเวลา ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม  $Mg^{2+}$  1.0 mM และ pH 9.5 จากน้ำทิ้งระบบ UASB

| น้ำทิ้งจาก<br>ระบบ | ชุดทดลอง                           | ระยะเวลา<br>ตกตะกอน<br>(hr) | น้ำหนักตะกอน<br>ทั้งหมด (g/L) | น้ำหนัก<br>สตรูไวท์<br>(g/L) | ร้อยละของผลึก<br>สตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |          |             |
|--------------------|------------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------------|-------------------------|----------|-------------|
|                    |                                    |                             |                               |                              |                                     | $Mg^{2+}$               | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |
| UASB               | ชุด Control                        | 4                           | 0.0595                        | 0.0102                       | 17.10                               | 20.20                   | 13.48    | 13.15       |
|                    |                                    | 12                          | 0.0678                        | 0.0106                       | 15.65                               | 19.70                   | 14.59    | 17.68       |
|                    |                                    | 24                          | 0.0718                        | 0.0117                       | 16.32                               | 21.13                   | 15.31    | 23.25       |
|                    |                                    | 36                          | 0.0789                        | 0.0119                       | 15.13                               | 24.33                   | 17.38    | 26.22       |
|                    |                                    | 48                          | 0.0854                        | 0.0168                       | 19.67                               | 26.80                   | 18.98    | 27.42       |
|                    |                                    | 60                          | 0.0825                        | 0.0153                       | 18.50                               | 25.50                   | 20.39    | 28.64       |
|                    |                                    | 72                          | 0.0832                        | 0.0151                       | 18.09                               | 25.07                   | 22.89    | 29.78       |
|                    | $Mg^{2+}$ = 1.0 mM<br>และ pH = 9.5 | 4                           | 0.9335                        | 0.5018                       | 53.76                               | 26.20                   | 86.36    | 75.85       |
|                    |                                    | 12                          | 1.0106                        | 0.5656                       | 55.97                               | 34.15                   | 91.87    | 77.89       |
|                    |                                    | 24                          | 1.0234                        | 0.6075                       | 59.36                               | 39.96                   | 93.18    | 80.55       |
|                    |                                    | 36                          | 1.0549                        | 0.6529                       | 61.89                               | 45.25                   | 96.07    | 81.66       |
|                    |                                    | 48                          | 1.0609                        | 0.6737                       | 63.50                               | 50.48                   | 96.26    | 82.36       |
|                    |                                    | 60                          | 1.0712                        | 0.7097                       | 66.25                               | 53.89                   | 98.89    | 82.47       |
|                    |                                    | 72                          | 1.0735                        | 0.7201                       | 66.08                               | 57.15                   | 99.02    | 82.95       |

ดังนั้น จากผลการศึกษาในครั้งนี้พบว่า การเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เพิ่มขึ้นเล็กน้อยไม่แตกต่างกัน และเข้าสู่สภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 24 - 36 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 80.55 - 82.95

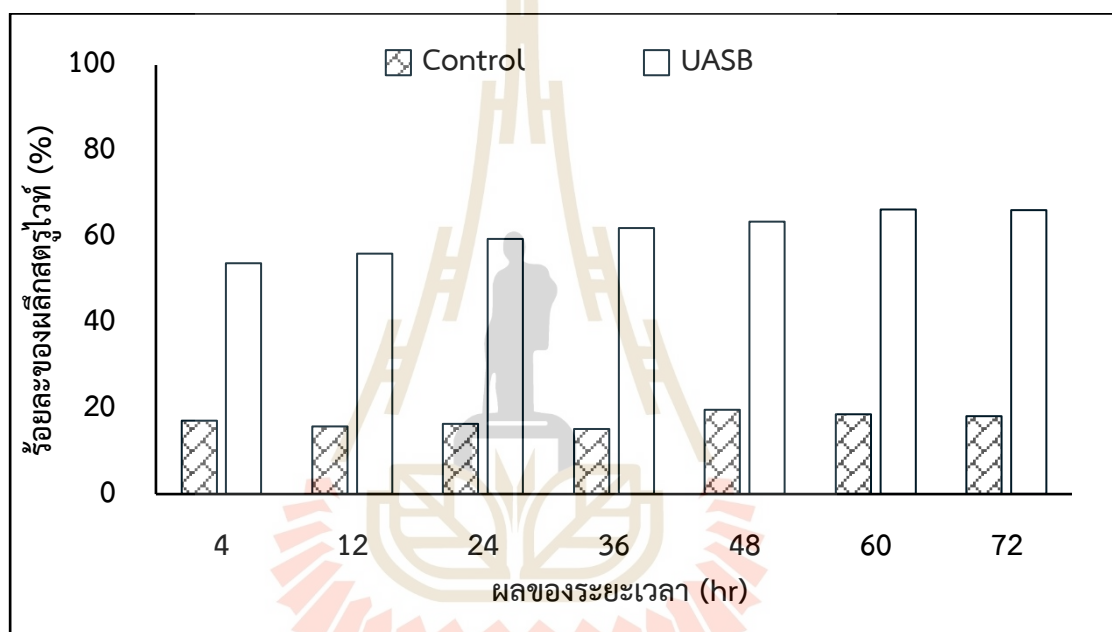


รูปที่ 4.36 ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{MgO}$  ที่อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ pH = 9.5

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นด้วยเครื่องวิเคราะห์ XRD ดังแสดงในรูปที่ 4.37 พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนส่งผลทำให้ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนของชุดการทดลอง UASB และชุด Control มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและไม่แตกต่างกันมาก พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.9335 - 1.0735 g/L และ 0.0595 - 0.0854 g/L ตามลำดับ (ตาราง 4.24) และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 24 ชั่วโมง ส่งผลให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 53.76 เป็น 59.36 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ที่อยู่ในช่วงร้อยละ 61.89 - 66.08 ซึ่งมีความแตกต่างกับชุด Control มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้อยู่ในช่วงร้อยละ 17.10 - 18.09 จะเห็นได้ว่าเมื่อระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ทั้งของชุด UASB และชุด Control เพิ่มขึ้นเล็กน้อย เนื่องจากการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจะส่งผลต่อรูป  $\text{NH}_4^+$



อ็อกซิเจนเปลี่ยนเป็นแก๊ส  $\text{NH}_3$  ได้อย่างสมบูรณ์ ซึ่งการมีอยู่ของรูป  $\text{NH}_3$  จะส่งผลต่อการตกของฟอสเฟตในรูปของฟอสเฟตที่ละลายได้ (Rahman et al., 2014) ดังนั้น การเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน ไม่ส่งผลทำให้การเกิดปฏิกิริยาการตกตะกอนร่วมกับ  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  เพื่อสร้างเป็นฟอสเฟตที่ละลายได้เพิ่มขึ้น เนื่องจาก  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเปลี่ยนรูปเป็น  $\text{NH}_3$  อย่างรวดเร็วและถูกกำจัดออกจากระบบ ดังนั้น  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่เหลืออยู่จึงเกิดปฏิกิริยาการตกตะกอนร่วมกับไอออนชนิดอื่นในน้ำที่ก่อให้เกิดเป็นสารประกอบอื่นแทน การเกิดฟอสเฟตที่ละลายได้ ได้แก่  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ ,  $\text{MgNaPO}_4$  และ  $\text{MgKPO}_4$  (Daneshgar et al., 2018; Fattah et al., 2022) ดังแสดงในตารางที่ 4.25



รูปที่ 4.37 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟอสเฟตที่ละลายได้ในน้ำที่จากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{MgO}$  ที่อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ pH = 9.5

ตารางที่ 4.25 การก่อตัวของสารประกอบอื่นที่ขัดขวางต่อการก่อตัวของสตรูไวท์

| chemical reactions when competition ion are present  | pH         | pKsp  | reference              |
|--|------------|-------|------------------------|
| $5\text{Ca}^{2+} + 3\text{PO}_4^{3-} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$                   | 7.5 - 10.0 | 58.62 | Daneshgar et al., 2018 |
| $\text{Ca}^{2+} + 2\text{OH}^- \rightarrow \text{Ca}(\text{OH})_2$   | > 9.5      | 5.3   |                        |
| $3\text{Mg}^{2+} + 2\text{PO}_4^{3-} + 8\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ | 7.5 - 9.5  | 25.2  | Fattah et al., 2022    |
| $\text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{MgNaPO}_4$  | 7.0 - 9.5  | 11.6  |                        |
| $\text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{MgKPO}_4$  | 9.0 - 11.6 | 10.6  |                        |

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นในแต่ละระยะเวลาการตกตะกอนไปวิเคราะห์หาปริมาณธาตุในตะกอน โดยการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง XRF ดังแสดงในตารางที่ 4.26 จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 48 ชั่วโมง พบว่าปริมาณธาตุฟอสฟอรัส (P) มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 5.286 เป็น 10.658 แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 48 - 72 ชั่วโมง พบว่าปริมาณธาตุ P มีแนวโน้มลดลงจากร้อยละ 10.658 เป็น 8.912 ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นที่ระยะเวลาการตกตะกอน 4 เป็น 48 ชั่วโมง จากนั้นเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 48 - 72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เข้าสู่สภาวะคงที่ เมื่อพิจารณาปริมาณธาตุแมกนีเซียม (Mg) ในตะกอนที่ระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 48 ชั่วโมง มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 5.754 เป็น 9.523 และที่ระยะเวลาการตกตะกอนตั้งแต่ 48 - 72 ชั่วโมง เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ ดังนั้น ผลการศึกษาครั้งนี้สอดคล้องกับผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากกว่า 48 ชั่วโมง จะเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่และมีค่าไม่แตกต่างกัน

จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าปริมาณธาตุโพแทสเซียม (K) และปริมาณธาตุแคลเซียม (Ca) ที่พบในตะกอน เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 60 ชั่วโมง มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 16.152 เป็น 20.193 และจาก 6.596 เป็น 13.705 ตามลำดับ และที่ระยะเวลาการตกตะกอนที่ 72 ชั่วโมง มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อย ในขณะที่ปริมาณธาตุโซเดียม (Na) และปริมาณธาตุคลอไรด์ (Cl) ที่แต่ละช่วงระยะเวลาการตกตะกอนมีค่าไม่แตกต่างกันอยู่ในช่วงร้อยละ 18.460 - 22.425 และ ร้อยละ 3.105 - 4.634 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการเพิ่มขึ้นของปริมาณธาตุ K และ Ca ที่ระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้นอาจเนื่องมาจากการเกิดผลึกร่วมกับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  และเนื่องด้วยสถานะในน้ำเสียจริงมักมีไอออนที่สามารถแข่งขันตกตะกอนร่วมกันกับ P และ Mg โดยพบว่า  $\text{Ca}^{2+}$  จะสามารถตกตะกอนได้เร็วกว่า  $\text{K}^+$  และ  $\text{Na}^+$  ตามลำดับ (Carolina et al., 2021; Laura et al., 2021) จึงทำให้เกิดการก่อตัวของสารประกอบที่อื่นร่วมด้วยที่สภาวะ pH

ที่เหมาะสมตั้งแต่  $\text{pH} > 9.0$  ได้แก่  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ,  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$  และ  $\text{MgKPO}_4$  (Daneshgar et al., 2018; Fattah et al., 2022) ส่งผลทำให้ร้อยละของสตรูไวท์ที่ได้เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย ดังนั้นเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มมากขึ้น และทำให้มีปริมาณธาตุ K และ Ca เพิ่มขึ้น

ตารางที่ 4.26 ผลของปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB ด้วยเครื่อง XRF

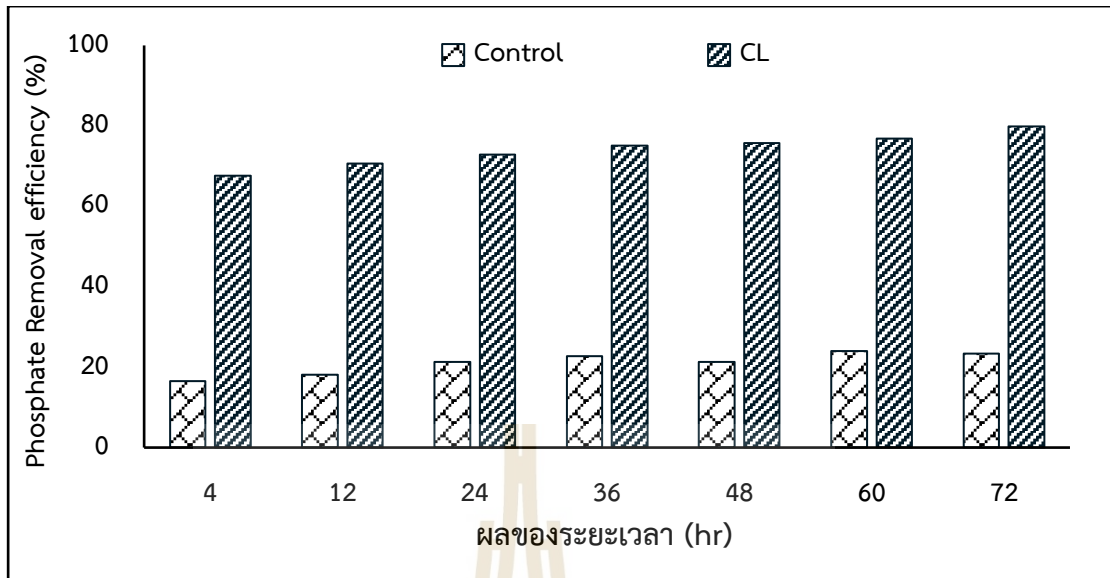
| ระยะเวลา<br>ตกตะกอน<br>(ชั่วโมง) | ปริมาณธาตุที่พบในตะกอนที่วิเคราะห์ได้ (%) |       |        |       |        |        | ร้อยละ<br>ของผลึก<br>สตรูไวท์<br>ที่ได้ (%) |
|----------------------------------|---|-------|--------|-------|--------|--------|---|
|                                  | Na  | Mg    | P      | Cl    | K      | Ca     |   |
| 4                                | 18.962                                    | 5.754 | 5.286  | 4.634 | 16.152 | 6.596  | 53.76                                       |
| 12                               | 19.209                                    | 7.653 | 6.645  | 4.033 | 16.735 | 8.914  | 55.97                                       |
| 24                               | 21.125                                    | 8.664 | 8.180  | 4.000 | 17.816 | 9.442  | 59.36                                       |
| 36                               | 22.425                                    | 9.795 | 9.923  | 3.709 | 18.164 | 11.830 | 61.89                                       |
| 48                               | 19.306                                    | 9.523 | 10.658 | 3.105 | 19.970 | 12.607 | 63.50                                       |
| 60                               | 20.442                                    | 8.455 | 8.565  | 3.610 | 20.193 | 13.705 | 66.25                                       |
| 72                               | 18.460                                    | 7.950 | 8.912  | 4.241 | 19.662 | 12.025 | 66.08                                       |

## 2) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 2 ผลของระยะเวลาในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ Covered lagoon

จากผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่างน้ำทิ้ง CL โดยวิธีการเติมด้วยสาร  $\text{MgO}$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ  $1.0 \text{ mM}$  ที่ค่า  $\text{pH}$  เท่ากับ  $9.5$  และตั้งระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4 เป็น 36 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เพิ่มขึ้นร้อยละ 67.51 เป็น 74.96 ดังแสดงในตารางที่ 4.27 และรูปที่ 4.38 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่อยู่ในช่วงร้อยละ 74.96 - 79.80 และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าชุด Control ที่ระยะเวลาการตกตะกอน 4 - 72 ชั่วโมง มีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 16.54 - 23.36 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง ได้แก่  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  พบว่าผลการศึกษาสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  คือ เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน 4 เป็น 36 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ

ตารางที่ 4.27 ผลของระยะเวลา ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม  $Mg^{2+}$  1.0 mM และ pH 9.5 จากน้ำทิ้งระบบ CL

| น้ำทิ้งจาก<br>ระบบ | ชุดทดลอง                           | ระยะเวลา<br>ตกตะกอน<br>(hr) | น้ำหนักตะกอน<br>ทั้งหมด (g/L) | น้ำหนัก<br>สตรูไวท์<br>(g/L) | ร้อยละของผลึก<br>สตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |          |             |
|--------------------|------------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------------|-------------------------|----------|-------------|
|                    |                                    |                             |                               |                              |                                     | $Mg^{2+}$               | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |
| CL                 | ชุด Control                        | 4                           | 0.0352                        | 0.0068                       | 19.25                               | 15.84                   | 18.33    | 13.15       |
|                    |                                    | 12                          | 0.0424                        | 0.0084                       | 19.78                               | 23.94                   | 19.25    | 18.09       |
|                    |                                    | 24                          | 0.0575                        | 0.0116                       | 20.22                               | 25.26                   | 21.20    | 21.28       |
|                    |                                    | 36                          | 0.0875                        | 0.0180                       | 20.54                               | 29.50                   | 24.36    | 22.71       |
|                    |                                    | 48                          | 0.0931                        | 0.0202                       | 21.65                               | 28.52                   | 26.27    | 21.19       |
|                    |                                    | 60                          | 0.0943                        | 0.0195                       | 20.72                               | 30.55                   | 29.68    | 23.99       |
|                    |                                    | 72                          | 0.0964                        | 0.0192                       | 19.93                               | 30.68                   | 31.72    | 23.36       |
|                    | $Mg^{2+} = 1.0$ mM<br>และ pH = 9.5 | 4                           | 0.5876                        | 0.3780                       | 64.33                               | 25.69                   | 91.14    | 67.51       |
|                    |                                    | 12                          | 0.5811                        | 0.3828                       | 65.87                               | 27.93                   | 92.28    | 70.62       |
|                    |                                    | 24                          | 0.6230                        | 0.4123                       | 66.18                               | 29.91                   | 95.96    | 72.79       |
|                    |                                    | 36                          | 0.6371                        | 0.4305                       | 67.58                               | 32.88                   | 96.32    | 74.96       |
|                    |                                    | 48                          | 0.6405                        | 0.4507                       | 70.38                               | 36.65                   | 96.75    | 75.66       |
|                    |                                    | 60                          | 0.6504                        | 0.4777                       | 73.45                               | 38.83                   | 97.81    | 76.79       |
|                    |                                    | 72                          | 0.6543                        | 0.4819                       | 73.65                               | 39.45                   | 99.39    | 79.80       |



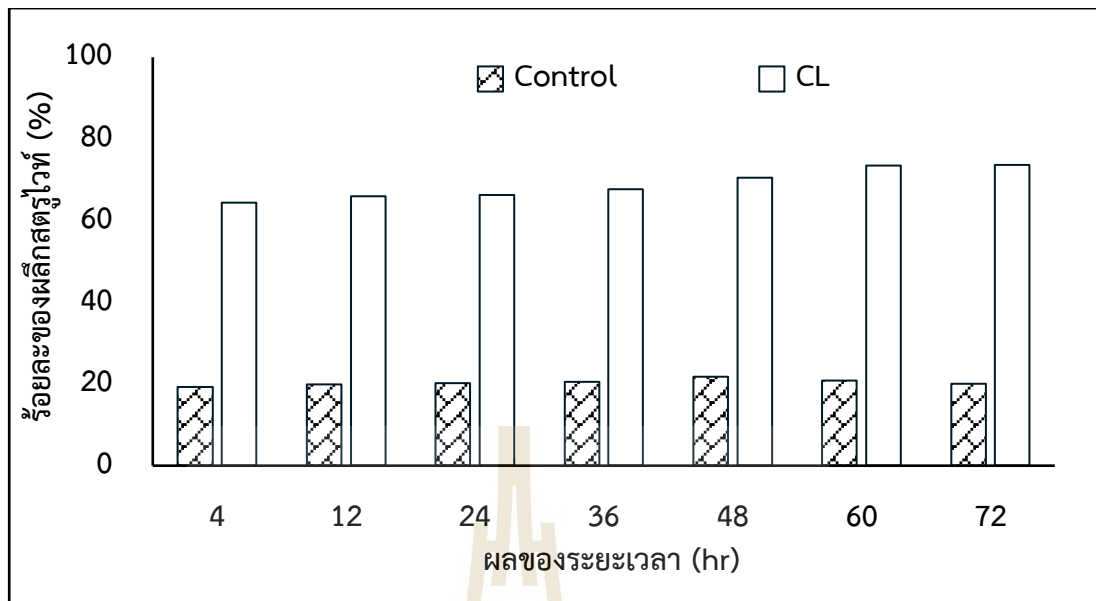
รูปที่ 4.38 ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม  $\text{MgO}$  ที่อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ pH = 9.5

25.69 เป็น 32.88 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งและเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ โดยมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 32.88 - 39.45 และมีค่าสูงกว่า Control มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 15.84 - 30.68 เช่นเดียวกับประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นและเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ที่อยู่ในช่วงร้อยละ 91.14 - 99.39 และมีค่าสูงกว่ากับชุด Control ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  พบอยู่ในช่วงร้อยละ 18.33 - 31.72 โดยพบว่าที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  สูงสุดร้อยละ 79.80, 39.45 และ 99.39 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนไม่ได้ส่งผลต่อการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  ที่เพิ่มมากขึ้น เนื่องจาก  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  สามารถตกตะกอนได้อย่างรวดเร็วที่ค่า pH 9.5 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการตกตะกอนในชุดทดลองนี้ และยังพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  มีค่าเพิ่มมากขึ้นตามระยะเวลาการตกตะกอนที่เพิ่มมากขึ้น เช่นเดียวกับผลการศึกษาที่พบในน้ำทิ้งจากระบบ UASB

ดังนั้น จากผลการศึกษาในครั้งนี้พบว่า การเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยไม่แตกต่างกันและเข้าสู่สภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 24 - 36 ชั่วโมง และมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 72.79 - 79.80

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์คาร์บอนของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นด้วยเครื่องวิเคราะห์ XRD ดังแสดงในรูปที่ 4.39 พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนส่งผลทำให้ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนของชุดการทดลอง CL และชุด Control มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและไม่แตกต่างกัน พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.5876 - 0.6543 g/L และ 0.0352 - 0.0964 g/L ตามลำดับ (ตาราง 4.27) และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาจาก 4 เป็น 48 ชั่วโมง ส่งผลให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นแตกต่างกันจากร้อยละ 64.33 เป็น 70.38 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาจาก 48 เป็น 72 ชั่วโมง พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่อยู่ในช่วงร้อยละ 70.38 - 73.65 โดยมีร้อยละผลึกสตรูไวท์ที่ได้สูงสุดร้อยละ 73.65 ที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง ซึ่งมีความแตกต่างกับชุด Control มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้อยู่ในช่วงร้อยละ 19.25- 21.65 จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนทั้งของชุด CL และชุด Control มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นเล็กน้อย ในขณะที่ชุดการทดลอง CL มีร้อยละผลึกสตรูไวท์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและเข้าสู่สภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 24 - 36 ชั่วโมง อย่างไรก็ตามการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้  $\text{NH}_3$  เกิดกระบวนการระเหยออกจากน้ำ ส่งผลทำให้ความบริสุทธิ์ของผลึกสตรูไวท์ที่ได้นั้นลดลง อีกทั้ง  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  ที่เหลืออยู่จะยังคงสามารถตกตะกอนร่วมกับไอออนชนิดอื่นในน้ำที่ก่อให้เกิดเป็นสารประกอบ  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ ,  $\text{MgNaPO}_4$  และ  $\text{MgKPO}_4$  (Rahman et al., 2014; Daneshgar et al., 2018; Fattah et al., 2022) เช่นเดียวกับผลการศึกษาที่พบในน้ำทิ้งจากระบบ UASB

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นในแต่ละระยะเวลาการตกตะกอนไปวิเคราะห์หาปริมาณธาตุในตะกอน โดยการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง XRF ดังแสดงในตารางที่ 4.28 จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง พบว่าปริมาณธาตุ P มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 4.448 เป็น 9.338 แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 36 -72 ชั่วโมง พบว่าปริมาณธาตุ P มีค่าลดลงจากร้อยละ 9.338 เป็น 6.252 ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นที่ระยะเวลาการตกตะกอน 4 เป็น 36 ชั่วโมง จากนั้นเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 36 -72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เข้าสู่สภาวะคงที่ เมื่อพิจารณาปริมาณธาตุ Mg ในตะกอนที่ระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 5.711 เป็น 9.891 และ และที่ระยะเวลาการตกตะกอนตั้งแต่ 36 -72 ชั่วโมง พบว่ามีค่าลดลงเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่ ดังนั้น ผลการศึกษานี้สอดคล้องกับผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากกว่า 36 ชั่วโมง จะเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่และมีค่าไม่แตกต่างกัน



รูปที่ 4.39 ผลของ pH ต่อร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ CL โดยการเติม MgO ที่อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ pH = 9.5

ตารางที่ 4.28 ผลของปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ CL ด้วยเครื่อง XRF

| ระยะเวลา<br>ตกตะกอน<br>(ชั่วโมง) | ปริมาณธาตุที่พบในตะกอนที่วิเคราะห์ได้ (%) |       |       |       |        |        | ร้อยละ<br>ของผลึก<br>สตรูไวท์<br>ที่ได้ (%) |
|----------------------------------|---|-------|-------|-------|--------|--------|---|
|                                  | Na  | Mg    | P     | Cl    | K      | Ca     |   |
| 4                                | 18.494                                    | 5.711 | 4.448 | 5.700 | 20.087 | 10.032 | 64.33                                       |
| 12                               | 16.294                                    | 5.940 | 5.976 | 4.280 | 21.683 | 10.440 | 65.87                                       |
| 24                               | 16.258                                    | 6.157 | 7.795 | 4.195 | 23.719 | 13.323 | 66.18                                       |
| 36                               | 10.983                                    | 9.891 | 9.338 | 4.179 | 24.202 | 16.514 | 67.58                                       |
| 48                               | 15.255                                    | 9.493 | 8.220 | 4.511 | 25.437 | 16.942 | 70.38                                       |
| 60                               | 15.602                                    | 7.087 | 6.926 | 3.121 | 25.203 | 14.193 | 73.45                                       |
| 72                               | 11.994                                    | 7.577 | 6.252 | 3.488 | 23.097 | 14.294 | 73.65                                       |

จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าปริมาณธาตุ K และปริมาณธาตุ Ca ที่พบในตะกอนเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 48 ชั่วโมง มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 20.087 เป็น 25.437 และจาก 10.032 เป็น 16.942 ตามลำดับ และที่ระยะเวลาการตกตะกอนจาก 48 เป็น

72 ชั่วโมง มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อย ในขณะที่ปริมาณธาตุ Na และปริมาณธาตุ Cl แต่ละช่วงระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วงร้อยละ 10.983 - 18.494 และ ร้อยละ 3.121 - 5.700 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการเพิ่มขึ้นของปริมาณธาตุ K และ Ca ที่ระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้นอาจเนื่องมาจากการเกิดผลึกร่วมกับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  สอดคล้องกับผลการศึกษาในชุดการทดลองที่ 1 และเนื่องด้วยในสภาวะน้ำเสียจริง มักมีไอออนที่สามารถแข่งขันตกตะกอนร่วมกันกับ P และ Mg โดยพบว่า  $\text{Ca}^{2+}$  จะสามารถตกตะกอนได้ดีกว่า  $\text{K}^+$  และ  $\text{Na}^+$  ตามลำดับ (Carolina et al., 2021; Laura et al., 2021) จึงทำให้เกิดการก่อตัวของสารประกอบที่อื่นร่วมด้วยที่สภาวะเหมาะสมต่อการตกตะกอน ได้แก่  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ,  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$  และ  $\text{MgKPO}_4$  (Daneshgar et al., 2018; Fattah et al., 2022) ส่งผลทำให้ผลึกสตรูไวท์ตกตะกอนได้ช้าลง ดังนั้น การเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มมากขึ้น จะส่งผลทำให้มีปริมาณธาตุ K และ Ca มีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งส่งผลต่ออัตราการเกิดผลึกของสตรูไวท์ที่ได้เพิ่มขึ้นเล็กน้อยไม่แตกต่างกัน

### 3) สรุปผลของระยะเวลาการตกตะกอนจากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาผลของระยะเวลาการตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered Lagoon โดยการเติมสารเคมีด้วย MgO ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 9.5 โดยใช้ระยะเวลาการตกตะกอนที่แตกต่างกัน พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำจากระบบ UASB และ CL มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอน 24 ชั่วโมง มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับร้อยละ 80.55 และ ร้อยละ 72.79 ตามลำดับ และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดเข้าสู่สภาวะคงที่และมีค่าไม่แตกต่างกัน โดยมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับร้อยละ 82.95 สำหรับน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ 79.80 สำหรับน้ำทิ้งจากระบบ CL และเมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ พบว่ามีค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับร้อยละ 66.08 และ 73.65 ตามลำดับ และเมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการเพิ่มระยะเวลาตกตะกอนไปวิเคราะห์หาปริมาณธาตุในตะกอน พบว่าปริมาณธาตุ P และ Mg จะเข้าสู่สภาวะคงที่และมีค่าไม่แตกต่างกันอยู่ในช่วงระยะเวลาการตกตะกอน 36 - 48 ชั่วโมง ในขณะที่ปริมาณธาตุ K และธาตุ Ca มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อยหลังจากระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 48 - 60 ชั่วโมง และเนื่องด้วยสภาวะในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ มักมีไอออนที่สามารถแข่งขันตกตะกอนร่วมกันกับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  ได้แก่  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  และ  $\text{Na}^+$  ซึ่งการมีอยู่ของสิ่งเจือปนเหล่านี้จะส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นตกตะกอนได้ช้าลง ดังนั้น ในการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยวิธีการเติม MgO ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ที่ pH เท่ากับ 9.5



และเลือกใช้ระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 24 ชั่วโมง เนื่องจากเป็นระยะเวลาการตกตะกอนที่เข้าสู่สภาวะสมดุลโดยสมบูรณ์และมีค่าเหมาะสมในน้ำทิ้งจากระบบจากผลิตภัณฑ์ก๊าซชีวภาพการศึกษาและยังช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งได้สูง

#### 4.3.3.2 การศึกษาระยะเวลาตกตะกอนจากน้ำทิ้งด้วยการเติมสาร $\text{KH}_2\text{PO}_4$

ในการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon และนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น โดยการเติมสารเคมีด้วย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  กำหนดให้ค่าอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 10.0 และตั้งระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน มีรายละเอียดชุดการทดลอง ดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 ตัวอย่างเป็นน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยกำหนดระยะเวลาตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 แล้วทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

ชุดการทดลองที่ 2 ตัวอย่างเป็นน้ำทิ้งจากระบบ Covered lagoon โดยกำหนดระยะเวลาตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 แล้วทำการเปรียบเทียบกับชุด Control ที่ไม่ได้เติมสารเคมี

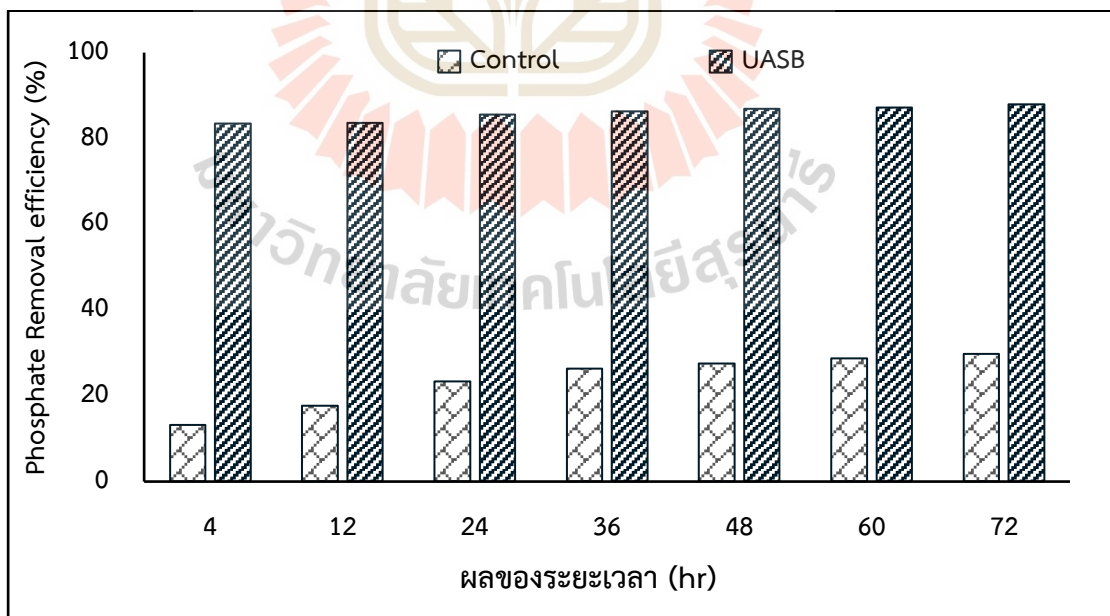
หลังจากนั้นควบคุมปัจจัยต่าง ๆ และสถานะในการศึกษาเป็นไปตามที่กล่าวมาในหัวข้อ 3.3.2 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำและร้อยละของผลึกตกตะกอนสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตภัณฑ์ก๊าซชีวภาพ

##### 1) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 1 ผลของระยะเวลาในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB

จากผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่างน้ำทิ้ง UASB โดยวิธีการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 10.0 และกำหนดระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4 เป็น 36 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เพิ่มขึ้นเล็กน้อยจากร้อยละ 83.35 เป็น 86.25 ดังแสดงในตารางที่ 4.29 และรูปที่ 4.40 เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่อยู่ในช่วงร้อยละ 86.25 – 87.94 และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่า Control ที่ระยะเวลาการตกตะกอน 4 – 72 ชั่วโมง มีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 13.15 - 29.78 เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง ได้แก่  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  พบว่าผลการศึกษาสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  คือ เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน 4 เป็น 36 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 19.59 เป็น 38.14 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น

72 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $Mg^{2+}$  มีค่าเพิ่มขึ้นไม่แตกต่างกัน โดยมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  ในน้ำทิ้งอยู่ในช่วงร้อยละ 38.14 - 45.30 และมีค่าสูงกว่า Control มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $Mg^{2+}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 20.20 - 29.07 เช่นเดียวกับประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 86.82 เป็น 93.64 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 36 - 72 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  เริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ที่อยู่ในช่วงร้อยละ 93.64 - 99.61 และมีค่าสูงกว่ากับชุด Control ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  พบอยู่ในช่วงร้อยละ 13.48 - 22.89 โดยพบว่าที่ระยะเวลา 72 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$ ,  $Mg^{2+}$  และ  $NH_4^+$  สูงสุดร้อยละ 87.94, 47.42 และ 99.61 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากกว่า 36 ชั่วโมง จะไม่ส่งผลต่อการกำจัด  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  ที่เพิ่มขึ้นแต่ระยะเวลาการตกตะกอนมีผลต่อการกำจัด  $NH_4^+$  ก่อให้เกิดการระเหยออกจากน้ำในรูป  $NH_3$  ส่งผลให้ความเข้มข้นของ  $NH_4^+$  ในน้ำ มีค่าลดลงสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  ที่เพิ่มมากขึ้น

ดังนั้น จากผลการศึกษาในครั้งนี้พบว่าการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  เพิ่มขึ้นเล็กน้อยไม่แตกต่างกัน และเริ่มเข้าสู่สภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 24 - 36 ชั่วโมง และมีประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 85.46 - 87.94



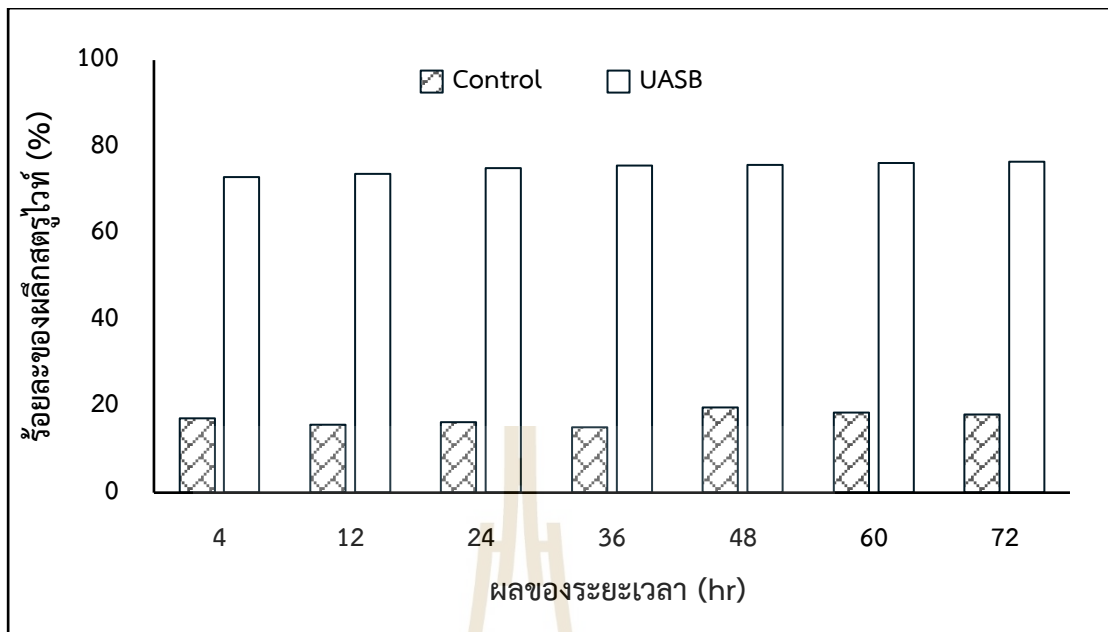
รูปที่ 4.40 ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $KH_2PO_4$  ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ pH = 10.0

ตารางที่ 4.29 ผลของระยะเวลา ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  1.8 mM และ pH 10.0 จากน้ำทิ้งระบบ UASB

| น้ำทิ้งจาก<br>ระบบ | ชุดทดลอง                                     | ระยะเวลา<br>ตกตะกอน<br>(hr) | น้ำหนักตะกอน<br>ทั้งหมด (g/L) | น้ำหนัก<br>สตรูไวท์<br>(g/L) | ร้อยละของผลึก<br>สตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                 |                    |
|--------------------|--|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------------|-------------------------|-----------------|--------------------|
|                    |  |                             |                               |                              |                                     | $\text{Mg}^{2+}$        | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |
| UASB               | ชุด Control                                  | 4                           | 0.0595                        | 0.0102                       | 17.10                               | 20.20                   | 13.48           | 13.15              |
|                    |  | 12                          | 0.0678                        | 0.0106                       | 15.65                               | 19.70                   | 14.59           | 17.68              |
|                    |  | 24                          | 0.0718                        | 0.0117                       | 16.32                               | 21.13                   | 15.31           | 23.25              |
|                    |  | 36                          | 0.0789                        | 0.0119                       | 15.13                               | 24.33                   | 17.38           | 26.22              |
|                    |  | 48                          | 0.0854                        | 0.0168                       | 19.67                               | 26.80                   | 18.98           | 27.42              |
|                    |  | 60                          | 0.0825                        | 0.0153                       | 18.50                               | 25.50                   | 20.39           | 28.64              |
|                    |  | 72                          | 0.0832                        | 0.0151                       | 18.09                               | 29.07                   | 22.89           | 29.78              |
|                    | $\text{PO}_4^{3-}$ = 1.8 mM<br>และ pH = 10.0 | 4                           | 1.384                         | 1.0087                       | 72.89                               | 19.59                   | 86.82           | 83.35              |
|                    |  | 12                          | 1.4173                        | 1.0444                       | 73.69                               | 29.89                   | 89.36           | 83.51              |
|                    |  | 24                          | 1.4941                        | 1.1200                       | 74.96                               | 35.05                   | 91.21           | 85.46              |
|                    |  | 36                          | 1.5126                        | 1.1439                       | 75.63                               | 38.14                   | 93.64           | 86.25              |
|                    |  | 48                          | 1.4938                        | 1.1320                       | 75.78                               | 42.26                   | 96.52           | 86.80              |
|                    |  | 60                          | 1.485                         | 1.1308                       | 76.15                               | 44.26                   | 97.51           | 87.20              |
|                    |  | 72                          | 1.5165                        | 1.1593                       | 76.44                               | 45.30                   | 99.61           | 87.94              |

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นด้วยเครื่องวิเคราะห์ XRD ดังแสดงในรูปที่ 4.37 พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนส่งผลทำให้ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนของชุดการทดลอง UASB และชุด Control มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและไม่แตกต่างกัน พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 1.3840 -1.5165 g/L และ 0.0595 - 0.0854 g/L ตามลำดับ (ตาราง 4.29) และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง ส่งผลให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นเล็กน้อยจากร้อยละ 72.89 เป็น 75.63 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่อยู่ในช่วงร้อยละ 75.63 – 76.44 ซึ่งมีความแตกต่างกับชุด Control มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้อยู่ในช่วงร้อยละ 17.10 - 18.09 เนื่องจากปฏิกิริยาการเกิดผลึกสตรูไวท์จะเกิดขึ้นในสภาวะสมดุลที่อัตราส่วน  $PO_4^{3-} : Mg^{2+} : NH_4^+$  เท่ากับ 1 : 1 : 1 และหลังจากนั้นจะเข้าสู่สภาวะการตกตะกอนอย่างรวดเร็ว เมื่อสิ้นสุดสภาวะสมดุลนี้แล้วสารละลายจะไม่สามารถสร้างผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นต่อไปได้อีก หากแต่จะมีการเปลี่ยนแปลงสภาวะ ได้แก่ การเพิ่ม pH, การเพิ่มความเข้มข้นของไอออนและการเติมสารใหม่เข้าไปตกตะกอนร่วม แต่การเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $NH_4^+$  เพิ่มขึ้น โดยการเปลี่ยนไปเป็น  $NH_3$  ในขณะที่การเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจะไม่ช่วยเพิ่มการตกผลึกของ  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  ร่วมกับ  $NH_4^+$  เพิ่มขึ้นได้อีก (Huang et al., 2018) แต่ถ้าหากยังมี  $Mg^{2+}$  และ  $PO_4^{3-}$  ที่เหลืออยู่จะสามารถตกตะกอนร่วมกับไอออนชนิดอื่นในน้ำที่เกิดเป็นสารประกอบอื่นแทนการเกิดผลึกสตรูไวท์ สอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ของชุด Control เพิ่มขึ้นเล็กน้อย ในขณะที่ชุดการทดลอง UASB มีร้อยละผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นไม่แตกต่างกันและเข้าสู่สภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอน 24 ชั่วโมง และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดเท่ากับ 76.44 ที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นในแต่ละระยะเวลาการตกตะกอนไปวิเคราะห์หาปริมาณธาตุในตกตะกอน โดยการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง XRF ดังแสดงในตารางที่ 4.30 จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง พบว่าปริมาณธาตุ P มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 10.538 เป็น 16.795 เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนตั้งแต่ 36 -72 ชั่วโมง พบว่าปริมาณธาตุ P มีค่าลดลงเล็กน้อยและไม่แตกต่างกันจากร้อยละ 16.795 เป็น 13.582 ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  ที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นที่ระยะเวลา 4 เป็น 36 ชั่วโมง จากนั้นเมื่อเพิ่มระยะเวลาอยู่ในช่วง 36 -72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  เข้าสู่สภาวะคงที่มีค่าไม่แตกต่างกัน เมื่อพิจารณาปริมาณธาตุ Mg ในตะกอนที่ระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 6.180 เป็น 9.046 และที่ระยะเวลาการตกตะกอนตั้งแต่ 36 -72 ชั่วโมง มีค่าลดลงเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่ ดังนั้น ผลการศึกษานี้สอดคล้องกับผลประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากกว่า 36 ชั่วโมง จะมีค่าไม่แตกต่างกันและเข้าสู่สภาวะคงที่



รูปที่ 4.41 ผลของ pH ต่อร้อยละของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ pH = 10.0

ตารางที่ 4.30 ผลของปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ UASB ด้วยเครื่อง XRF

| ระยะเวลา<br>ตกตะกอน<br>(ชม.) | ปริมาณธาตุที่พบในตะกอนที่วิเคราะห์ได้ (%) |       |        |       |        |       | ร้อยละ<br>ของฟอสฟอรัส<br>ที่<br>ได้ (%) |
|------------------------------|---|-------|--------|-------|--------|-------|---|
|                              | Na  | Mg    | P      | Cl    | K      | Ca    |   |
| 4                            | 20.663                                    | 6.180 | 10.538 | 3.574 | 21.537 | 5.063 | 72.89                                   |
| 12                           | 18.053                                    | 6.955 | 14.040 | 2.323 | 25.425 | 5.802 | 73.69                                   |
| 24                           | 19.928                                    | 7.209 | 15.825 | 3.054 | 26.822 | 6.999 | 74.96                                   |
| 36                           | 21.506                                    | 9.046 | 16.795 | 3.441 | 27.056 | 7.457 | 75.63                                   |
| 48                           | 17.211                                    | 8.566 | 15.991 | 3.490 | 27.785 | 8.633 | 75.78                                   |
| 60                           | 15.939                                    | 8.780 | 13.913 | 2.442 | 24.674 | 6.789 | 76.15                                   |
| 72                           | 17.151                                    | 7.901 | 13.582 | 2.418 | 24.563 | 6.845 | 76.44                                   |

จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าปริมาณธาตุ K และปริมาณธาตุ Ca ที่พบในตะกอน เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 48 ชั่วโมง มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 21.537 เป็น 27.785 และจาก 5.063 เป็น 8.633 ตามลำดับ และที่ระยะเวลาการตกตะกอนจาก 48 เป็น 72 ชั่วโมง มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อย ในขณะที่ปริมาณธาตุ Na และปริมาณธาตุ Cl ที่แต่ละช่วงระยะเวลาการตกตะกอนมีค่าไม่แตกต่างกันอยู่ในช่วงร้อยละ 15.939 - 21.506 และร้อยละ 2.323 - 3.574 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการเพิ่มขึ้นของปริมาณธาตุ K และ Ca ที่ระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้นอาจเนื่องมาจากการเกิดผลึกร่วมกับ  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  และเนื่องด้วยในสภาวะน้ำเสียจริง มักมีไอออนที่สามารถแข่งขันตกตะกอนร่วมกับ P และ Mg และการเติมสาร  $KH_2PO_4$  ที่มากเกินไปส่งผลทำให้การละลายของ  $K^+$  ที่เพิ่มขึ้น ซึ่งสามารถทำปฏิกิริยาร่วมกันกับไอออนชนิดอื่น ๆ เกิดการตกตะกอนของ  $MgKPO_4$  ซึ่งจะก่อตัวขึ้นเมื่อ  $NH_4^+$  ถูกกำจัดออกจากระบบ (Chau et al., 2012; Lahalle et al., 2016) ซึ่งสอดคล้องกับผลของประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  และ  $NH_4^+$  ในน้ำที่เพิ่มขึ้น และยังพบว่าการมีอยู่ของ  $K^+$  ในสารละลายจะขัดขวางต่อการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ เนื่องด้วยการตกตะกอนที่เกิดขึ้นระหว่างผลึกของสตรูไวท์และผลึกของ  $MgKPO_4$  ในน้ำทิ้งสามารถตกตะกอนพร้อมกันอยู่ในช่วง pH 8.0 - 10.5 (Tarragò et al. 2018) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ที่ pH ในน้ำทิ้ง UASB เท่ากับ 10.0 ดังนั้นเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากขึ้นและที่ค่า pH เท่ากับ 10 จะส่งผลทำให้  $NH_4^+$  มีแนวโน้มถูกกำจัดออกจากระบบมากขึ้น และทำให้ปริมาณ  $K^+$  เกิดการตกตะกอนร่วมกับ P และ Mg ที่เหลืออยู่เพิ่มขึ้นที่ระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 4 - 48 ชั่วโมง

นอกจากนี้ยังพบว่าปริมาณธาตุ  $Ca^{2+}$  จะสามารถเกิดการก่อตัวของสารประกอบอื่นและตกตะกอน ได้แก่  $Ca_5(PO_4)_3OH$ , และ  $Ca(OH)_2$  (Daneshgar et al., 2018; Fattah et al., 2022) ส่งผลทำให้ผลึกสตรูไวท์ตกตะกอนได้ช้าลง ดังนั้น การเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มมากขึ้นอยู่ในช่วง 4 - 36 ชั่วโมง จะส่งผลทำให้มีปริมาณธาตุ P Mg K และ Ca มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อยแต่เมื่อระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 36 - 72 ชั่วโมง มีปริมาณธาตุ P และ Mg ลดลงเล็กน้อย ในขณะที่ปริมาณธาตุ K และ Ca มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นสูงสุดที่ระยะเวลาการตกตะกอน 48 ชั่วโมง และมีค่าลดลงเล็กน้อยเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากกว่า 48 ชั่วโมง ส่งผลทำให้อัตราการเกิดผลึกสตรูไวท์ที่ได้เพิ่มขึ้นเล็กน้อยไม่แตกต่างกัน

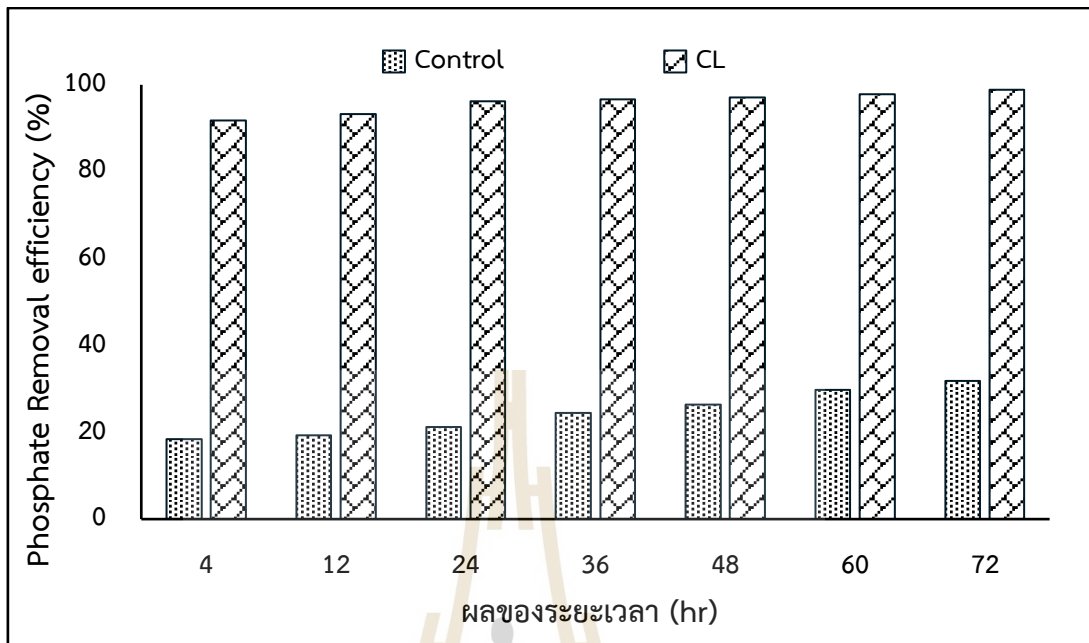
## 2) ผลการศึกษาชุดการทดลองที่ 2 ผลของระยะเวลาในการตกตะกอน จากน้ำทิ้งของระบบ Covered lagoon

จากผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในตัวอย่งน้ำทิ้ง CL โดยวิธีการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 10.0 และตั้งระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4 เป็น 36 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยจากร้อยละ 80.69 เป็น 83.21 ดังแสดงในตารางที่ 4.31 และ รูปที่ 4.42 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเข้าสู่ภาวะคงที่อยู่ในช่วงร้อยละ 83.21 – 85.11 และมีค่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่า Control ที่ระยะเวลาการตกตะกอน 4 – 72 ชั่วโมง มีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 16.54 – 23.99 และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง ได้แก่  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  พบว่าผลการศึกษาสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  คือเมื่อเพิ่มระยะเวลา 4 เป็น 36 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 28.95 เป็น 55.92 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเริ่มเข้าสู่ภาวะคงที่ โดยมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งอยู่ในช่วงร้อยละ 55.92 – 61.19 และมีค่าสูงกว่า Control มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 15.84 – 29.50 เช่นเดียวกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 91.67 เป็น 96.67 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนตั้งแต่ 36 – 72 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  เริ่มเข้าสู่ภาวะคงที่อยู่ในช่วงร้อยละ 96.67 – 98.77 และมีค่าสูงกว่ากับชุด Control ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  พบอยู่ในช่วงร้อยละ 18.33 – 31.72 โดยพบว่าที่ระยะเวลา 72 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  สูงสุดร้อยละ 85.11, 61.19 และ 98.77 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  จะเข้าสู่ภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 24 - 36 ชั่วโมง และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง พบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันและมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  อยู่ในช่วงร้อยละ 82.37 – 85.11 เช่นเดียวกับผลการศึกษาที่พบในน้ำทิ้ง UASB

ตารางที่ 4.31 ผลของระยะเวลา ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้และประสิทธิภาพการกำจัดด้วยการเติม  $\text{PO}_4^{3-}$  1.8 mM และ pH 10.0 จากน้ำทิ้งระบบ CL

| น้ำทิ้งจาก<br>ระบบ | ชุดทดลอง                                     | ระยะเวลา<br>ตกตะกอน<br>(hr) | น้ำหนักตะกอน<br>ทั้งหมด (g/L) | น้ำหนัก<br>สตรูไวท์<br>(g/L) | ร้อยละของผลึก<br>สตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |                 |                    |
|--------------------|--|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------------|-------------------------|-----------------|--------------------|
|                    |  |                             |                               |                              |                                     | $\text{Mg}^{2+}$        | $\text{NH}_4^+$ | $\text{PO}_4^{3-}$ |
| CL                 | ชุด Control                                  | 4                           | 0.0352                        | 0.0068                       | 19.25                               | 15.84                   | 18.33           | 16.54              |
|                    |  | 12                          | 0.0424                        | 0.0084                       | 19.78                               | 23.94                   | 19.25           | 18.09              |
|                    |  | 24                          | 0.0575                        | 0.0116                       | 20.22                               | 25.26                   | 21.20           | 21.28              |
|                    |  | 36                          | 0.0875                        | 0.0180                       | 20.54                               | 29.50                   | 24.36           | 22.71              |
|                    |  | 48                          | 0.0931                        | 0.0202                       | 21.65                               | 28.52                   | 26.27           | 21.19              |
|                    |  | 60                          | 0.0943                        | 0.0195                       | 20.72                               | 30.55                   | 29.68           | 23.99              |
|                    |  | 72                          | 0.0964                        | 0.0192                       | 19.93                               | 30.68                   | 31.72           | 23.36              |
|                    | $\text{PO}_4^{3-}$ = 1.8 mM<br>และ pH = 10.0 | 4                           | 0.7546                        | 0.5499                       | 72.87                               | 28.95                   | 91.67           | 80.69              |
|                    |  | 12                          | 0.7077                        | 0.5176                       | 73.15                               | 44.73                   | 93.16           | 81.18              |
|                    |  | 24                          | 0.8608                        | 0.6422                       | 74.60                               | 50.00                   | 96.14           | 82.37              |
|                    |  | 36                          | 0.8557                        | 0.6504                       | 76.01                               | 55.92                   | 96.67           | 83.21              |
|                    |  | 48                          | 0.8321                        | 0.6425                       | 77.22                               | 57.24                   | 97.02           | 84.30              |
|                    |  | 60                          | 0.8533                        | 0.6691                       | 78.41                               | 60.53                   | 97.81           | 84.56              |
|                    |  | 72                          | 0.8737                        | 0.6888                       | 78.84                               | 61.19                   | 98.77           | 85.11              |

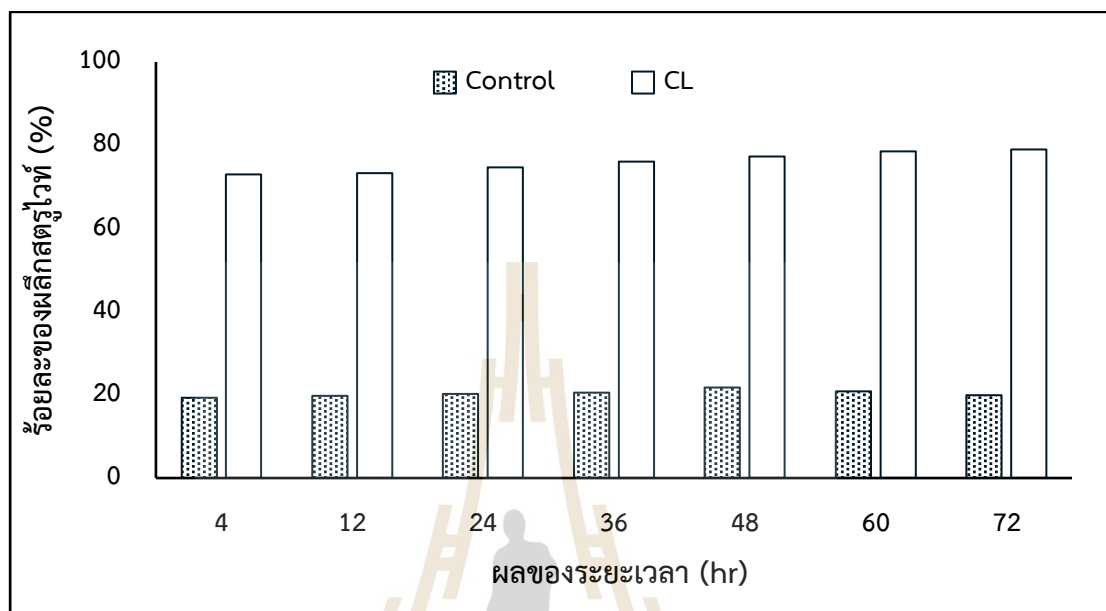




รูปที่ 4.42 ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ pH = 10.0

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการตกตะกอนไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นด้วยเครื่องวิเคราะห์ XRD ดังแสดงในรูปที่ 4.43 พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนส่งผลทำให้ปริมาณตะกอนทั้งหมดที่ตกตะกอนของชุดการทดลอง UASB และชุด Control มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและไม่แตกต่างกัน พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.7546 - 0.8737 g/L และ 0.0352 - 0.0964 g/L ตามลำดับ (ตาราง 4.29) และเมื่อนำตะกอนไปวิเคราะห์ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง ส่งผลให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 72.87 เป็น 76.01 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 36 เป็น 72 ชั่วโมง พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นไม่แตกต่างกันอยู่ในช่วงร้อยละ 76.01 - 78.84 ซึ่งมีความแตกต่างกับชุด Control มีร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้อยู่ในช่วงร้อยละ 19.25 - 21.65 อย่างไรก็ตามการเกิดผลึกสตรูไวท์จะเกิดการตกตะกอนอย่างรวดเร็ว ในช่วงแรกและเกิดในสภาวะสมดุลที่มีอัตราส่วนที่เท่ากันของไอออนทั้ง 3 ชนิด จึงทำให้การเพิ่มระยะเวลาในการตกตะกอนสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+$  เพิ่มขึ้น แต่ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดการตกตะกอนของ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  เพื่อผลึกสตรูไวท์ ซึ่งมีความสอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ของชุด Control เพิ่มขึ้นเล็กน้อย ในขณะที่ชุดการทดลอง UASB มีร้อยละ

ผลึกสตรูไวท์เพิ่มขึ้นไม่แตกต่างกันและเข้าสู่สภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอน 36 ชั่วโมง และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดเท่ากับ 78.84 ที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง



รูปที่ 4.43 ผลของ pH ต่อร้อยละของผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ pH = 10.0

เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นในแต่ละระยะเวลาการตกตะกอนไปวิเคราะห์หาปริมาณธาตุในตกตะกอน โดยการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง XRF ดังแสดงในตารางที่ 4.32 จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง พบว่าปริมาณธาตุ P มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 7.025 เป็น 14.632 เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนตั้งแต่ 36 -72 ชั่วโมง พบว่าปริมาณธาตุ P มีค่าลดลงเล็กน้อยและไม่แตกต่างกันจากร้อยละ 14.632 เป็น 13.502 มีความสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นที่ระยะเวลา 4 เป็น 36 ชั่วโมง จากนั้นเมื่อเพิ่มระยะเวลาอยู่ในช่วง 36 -72 ชั่วโมง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เข้าสู่สภาวะคงที่มีค่าไม่แตกต่างกัน และเมื่อพิจารณาปริมาณธาตุ Mg ในตะกอนที่ระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 36 ชั่วโมง มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 7.896 เป็น 10.947 และที่ระยะเวลาการตกตะกอนตั้งแต่ 36 - 72 ชั่วโมง มีค่าลดลงเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่ ดังนั้น ผลการศึกษารั้งนี้สอดคล้องกับผลประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  และร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากกว่า 36 ชั่วโมง จะมีค่าลดลงไม่แตกต่างกัน

ตารางที่ 4.32 ผลของปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งของระบบ CL ด้วยเครื่อง XRF

| ระยะเวลา<br>ตกตะกอน<br>(ชม.) | ปริมาณธาตุที่พบในตะกอนที่วิเคราะห์ได้ (%) |        |        |       |        |        | ร้อยละของ<br>ผลึกสตรูไวท์<br>ที่ได้ (%) |
|------------------------------|---|--------|--------|-------|--------|--------|---|
|                              | Na  | Mg     | P      | Cl    | K      | Ca     |   |
| 4                            | 12.557                                    | 7.896  | 7.025  | 3.422 | 21.805 | 7.449  | 72.87                                   |
| 12                           | 19.910                                    | 8.215  | 8.135  | 3.125 | 22.215 | 7.540  | 73.15                                   |
| 24                           | 11.124                                    | 9.519  | 12.179 | 2.534 | 25.511 | 8.453  | 74.60                                   |
| 36                           | 13.798                                    | 10.947 | 14.632 | 2.417 | 29.214 | 9.070  | 76.01                                   |
| 48                           | 16.149                                    | 10.104 | 14.291 | 2.786 | 27.125 | 9.250  | 77.22                                   |
| 60                           | 11.292                                    | 10.112 | 13.653 | 2.597 | 29.305 | 10.155 | 78.41                                   |
| 72                           | 16.797                                    | 9.976  | 13.502 | 2.948 | 26.814 | 9.816  | 78.84                                   |

จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าปริมาณธาตุ K และปริมาณธาตุ Ca ที่พบในตะกอน เมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนจาก 4 เป็น 60 ชั่วโมง มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นจากร้อยละ 21.805 เป็น 29.305 และจากร้อยละ 7.449 เป็น 10.155 ตามลำดับ และที่ระยะเวลาการตกตะกอนจาก 60 เป็น 72 ชั่วโมง มีแนวโน้มลดลงเล็กน้อย ในขณะที่ปริมาณธาตุ Na และปริมาณธาตุ Cl ที่แต่ละช่วงระยะเวลาการตกตะกอนมีค่าไม่แตกต่างกันอยู่ในช่วงร้อยละ 11.124 - 19.910 และร้อยละ 2.417 - 3.422 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการเพิ่มขึ้นของปริมาณธาตุ K และ Ca ที่ระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้นอาจเนื่องมาจากการเกิดผลึกร่วมกับ  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  นอกจากนี้การเติมสาร  $KH_2PO_4$  ในสารละลายจะสามารถแตกตัวและปลดปล่อยไอออน  $K^+$  ออกมา ซึ่งสามารถทำปฏิกิริยากับไอออนร่วมกับ  $PO_4^{3-}$  และ  $Mg^{2+}$  ก่อตัวเป็นตะกอนผลึกของ  $MgKPO_4$  เมื่อ  $NH_4^+$  ถูกกำจัดออกจากระบบกลายเป็นแก๊ส  $NH_3$  (Chau et al., 2012; Lahalle et al., 2016; Tarragò et al. 2018) ซึ่งสอดคล้องกับผลของประสิทธิภาพการกำจัด  $PO_4^{3-}$  และ  $NH_4^+$  ที่เพิ่มขึ้นที่ระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 4 – 36 ชั่วโมง และยังคงสอดคล้องกับปริมาณธาตุ K ที่เพิ่มขึ้น ซึ่งสามารถเกิดการตกตะกอนร่วมกับ P และ Mg ที่เหลืออยู่เพิ่มขึ้นที่ระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 4 – 60 ชั่วโมง ในขณะที่ปริมาณธาตุ  $Ca^{2+}$  ที่เพิ่มขึ้นนั้นสามารถเกิดการก่อตัวและตกตะกอน เป็น  $Ca_5(PO_4)_3OH$ , และ  $Ca(OH)_2$  ส่งผลทำให้ผลึกสตรูไวท์ตกตะกอนได้ช้าลง

ดังนั้น การเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มมากขึ้นอยู่ในช่วง 4 – 36 ชั่วโมง จะส่งผลทำให้มีปริมาณธาตุ P Mg K และ Ca มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อย แต่ปริมาณธาตุ P และ Mg จะลดลงเล็กน้อยที่ระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 36 – 72 ชั่วโมง ในขณะที่ปริมาณธาตุ K และ Ca มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นสูงสุดที่ระยะเวลาการตกตะกอน 60 ชั่วโมง และมีค่าลดลง

เล็กน้อยเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนมากกว่า 60 ชั่วโมง จึงส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ตกตะกอนเพิ่มขึ้นเล็กน้อยไม่แตกต่างกัน

### 3) สรุปผลของระยะเวลาการตกตะกอนจากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาผลของระยะเวลาการตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered Lagoon โดยการเติมสารเคมีด้วย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 10.0 โดยใช้ระยะเวลาการตกตะกอนที่แตกต่างกัน พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้น ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำจากระบบ UASB และ CL มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่ โดยประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เข้าสู่สภาวะคงที่ภายในระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 24 - 36 ชั่วโมง มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับร้อยละ 85.46 สำหรับน้ำทิ้งจากระบบ UASB และร้อยละ 82.37 สำหรับน้ำทิ้งจากระบบ CL และมีค่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดที่ระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 72 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับร้อยละ 87.94 และ 85.11 ตามลำดับ และเมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นไปวิเคราะห์ค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์ พบว่ามีค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 76.44 และ 78.84 ตามลำดับ และเมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นจากการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนไปวิเคราะห์หาปริมาณธาตุในตะกอน พบว่าปริมาณธาตุ P และ Mg มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นที่ระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 4 - 48 ชั่วโมง และลดลงเล็กน้อยหลังระยะเวลาการตกตะกอน 48 ชั่วโมง ในขณะที่ปริมาณธาตุ K และธาตุ Ca ยังคงมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อยหลังจากระยะเวลาการตกตะกอนอยู่ในช่วง 48 - 60 ชั่วโมง และเนื่องด้วยสถานะในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ มักมีไอออนที่สามารถแข่งขันตกตะกอนรวมกันกับ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  ได้แก่  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  และ  $\text{Na}^+$  ซึ่งการมีอยู่ของสิ่งเจือปนเหล่านี้จะส่งผลทำให้ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้นตกตะกอนได้ซาลง ดังนั้น ในการศึกษาการตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยวิธีการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ pH เท่ากับ 10.0 และเลือกใช้ระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 24 ชั่วโมง เนื่องจากเป็นระยะเวลาการตกตะกอนที่เข้าสู่สภาวะสมดุลโดยสมบูรณ์และมีค่าเหมาะสมในน้ำทิ้งจากระบบจากผลิตก๊าซชีวภาพการศึกษาและยังช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งได้สูงเช่นเดียวกับที่พบในการเติมสาร  $\text{MgO}$

#### 4.3.3.3 สรุปผลการศึกษาผลของระยะเวลาตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ผลการเติมสาร MgO ที่อัตราส่วนโมล  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ที่ pH เท่ากับ 9.5 และ  $KH_2PO_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ pH เท่ากับ 10.0 โดยสรุปผลของระยะเวลาการตกตะกอนที่เหมาะสมในน้ำทิ้งจากระบบน้ำทิ้งก๊าซชีวภาพสรุปในตารางที่ 4.33 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมในการเติมสารทั้งสองชนิดที่ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด  $PO_4^{3-}$  สูงสุดและร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้

ตารางที่ 4.33 สรุปผลการศึกษาผลของระยะเวลาตกตะกอน และประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟต (%) ของทั้ง 2 น้ำ

| สารที่เติม | น้ำทิ้งจากระบบ | อัตราส่วนโมล (mM) | ผลของค่า pH | ระยะเวลาตกตะกอน (hr) | ร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่ได้ (%) | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |          |             |
|------------|----------------|-------------------|-------------|----------------------|---------------------------------|-------------------------|----------|-------------|
|            |                |                   |             |                      |                                 | $Mg^{2+}$               | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |
| MgO        | UASB           | 1.0               | 9.5         | 24                   | 59.36                           | 39.96                   | 93.18    | 80.55       |
|            | CL             | 1.0               | 9.5         | 24                   | 66.18                           | 29.91                   | 95.96    | 72.79       |
| $KH_2PO_4$ | UASB           | 1.8               | 10.0        | 24                   | 74.96                           | 35.05                   | 91.21    | 85.46       |
|            | CL             | 1.8               | 10.0        | 24                   | 74.60                           | 50.00                   | 96.14    | 82.37       |

#### 4.4 ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ของน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ในการศึกษาอัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาสำหรับการเกิดผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon โดยเลือกชุดการทดลองจากตารางที่ 4.34 การเติมสารเคมีด้วย MgO ที่อัตราส่วนโมล  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ที่ pH เท่ากับ 9.5 และ  $KH_2PO_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ pH เท่ากับ 10.0 ระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง เปรียบเทียบกับชุด Control แล้วนำมาวิเคราะห์อัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาด้วยสมการจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง และจลนพลศาสตร์อันดับสอง ตามลำดับ โดยพิจารณาค่า  $K_0$ ,  $K_1$  และ  $K_2$  ได้จากค่าความชัน และค่าสหสัมพันธ์ของสมการถดถอยเชิงเส้น (linear regression correlation,  $R^2$ ) เข้าใกล้ 1 มีรายละเอียดดังนี้

ตารางที่ 4.34 สรุปชุดทดลองจลนพลศาสตร์การตกตะกอนฟอสฟอรัส

| ชุดทดลอง                        | น้ำทิ้งจากระบบ | อัตราส่วนโมล (mM) | ผลของค่า pH | ระยะเวลาตกตะกอน (ชั่วโมง)    |
|---------------------------------|----------------|-------------------|-------------|------------------------------|
| Control                         | UASB           | -                 | -           | 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 |
|                                 | CL             | -                 | -           |                              |
| MgO                             | UASB           | 1.0               | 9.5         |                              |
|                                 | CL             | 1.0               | 9.5         |                              |
| KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | UASB           | 1.8               | 10.0        |                              |
|                                 | CL             | 1.8               | 10.0        |                              |

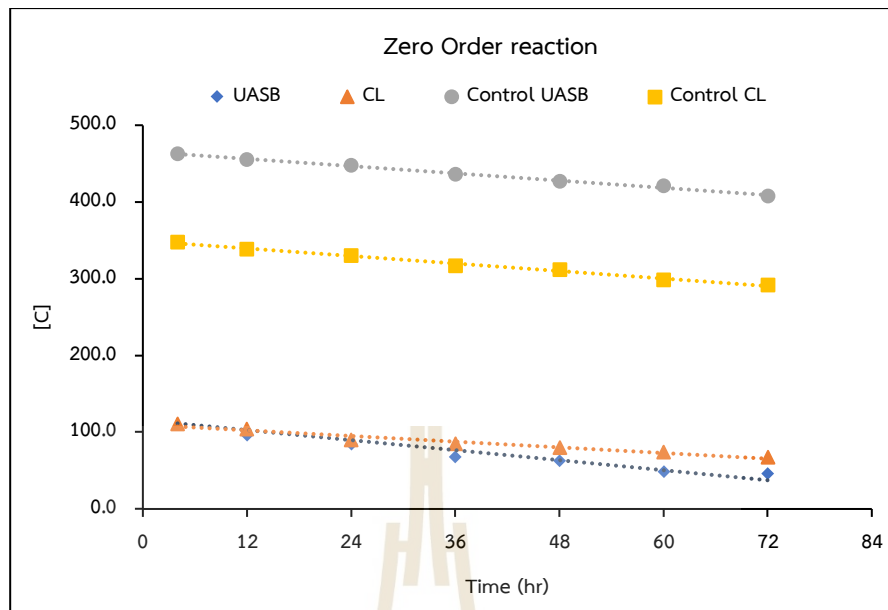
#### 4.4.1 ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งด้วยการเติมสาร MgO

จากผลการศึกษาได้นำข้อมูลมาวิเคราะห์ เพื่อศึกษาอัตราเร็วของปฏิกิริยาการสำหรับการเกิดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon เปรียบเทียบกับชุด control (ตารางที่ 4.34) โดยใช้สมการจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง และจลนพลศาสตร์อันดับสอง ดังแสดงในรูปที่ 4.44 (ก) (ข) และ (ค) ตามลำดับ ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าน้ำทิ้งจาก UASB น้ำทิ้งจาก Covered lagoon และชุด control มีค่า R<sup>2</sup> สมการจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่งอยู่ในช่วง 0.9893 - 0.9959 ซึ่งมีค่าเข้าใกล้ 1 มากกว่าจลนพลศาสตร์อันดับสอง มีค่าอยู่ในช่วง 0.9828 - 0.9927 และจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ มีค่าอยู่ในช่วง 0.9082 - 0.9916 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.35 และจากการทบทวนเอกสารที่ผ่านมาที่เกี่ยวข้องกับการเกิดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง ส่วนใหญ่เป็นไปตามจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง (Corre et al., 2007; Shalaby and Rafie, 2015; Wu et al., 2022) จากผลการศึกษาพบว่ามีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่งอยู่ในช่วง 0.0018 - 0.0123 ต่อชั่วโมง แสดงว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นที่เติม คือ เมื่อความเข้มข้นของสารตั้งต้นเปลี่ยนแปลงไป อัตราการเกิดปฏิกิริยาก็จะเปลี่ยนแปลงตามไปด้วย ซึ่งมีค่าความสัมพันธ์เป็นยกกำลังหนึ่ง โดยพบว่าค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่งของน้ำทิ้งจาก UASB ชุดที่เติม MgO ที่สภาวะค่า pH 9.5 มีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาเร็วกว่าชุด control ที่ไม่ได้เติมสารและไม่ได้ปรับ pH เท่ากับ 0.0123 และ 0.0018 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ ในขณะที่ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่งของน้ำทิ้งจาก CL ที่การเติม MgO ที่ค่า pH 9.5 มีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาเร็วกว่าชุด control ที่ไม่ได้เติมสารและไม่ได้ปรับ pH เท่ากับ 0.0073 และ 0.0026 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ สอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL

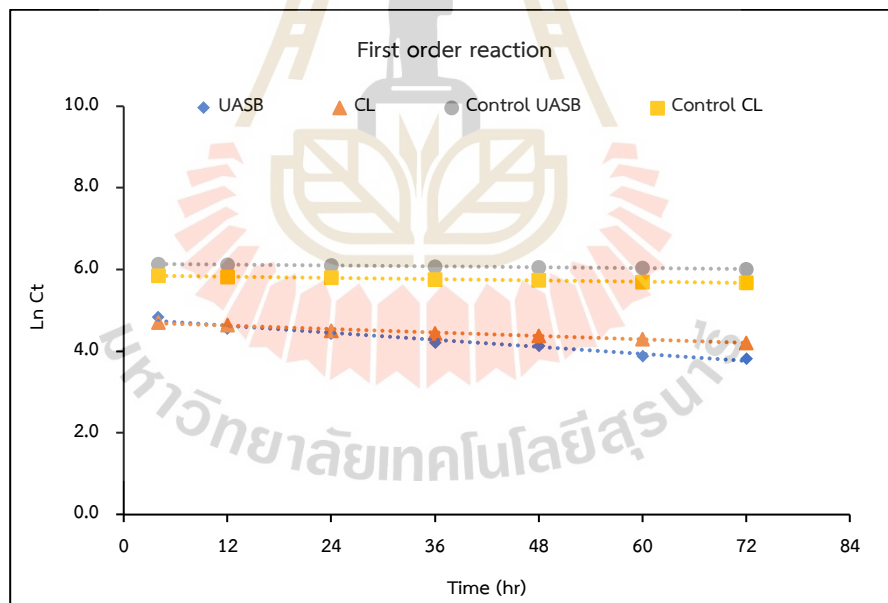
ที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับชุด control และเมื่อเปรียบเทียบค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาในน้ำทิ้งจาก UASB กับ CL ที่มีการเติมสาร MgO อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ค่า pH 9.5 ในสถานะเดียวกัน พบว่าน้ำทิ้งจาก UASB มีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาได้ดีกว่าน้ำทิ้งจาก CL มีค่าเท่ากับ 0.0123 และ 0.0073 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ สอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจาก UASB ซึ่งมีค่าสูงกว่าในน้ำทิ้งจาก CL และมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ที่เพิ่มขึ้น แสดงให้เห็นว่าความเข้มข้นของ  $\text{PO}_4^{3-}$   $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{NH}_4^+$  ที่ลดลงนั้น เพราะถูกกำจัดแยกออกจากน้ำทิ้งให้อยู่ในรูปของตะกอนผลึกสตรูไวท์ จึงส่งผลทำให้อัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาเพื่อเกิดเป็นผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เกิดขึ้นได้เร็วกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ CL เนื่องจากอัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาขึ้นอยู่กับค่าความเข้มข้นของสารในน้ำทิ้งและสารตั้งต้นที่เติมในครั้งนี้ คือ MgO ซึ่งสามารถเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วเมื่อปรับอัตราส่วนโมลให้เท่ากับ 1.0 mM ที่ค่า pH 9.5 สอดคล้องกับผลการศึกษางานวิจัยของ Yetilmezsoy and Zengin. (2009) ที่พบว่า การเติมแมกนีเซียมและฟอสเฟตในสัดส่วนที่เหมาะสมในกระบวนการบำบัดน้ำทิ้ง สามารถเพิ่มการตกตะกอนผลึกของสตรูไวท์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการปรับ pH และการเติมสารที่เหมาะสมสามารถช่วยเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยาและประสิทธิภาพในการกำจัดสารฟอสเฟตในน้ำทิ้งได้อย่างมีนัยสำคัญ

ตารางที่ 4.35 ค่าคงที่อัตราเร็วการตกตะกอนของตัวอย่างน้ำทิ้ง

| ตัวอย่าง             | Zero order         |        | First order                  |        | Second order  |        |
|----------------------|--------------------|--------|------------------------------|--------|---|--------|
|                      | $K_0$<br>(mg/L-hr) | $R^2$  | $K_1$<br>(hr <sup>-1</sup> ) | $R^2$  | $K_2$<br>(L <sup>-1</sup> mg <sup>-1</sup> hr <sup>-1</sup> ) | $R^2$  |
| UASB_MgO_1.0mM_pH9.5 | 1.0893             | 0.9082 | 0.0123                       | 0.9893 | $2.0 \times 10^{-4}$  | 0.9828 |
| UASB_Control         | 0.7874             | 0.9916 | 0.0018                       | 0.9940 | $4.0 \times 10^{-6}$  | 0.9927 |
| CL_MgO_1.0mM_pH9.5   | 0.6165             | 0.9632 | 0.0073                       | 0.9959 | $8.0 \times 10^{-5}$  | 0.9894 |
| CL_Control           | 0.8180             | 0.9907 | 0.0026                       | 0.9923 | $8.0 \times 10^{-6}$  | 0.9920 |

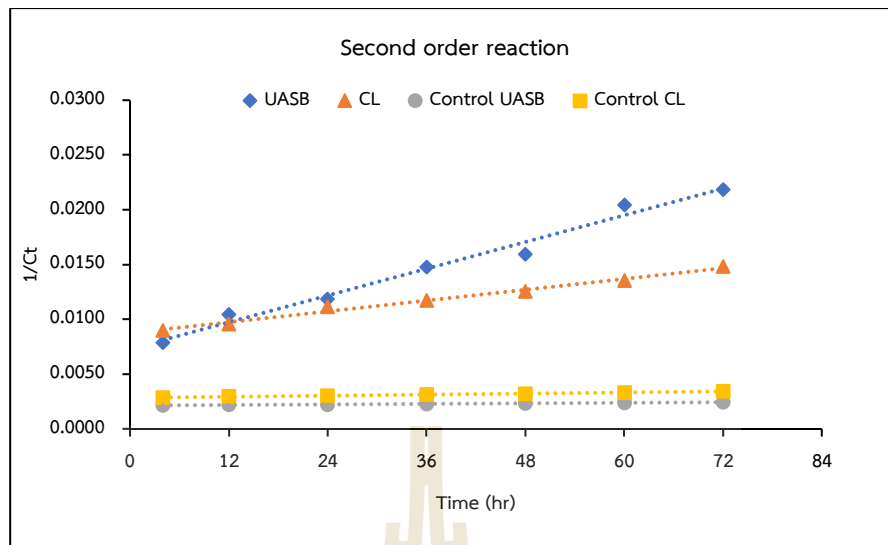


(ก) จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์



(ข) จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง





(ค) จลนพลศาสตร์อันดับสอง

รูปที่ 4.44 จลนพลศาสตร์ของตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยวิธีการเติม MgO ที่ค่า pH 9.5

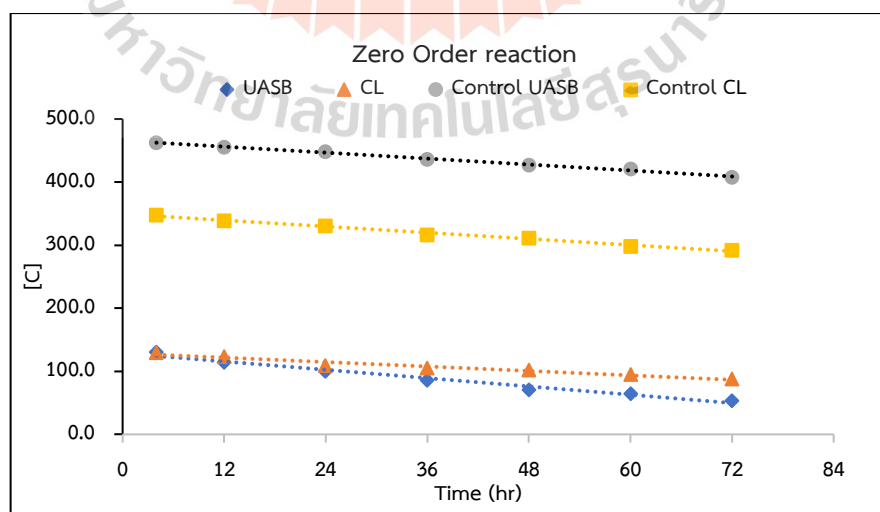
#### 4.4.2 ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งด้วยการเติมสาร $\text{KH}_2\text{PO}_4$

จากผลการศึกษาได้นำข้อมูลมาวิเคราะห์ เพื่อศึกษาอัตราเร็วของปฏิกิริยาการสำหรับการเกิดผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon เปรียบเทียบกับชุด control (ตารางที่ 4.34) โดยใช้สมการจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง และ จลนพลศาสตร์อันดับสอง ดังแสดงในรูปที่ 4.45 (ก) (ข) และ (ค) ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าน้ำทิ้งจาก UASB น้ำทิ้งจาก Covered lagoon และชุด control มีค่า  $R^2$  สมการจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่งอยู่ในช่วง 0.9919 - 0.9957 ซึ่งมีค่าเข้าใกล้ 1 มากกว่า จลนพลศาสตร์อันดับสอง มีค่าอยู่ในช่วง 0.9800 - 0.9927 และจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ มีค่าอยู่ในช่วง 0.9613 - 0.9916 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.36 และจากการทบทวนเอกสารที่ผ่านมาที่เกี่ยวข้องกับการเกิดผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งส่วนใหญ่เป็นไปตามจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง (Corre et al., 2007; Shalaby and Rafie, 2015; Wu et al., 2022) เช่นเดียวกับที่พบในการเติมสาร MgO จากผลการศึกษาพบว่ามีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่งอยู่ในช่วง 0.0018 - 0.0128 ต่อชั่วโมง แสดงว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสารตั้งต้น ซึ่งเมื่อความเข้มข้นของสารตั้งต้นที่เปลี่ยนแปลงไปส่งผลทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาก็จะเปลี่ยนแปลงตามไปด้วยเช่นกัน ซึ่งจะมีค่าความสัมพันธ์เป็นยกกำลังหนึ่ง โดยพบว่าค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่งของน้ำทิ้งจาก UASB ที่การเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่ค่า pH 10.0 มีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาเร็วกว่าชุด control ที่ไม่ได้เติมสารและไม่ได้ปรับ pH เท่ากับ 0.0128 และ 0.0018 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ ในขณะที่ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง

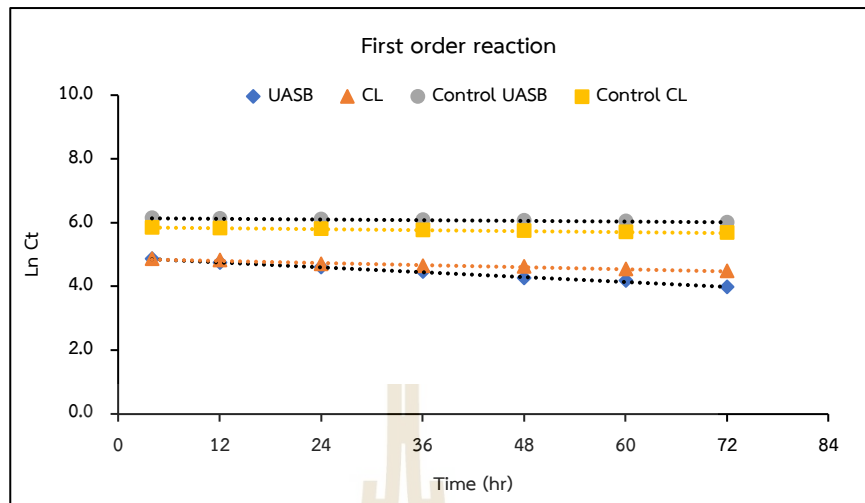
ของน้ำทิ้งจาก CL ที่การเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่ค่า pH 10.0 มีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาเร็วกว่าชุด control ที่ไม่ได้เติมสารและไม่ได้ปรับ pH เท่ากับ 0.0056 และ 0.0026 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาในน้ำทิ้งจาก UASB กับ CL ที่มีการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ค่า pH 10.0 ในสภาวะเดียวกัน พบว่าน้ำทิ้งจาก UASB มีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาได้ดีกว่าน้ำทิ้งจาก CL มีค่าเท่ากับ 0.0128 และ 0.0056 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ นอกจากนี้ผลการศึกษายังพบว่า การกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีประสิทธิภาพสูงกว่าน้ำทิ้งจากระบบ CL ซึ่งสนับสนุนข้อสรุปที่ว่า การเกิดปฏิกิริยาสำหรับการเกิดผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ขึ้นกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นโดยตรง และสามารถเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วเมื่อมีการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ค่า pH 10.0

ตารางที่ 4.36 ค่าคงที่อัตราเร็วการตกตะกอนของตัวอย่างน้ำทิ้ง

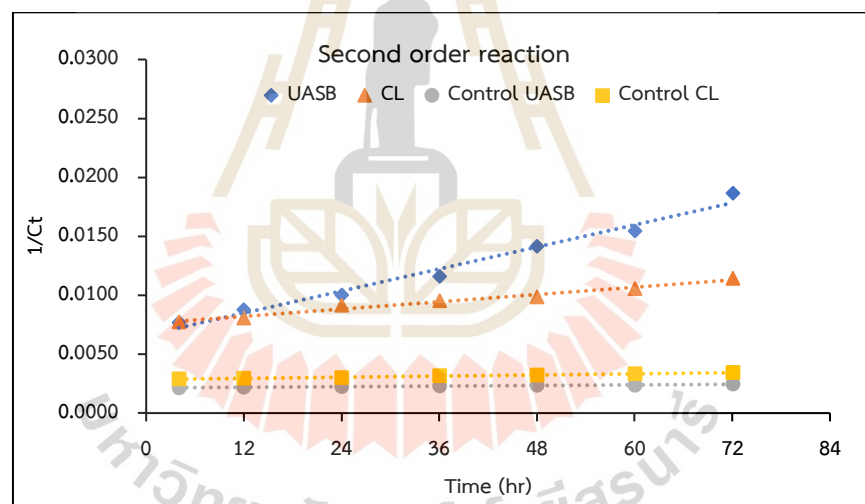
| ตัวอย่าง                                     | Zero order         |        | First order                  |        | Second order  |        |
|--|--------------------|--------|------------------------------|--------|---|--------|
|  | $K_0$<br>(mg/L-hr) | $R^2$  | $K_1$<br>(hr <sup>-1</sup> ) | $R^2$  | $K_2$<br>(L <sup>-1</sup> mg <sup>-1</sup> hr <sup>-1</sup> ) | $R^2$  |
| UASB_ $\text{KH}_2\text{PO}_4$ _1.8mM_pH10.5 | 1.0999             | 0.9783 | 0.0128                       | 0.9957 | $2.0 \times 10^{-4}$  | 0.9821 |
| UASB_Control                                 | 0.7874             | 0.9916 | 0.0018                       | 0.9940 | $4.0 \times 10^{-6}$  | 0.9927 |
| CL_ $\text{KH}_2\text{PO}_4$ _1.8mM_pH10.5   | 0.5871             | 0.9613 | 0.0056                       | 0.9919 | $5.0 \times 10^{-5}$  | 0.9800 |
| CL_Control                                   | 0.818              | 0.9907 | 0.0026                       | 0.9923 | $8.0 \times 10^{-6}$  | 0.9920 |



(ก) จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์



(ข) จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง



(ค) จลนพลศาสตร์อันดับสอง

รูปที่ 4.45 จลนพลศาสตร์ของตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยวิธีการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่ค่า pH 10.0

#### 4.4.3 สรุปผลการศึกษาจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ของการเกิดปฏิกิริยาสำหรับการเกิดผลิตภัณฑ์ไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon โดยเลือกวิธีการเติมสาร  $\text{MgO}$  ที่อัตราส่วนโมล  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ที่ pH เท่ากับ 9.5 และวิธีการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ

1.8 mM ที่ pH เท่ากับ 10.0 เป็นระยะเวลาการตกตะกอนเท่ากับ 4, 12, 24, 36, 48, 60 และ 72 ชั่วโมง พบว่าทั้ง 2 วิธี มีความสอดคล้องกับจลนศาสตร์ลำดับที่หนึ่ง และจากผลการศึกษาในครั้งนี้ พบว่าอัตราเร็วของการเกิดผลึกสตรูไวท์ของการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้งจาก UASB และ CL เท่ากับ 0.0128 และ 0.0056 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ ซึ่งมีค่าอัตราเร็วของการเกิดผลึกสตรูไวท์ได้ดีกว่าการเติมสาร  $\text{MgO}$  ในน้ำทิ้งจาก UASB และ CL เท่ากับ 0.0123 และ 0.0073 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลร้อยละการเกิดผลึกสตรูไวท์ของการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  พบว่ามีค่าร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงกว่าร้อยละ 72.89 – 76.44 สำหรับน้ำทิ้งจาก UASB และสูงกว่าร้อยละ 72.87 – 78.83 สำหรับน้ำทิ้งจาก CL และยังสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งสูงกว่าร้อยละ 83.35 – 87.94 สำหรับน้ำทิ้งจาก UASB และสูงกว่าร้อยละ 80.69 – 85.11 สำหรับน้ำทิ้งจาก CL ในขณะที่การเติมสาร  $\text{MgO}$  มีร้อยละการเกิดผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจาก UASB และ CL อยู่ในช่วงร้อยละ 53.76 – 66.25 และร้อยละ 64.33 – 73.65 ตามลำดับ และสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจาก UASB และ CL อยู่ในช่วงร้อยละ 75.85 – 82.95 และร้อยละ 67.51 – 79.80 ตามลำดับดังนั้น จากผลการศึกษาครั้งนี้เมื่อเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้งจาก UASB และ CL มีความเป็นไปได้ในการเกิดปฏิกิริยาสำหรับการเกิดผลึกสตรูไวท์ได้ดีกว่าการเติมด้วยสาร  $\text{MgO}$  และยังสามารถหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งได้สูง

#### 4.5 การวิเคราะห์คุณสมบัติจากกระบวนการตกตะกอนทางเคมี

จากการนำตะกอนที่เกิดจากการตกตะกอนทางเคมีที่ได้จากชุดการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสมเพื่อหาปริมาณอินทรีย์วัตถุในตะกอน (Organic Matter) ที่เกิดขึ้น โดยเลือกตะกอนจากชุดการศึกษาการเติมด้วยสาร  $\text{MgO}$  อัตราส่วนโมล 1.0 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 10.5 และระยะเวลาการตกตะกอน 48 ชั่วโมง ของน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ ได้แก่ ชุด UA- $\text{MgO}$  และชุด CL- $\text{MgO}$  และชุดการศึกษาการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ค่า pH เท่ากับ 11.0 และระยะเวลาการตกตะกอน 48 ชั่วโมง ของน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ ได้แก่ ชุด UA- $\text{KH}_2\text{PO}_4$  และชุด CL- $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เนื่องจากเป็นสภาวะที่ทำให้เกิดการตกตะกอนทั้งหมดสูงสุด และยังคงมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงอยู่ในช่วงร้อยละ 50 - 70 และเพื่อตรวจสอบว่าการเพิ่มค่า pH สูงกว่าหรือเท่ากับ 10.5 ส่งผลต่อคุณสมบัติของปริมาณอินทรีย์วัตถุในตะกอนที่ได้อย่างไร จากตารางที่ 4.37 พบว่าชุดการศึกษาที่ 1 ที่มีการเติมสาร  $\text{MgO}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL มีปริมาณอินทรีย์วัตถุในตะกอนร้อยละ 18.33 สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ร้อยละ 13.42 เช่นเดียวกับชุดการศึกษาที่ 2 ที่มีการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ชั่วโมง มีปริมาณอินทรีย์วัตถุในตะกอนร้อยละ 18.29 สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ร้อยละ 12.60 จะเห็นได้ว่าการเติมด้วยสาร  $\text{MgO}$  และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ส่งผลทำให้มีปริมาณอินทรีย์วัตถุในตะกอนสูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB สามารถเรียงลำดับค่าร้อยละของ OM จาก

มากไปน้อยได้ ดังนี้  $18.33 \geq 18.29 \geq 13.42 \geq 12.60$  ดังนั้น จะเห็นได้ว่าปริมาณอินทรีย์วัตถุของชุดการเติมด้วยสาร  $MgO$  และ  $KH_2PO_4$  ของน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ มีค่าสูงกว่าร้อยละ 10 เป็นตามข้อกำหนดของกรมวิชาการเกษตรว่าด้วยปุ๋ยอินทรีย์เคมี ควรมีปริมาณอินทรีย์วัตถุไม่ต่ำกว่าร้อยละ 10 และได้นำตะกอนที่เกิดขึ้นไปวิเคราะห์ผลของปริมาณธาตุ C H N O และ S พบว่าวิธีการเติมด้วยสาร  $MgO$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL มีปริมาณธาตุ C สูงกว่าในน้ำ UASB เท่ากับร้อยละ 14.126 และ 9.9925 ตามลำดับ เช่นเดียวกับวิธีการเติมด้วยสาร  $KH_2PO_4$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL มีปริมาณธาตุ C สูงกว่าในน้ำ UASB เท่ากับร้อยละ 14.612 และ 11.444 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับปริมาณคาร์บอนในอินทรีย์วัตถุ พบว่าปริมาณธาตุ C ที่วิเคราะห์มีค่าใกล้เคียงกับปริมาณคาร์บอนในอินทรีย์วัตถุในตะกอน ซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญของอินทรีย์วัตถุที่จะช่วยกระตุ้นการเกิดอินทรีย์วัตถุในดิน และเป็นแหล่งพลังงานของจุลินทรีย์ในกระบวนการเจริญเติบโตและการทำงานต่าง ๆ ของพืชและจุลินทรีย์ในดิน (Yin et al., 2018; สายชล สุขญาณกิจ และคณะ, 2018) และเมื่อทำการวิเคราะห์ปริมาณธาตุ H N O และ S พบว่ามีค่าไม่แตกต่างกัน ทั้งในชุดเติมด้วยสาร  $MgO$  และ  $KH_2PO_4$  ของน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ ซึ่งสอดคล้องผลร้อยละของสตรูโวท์ในน้ำทิ้ง CL สูงกว่าในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เนื่องจากสภาวะการทำงานของระบบ CL ที่อาจเอื้อให้เกิดการตกตะกอนและการย่อยสลายอินทรีย์วัตถุได้ดี เพราะระบบ CL มีการควบคุมการย่อยสลายทางชีวภาพอย่างสมบูรณ์ภายในพื้นที่ปิด ทำให้การสลายตัวของสารอินทรีย์ได้ดี

และจากตารางที่ 4.37 แสดงปริมาณธาตุอาหาร ได้แก่ แมกนีเซียม(Mg) ฟอสฟอรัส(P) โพแทสเซียม(K) และโซเดียม(Na) โดยพบปริมาณธาตุอาหารหลัก P และ K พบว่าวิธีการเติมด้วยสาร  $MgO$  และ  $KH_2PO_4$  ในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ มีค่าปริมาณธาตุ P ใกล้เคียงกันอยู่ในช่วงร้อยละ 10.197 - 15.216 และการวิเคราะห์ปริมาณธาตุ K พบว่ามีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วงร้อยละ 22.611 - 35.446 จะเห็นได้ว่าปริมาณธาตุ P และ K มีร้อยละของแต่ละธาตุสูง และพบว่าปริมาณธาตุ Na สูงอยู่ในช่วงร้อยละ 15.43 - 32.92 มีปริมาณสูงกว่าปริมาณธาตุอาหารหลัก P และ K ขึ้นกับปัจจัยของลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง พบว่าปริมาณโซเดียมอาจสูงถึงร้อยละ 3.0 ขึ้นอยู่กับลักษณะการผลิตและกระบวนการบำบัดที่ใช้ (Li and Zhang, 2014; Gao et al., 2016) และค่า pH ที่ทำการปรับด้วย NaOH เพิ่มขึ้น ซึ่งตะกอนที่มีปริมาณธาตุ Na สูงนั้น หากนำไปใช้เป็นปุ๋ยจะมีผลต่อความเค็มที่เพิ่มขึ้นและอาจส่งผลกระทบต่อการผลิต ROS (Reactive Oxygen Species) ในพืช (Sharma and Dietz, 2006) โดยมาตรฐานปุ๋ยอินทรีย์ ปริมาณ Na ไม่ควรเกินร้อยละ 1 โดยน้ำหนัก ดังนั้น การใช้สารปรับ pH แทน NaOH ในการตกตะกอนของสตรูโวท์ สามารถทำได้โดยใช้ KOH (Wang et al., 2021)  $CO_2$  stripping ร่วมกับ  $Mg(OH)_2$  เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการตกผลึกสตรูโวท์ (Zhang et al., 2019; Kumar et al., 2020)

และเมื่อพิจารณาการนำตะกอนทั้งหมดที่เกิดขึ้นไปใช้งานจริง มีความจำเป็นในการทำให้บริสุทธิ์ หากตะกอนไม่ใช่สตรูโวท์ทั้งหมด อาจมีส่วนผสมของสารอื่น ๆ ที่ไม่เป็นประโยชน์หรืออาจเป็นอันตรายเมื่อใช้ในทางการเกษตร ได้แก่ สารประกอบโลหะหนักหรือสารเคมีอื่น ๆ และหากนำไปใช้งานในอุตสาหกรรม โดยในทางปฏิบัติแล้วตะกอนที่ผลิตได้ สามารถนำไปใช้ได้ทันทีโดยไม่ต้องทำให้บริสุทธิ์ หากสารที่ปนเปื้อนอยู่นั้นไม่ได้เป็นอันตรายหรือมีปริมาณน้อยที่ยอมรับได้ แต่หากมีสารปนเปื้อนที่อาจเป็นอันตราย เช่น โซเดียม (Na) ตะกั่ว (Pb) แคดเมียม (Cd) ปรอท (Hg) ทองแดง (Cu) และอื่น ๆ ซึ่งอาจจำเป็นต้องผ่านกระบวนการทำให้บริสุทธิ์ก่อนนำไปใช้งาน (Tangahu et al., 2011; Nisar et al., 2020) ดังนั้น การผ่านกระบวนการทำให้บริสุทธิ์หรือหาวิธีการลดปริมาณ Na ในกากตะกอน ถ้านำไปใช้โดยตรงอาจต้องใช้ในปริมาณที่จำกัดและต้องมีวิธีการจัดการดินที่เหมาะสมเพื่อที่ไม่ทำให้เกิดการสะสม Na ในดินที่สูงเกินไป รวมทั้งควรผ่านการตรวจสอบคุณสมบัติของกากตะกอนก่อนที่จะนำมาใช้ในทางการเกษตรเพื่อให้เป็นไปตามมาตรฐานของปุ๋ยที่กำหนดไว้

ตารางที่ 4.37 ผลของอินทรีย์วัตถุ และปริมาณธาตุที่พบในตะกอนจากน้ำทิ้งระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

| ชุดทดลอง                             | ร้อยละของน้ำหนัก |        |        |        |       |        | ปริมาณธาตุที่พบในตะกอนที่วิเคราะห์ได้ (%) |        |        |       |
|--------------------------------------|------------------|--------|--------|--------|-------|--------|---|--------|--------|-------|
|                                      | OM               | C      | H      | N      | O     | S      | Mg  | P      | K      | Na    |
| 1 UA-MgO                             | 13.42            | 9.9925 | 2.7243 | 1.2483 | 19.06 | 0.2182 | 15.548                                    | 13.540 | 22.611 | 15.43 |
| 2 UA-KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | 12.60            | 11.444 | 2.9012 | 1.1209 | 43.03 | 0.1332 | 8.754                                     | 10.197 | 35.446 | 20.68 |
| 3 CL-MgO                             | 18.33            | 14.126 | 3.4387 | 1.8546 | 38.69 | 0.2363 | 8.304                                     | 11.547 | 27.631 | 32.92 |
| 4 CL-KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | 18.29            | 14.612 | 3.5275 | 1.9128 | 31.72 | 0.1772 | 11.406                                    | 15.216 | 23.323 | 26.88 |

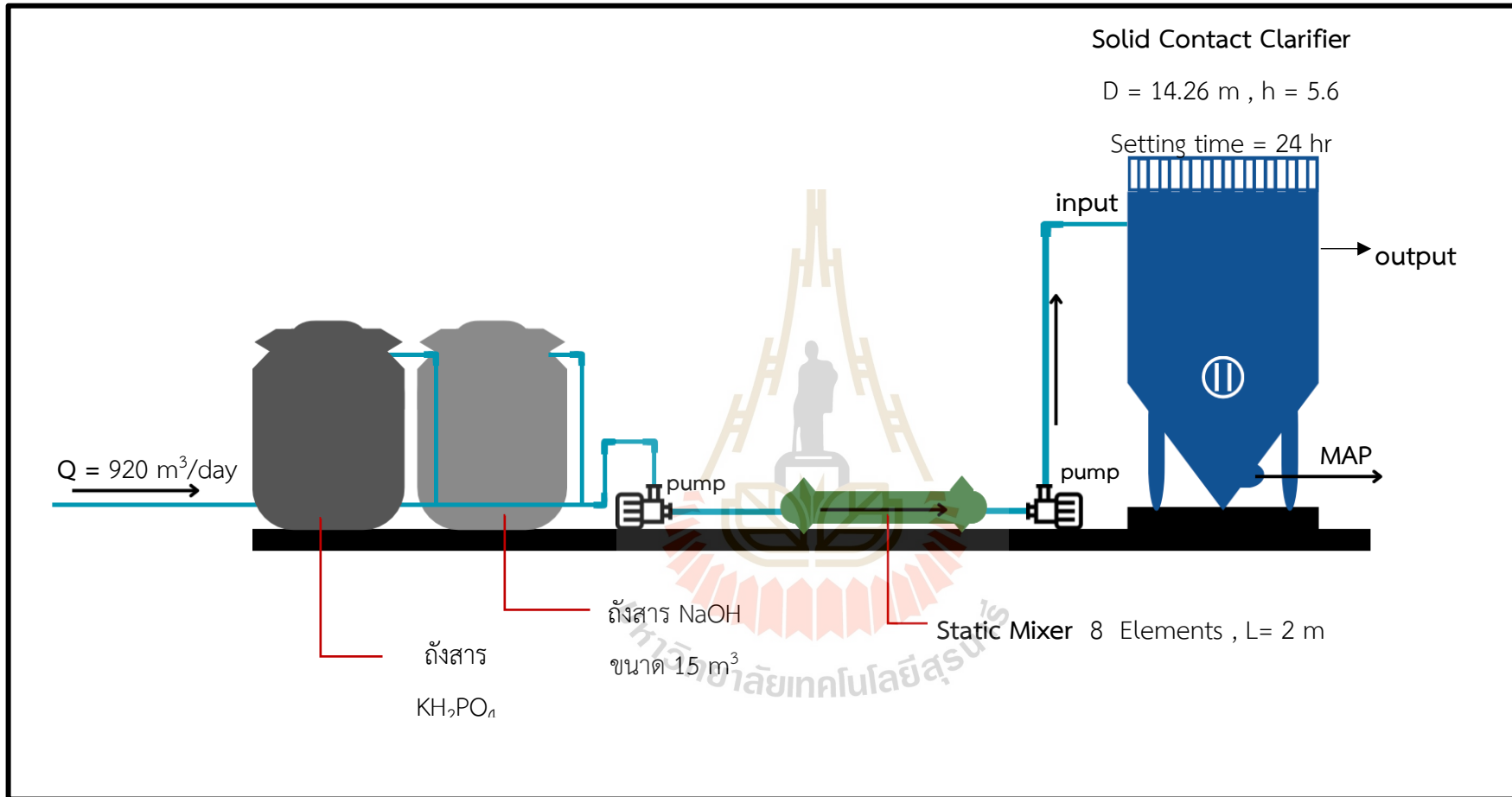
#### 4.6 การนำไปประยุกต์ใช้ในงานทางด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

จากผลการศึกษาชุดทดลองทั้งหมดสามารถนำมาคำนวณการออกแบบระบบสำหรับการตกตะกอนฟอสฟอรัส เพื่อหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนด้วยสารเคมีเป็นปุ๋ยสตรูโวท์ โดยเลือกวิธีการเติมสาร KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ที่อัตราส่วนโมล PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> เท่ากับ 1.8 mM ทำการปรับค่า pH 10.0 และใช้ระยะเวลาการตกตะกอน 24 ชั่วโมง เนื่องจากเป็นสภาวะที่สามารถหมุนเวียนฟอสฟอรัสจากน้ำทิ้งได้สูง คือมีประสิทธิภาพในการกำจัด PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> สูงสุดร้อยละ 85.46 และมีร้อยละของฟอสฟอรัสที่ตกตะกอนเท่ากับ 74.96 นอกจากนี้การเติมด้วยสาร KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> ในน้ำทิ้งจาก UASB ที่สภาวะดังกล่าวสามารถเกิดปฏิกิริยาสำหรับการเกิดฟอสฟอรัสที่ตกตะกอนได้ดีกว่าการเติมด้วยสาร MgO ซึ่งจะช่วยให้เพิ่มปริมาณการตกตะกอนฟอสฟอรัสที่ตกตะกอนได้สูง

ในการออกแบบได้กำหนดอัตราการไหลของน้ำทิ้งจากระบบ UASB เท่ากับ  $920 \text{ m}^3/\text{day}$  ทำการสูบเข้าสู่ท่อ Static mixer Clarifier เพื่อทำการผสมสารเคมีกับน้ำทิ้ง ประกอบด้วยสาร NaOH ความเข้มข้น 60% สำหรับปรับค่า pH ในน้ำ มีขนาดปริมาตรถัง  $15 \text{ m}^3$  และสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ความเข้มข้น 1.0% สำหรับปรับอัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM มีขนาดปริมาตรถัง  $10 \text{ m}^3$  โดยท่อ Static mixer ที่ใช้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของท่อ 0.2 m จำนวน 8 Elements เพื่อให้เกิดการผสมที่สมบูรณ์ด้วยอัตราการไหลแบบ Turbulent และการผสมจะเกิดขึ้นในเวลาเก็บกัก 4.521 วินาที จากนั้นน้ำทิ้งที่ผ่านการผสมกับสารเคมีแล้วจะถูกนำจ่ายเข้าสู่ถังตกตะกอน (Solid Contact Clarifier) ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของถังตกตะกอน 14.26 m และมีความสูงของถังโดยรวม 5.6 m จำนวน 1 ถัง เพื่อให้เกิดการตกตะกอนที่มีประสิทธิภาพในระยะเวลา 24 ชั่วโมง ผลสรุปแนวทางการออกแบบระบบและแผนผังการออกแบบระบบแสดงดังในตารางที่ 4.38 และรูปที่ 4.46 สำหรับผลการศึกษาโดยละเอียดแสดงในภาคผนวก ง.1 และ ง.2 (Kawamura, 2000) มีรายละเอียดดังนี้

ตารางที่ 4.38 ผลสรุปแนวทางการออกแบบระบบการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์

| รายการ                         | รายละเอียด   |
|--------------------------------|--|
| <b>Static Mixer</b>            |  |
| เส้นผ่านศูนย์กลางของท่อ        | = 200 mm   |
| อัตราการไหลน้ำเสีย             | = $920 \text{ m}^3/\text{day}$ $0.0106 \text{ m}^3/\text{s}$ |
| Acture Velocity                | = 0.3539 m/s   |
| Renolds Number                 | = 70,6000 (ไหลแบบปั่นป่วน)                                   |
| ความยาว Static Mixer           | = 1.6 m เลือกลงใช้ 2.0 m                                     |
| Number of Element              | = 8  |
| เวลาเก็บกัก                    | = 4.521 sec  |
| การสูญเสียความดัน              | = 1.559 kPa  |
| Head Loss, hf                  | = 0.159 m of head water                                      |
| <b>Solid Contact Clarifier</b> |  |
| ขนาดถังเส้นผ่านศูนย์กลาง       | = 14.26 m  |
| ระยะเวลาการตกตะกอน             | = 24 hr  |
| ความสูงของถังรวม Free Board    | = 5 m + 0.6 = 5.6 m  |
| มอเตอร์                        | = 1.5 HP   |



รูปที่ 4.46 แผนผังการเดินระบบการผลิตสตรูไวท์



จากการประเมินค่าใช้จ่ายสำหรับการเดินระบบการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ จะพิจารณาจากการเติมสารเคมี โดยสารเคมีที่มีการเติม ได้แก่  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  และ  $\text{NaOH}$  ซึ่งจะแสดงปริมาณการใช้สารเคมีและค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้นแสดงในตารางที่ 4.39 ซึ่งประมาณการรายรับคิดจากรายได้จากการส่งขายผลึกสตรูไวท์ตลอดทั้งปีที่ราคากิโลกรัมละ 40 บาท (Gaterell et al., 2000) พบว่าวิธีการเลือกเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้ง UASB ที่มีอัตราการไหล 920  $\text{m}^3/\text{day}$  โดยปรับอัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ปรับค่า pH เท่ากับ 10.0 ระยะเวลาการตกตะกอน 24 ชั่วโมง จะสามารถตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ประมาณ 1,030 กิโลกรัม/วัน หรือ 309,122 กิโลกรัม/ปี ซึ่งคิดเป็นมีรายรับเท่ากับ 12,364,880 บาท/ปี เมื่อพิจารณาจากค่าใช้จ่ายในการเติมสารเคมีและค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ พบว่ามีค่าใช้จ่ายดำเนินงานต่อปี คิดเป็น 6,031,285 บาท และคาดว่าจะได้รับผลตอบแทนประมาณ 6,333,595 บาท/ปี

ตารางที่ 4.39 การประมาณผลตอบแทนต่อปีของแต่ละแนวทางเลือก

| รายละเอียด   | แนวทางที่ 1       |
|--|-------------------|
| ปริมาณสตรูไวท์ที่ได้ (กก./วัน)   | 1,030             |
| ประมาณการสตรูไวท์ต่อปี (กก.)   | 309,122           |
| ราคาขาย (บาท/กก.)  | 40                |
| <b>รายรับต่อปี (บาท)</b>   | <b>12,364,880</b> |
| ปริมาณ $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ที่เติม (กก./วัน) (ราคา $\approx$ 28 บาท/kg) | 28.333            |
| ปริมาณ $\text{NaOH}$ ที่เติม (กก./วัน) (ราคา $\approx$ 4.2 บาท/kg)           | 4,497.49          |
| ค่าใช้จ่ายในการเติมสารเคมีต่อปี  | 5,867,035         |
| ค่าไฟฟ้าจากการเดินระบบต่อปี<br>(คิดจากค่าไฟ 450 บาท/วัน)                     | 164,250           |
| <b>ค่าใช้จ่ายดำเนินงานต่อปี (บาท) (300 วัน)</b>                              | <b>6,031,285</b>  |
| <b>ประมาณการผลตอบแทนต่อปี (บาท)</b>  | <b>6,333,595</b>  |

จะเห็นได้ว่าจากราคาต้นทุนของสาร  $\text{NaOH}$  สำหรับการปรับ pH ในน้ำทิ้งเท่ากับ 10.0 เป็นปัจจัยสำคัญที่ช่วยลดต้นทุนในการผลิต เนื่องจากปฏิกิริยาทางเคมีที่เกี่ยวข้องกับการตกตะกอนของผลึกสตรูไวท์ขึ้นกับค่า pH ของน้ำ และอัตราส่วนโมลที่เหมาะสม โดยจะพิจารณาควบคู่ไปกับการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ซึ่งมีความจำเป็นสำหรับการตกตะกอนของผลึกสตรูไวท์ และเมื่อเทียบกับสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  พบว่าราคาสาร  $\text{NaOH}$  ต่อกิโลกรัมถูกกว่าสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เท่ากับ 4.2 และ 28 บาท/kg (Turker and Celen. 2006) ตามลำดับ แต่อย่างไรก็ตามค่าใช้จ่ายของสาร  $\text{NaOH}$  ต่อปี ยังคงสูงกว่า  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

เท่ากับ 5,629,037.40 และ 237,997.20 บาทต่อปี ตามลำดับ จากการคำนวณค่าใช้จ่ายในการออกแบบระบบในครั้งนี้ขึ้นกับปัจจัยต่าง ๆ ได้แก่ อัตราการไหลที่เลือกใช้ ความเข้มข้นของสาร Stock solution ที่ต้องการเตรียม และระยะเวลาในการเดินระบบ เป็นต้น หรือเลือกการปรับ pH ในระดับที่ต่ำลง เพื่อประหยัดค่าใช้จ่ายในการเติม NaOH (Pastor et al., 2008) ดังนั้น การเลือกใช้วิธีเหล่านี้สามารถช่วยลดต้นทุนการเดินระบบและเพิ่มผลตอบแทนสุทธิในการบำบัดน้ำทิ้งได้



## บทที่ 5

### สรุปและข้อเสนอแนะ

จากผลการศึกษาระบบการหมุนเวียนฟอสฟอรัส จากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอนด้วยสารเคมี เพื่อผลิตเป็นสตรูโวท์ มีรายละเอียดผลการศึกษาดังต่อไปนี้

#### 5.1 ผลการศึกษาชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการศึกษา

ผลจากการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ พบว่าการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{MgO}$  และ  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟต ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ทั้งในระบบ UASB และ CL โดยการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ดีที่สุดในทั้งสองระบบตามด้วย  $\text{MgO}$  และ  $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$  มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ร้อยละ 90.13, 41.52 และ 32.45 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ CL ร้อยละ 93.20, 30.16 และ 23.85 ตามลำดับ ผลการวิเคราะห์ตะกอนฟอสฟอรัสพบว่าช่วยเพิ่มปริมาณฟอสฟอรัสสูงสุดในน้ำทิ้งของทั้งสองระบบ โดยมีร้อยละของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เท่ากับร้อยละ 53.12, 37.17 และ 22.75 ตามลำดับ และมีร้อยละของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ CL เท่ากับร้อยละ 95.75, 36.93 และ 20.61 ตามลำดับ ดังนั้น การเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  และ  $\text{MgO}$  จึงถูกเลือกใช้ในการปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  และ  $\text{Mg}^{2+}$  ในน้ำทิ้งในการศึกษาขั้นต่อไป เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และการเกิดเป็นฟอสฟอรัสในกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ

#### 5.2 ผลการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง

จากผลการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง UASB และ Covered lagoon ได้แก่ อัตราส่วนโมล ค่า pH เริ่มต้น และระยะเวลาในการตกตะกอน โดยการเติมสาร  $\text{MgO}$  และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  และร้อยละของฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้น สามารถสรุปผลการศึกษาดังต่อไปนี้

##### 5.2.1 ผลการศึกษาอัตราส่วนโมลที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง

จากผลการศึกษาอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  ที่ได้จากการเติมสาร  $\text{MgO}$  และอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่ได้จากการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่เหมาะสมในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ พบว่าอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้ง

จากระบบ UASB และ CL สูงสุดเท่ากับร้อยละ 41.52 และ 30.16 ตามลำดับ และเมื่อนำตะกอนมาวิเคราะห์ด้วยเครื่อง WAXS พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดอยู่ในช่วงร้อยละ 34.09 – 37.95 และ 70.78 – 75.54 ตามลำดับ สำหรับการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  พบว่าอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL เท่ากับร้อยละ 90.13 และ 93.20 ตามลำดับ และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดเท่ากับ 53.12 และ 95.75 ตามลำดับ สอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ข้อมูลด้วยโปรแกรม MINTEQ และการกำจัด MAP Removal ในน้ำทิ้ง แสดงให้เห็นว่าอัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM และอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุด และเกิดผลึกสตรูไวท์สูงสุดเพื่อนำไปศึกษาในขั้นตอนการปรับ pH ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

### 5.2.2 ผลการศึกษา pH ในการตกตะกอนจากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาผลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL โดยการเติมสาร  $\text{MgO}$  ที่อัตราส่วนโมล  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM พบว่าที่ pH 9.5 มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL สูงสุดร้อยละ 78.79 และ 80.37 ตามลำดับ เมื่อนำตะกอนมาวิเคราะห์ด้วยเครื่อง WAXS พบว่ามีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดร้อยละ 77.40 และ 79.68 ตามลำดับ และในการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมล  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM พบว่าที่ pH 10.0 มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดร้อยละ 83.26 และ 89.32 ตามลำดับ โดยมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดร้อยละ 80.76 และ 85.28 ตามลำดับ มีความสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ข้อมูลด้วยโปรแกรม MINTEQ และการกำจัด MAP Removal ในน้ำทิ้ง จะเห็นได้ว่าเมื่อทำการปรับค่า pH เท่ากับ 9.5 และค่า pH เท่ากับ 10.0 จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  และช่วยเพิ่มการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์สูงสุด อีกทั้ง ยังช่วยในการกำจัดไอออนของโลหะชนิดอื่นนอกจากน้ำทิ้งของระบบผลิตก๊าซชีวภาพได้

### 5.2.3 ผลการศึกษาระยะเวลาการตกตะกอนในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

จากผลการศึกษาผลของระยะเวลาการตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL โดยการเติมสาร  $\text{MgO}$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{Mg}^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ที่ pH 9.5 พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอน สามารถช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่ภายใน 24 ชั่วโมง โดยมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าร้อยละ 80.55 สำหรับน้ำทิ้ง UASB และร้อยละ 72.79 สำหรับน้ำทิ้ง CL ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง พบว่าส่วนวิธีการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ pH 10.0 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเข้าสู่สภาวะคงที่ภายใน 24 ชั่วโมง เท่ากับร้อยละ 85.46 และ 82.37 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดที่ระยะเวลาการตกตะกอน 72 ชั่วโมง

สอดคล้องผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง WAXS ที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อย และผลการวิเคราะห์ปริมาณธาตุในตะกอนที่วิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ XRF สอดคล้องกับผลการศึกษาที่ได้ แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพและการเกิดผลึกสตรูไวท์จะเริ่มเข้าสู่ภาวะสมดุลภายในระยะเวลาการตกตะกอน 24 ชั่วโมง

### 5.3 ผลการศึกษาเปรียบเทียบการเติมสาร $\text{MgO}$ และ $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง

ผลจากการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของการเติมสาร  $\text{MgO}$  และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL และนำไปหาร้อยละของผลึกสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น ได้แก่ อัตราส่วนโมล ค่า pH เริ่มต้น และระยะเวลาในการตกตะกอน พบว่าการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงกว่าการเติมสาร  $\text{MgO}$  โดยพบว่าสภาวะของการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ที่ pH 10.0 และระยะเวลาการตกตะกอน 24 ชั่วโมง ส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดทั้งในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL เท่ากับร้อยละ 85.46 และ 82.37 ตามลำดับ อีกทั้ง ยังส่งผลทำให้การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์สูงสุดร้อยละ 80.76 และ 85.28 ตามลำดับ ซึ่งมีค่าสูงกว่าการเติมสาร  $\text{MgO}$  พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL เท่ากับร้อยละ 80.55 และ 72.79 ตามลำดับ และมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดเท่ากับ 59.36 และ 66.18 ตามลำดับ ดังนั้น การเลือกเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในสภาวะเหมาะสมจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดและยังมีร้อยละของผลึกสตรูไวท์สูงสุดอีกด้วย แต่อย่างไรก็ตามต้องคำนึงค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้นด้วย

### 5.4 ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ของน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ผลจากการศึกษาอัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาสำหรับการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ CL ของการเติมสารเคมีด้วย  $\text{MgO}$  และ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  มีความสอดคล้องกับสมการจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง พบว่าการเติมด้วยสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ในน้ำทิ้งระบบ UASB มีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่งเท่ากับ  $0.0128 \text{ hr}^{-1}$  ซึ่งสูงกว่าการเติมสารเคมีด้วย  $\text{MgO}$  ในน้ำทิ้งระบบ UASB เท่ากับ  $0.0123 \text{ hr}^{-1}$  ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าอัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาสำหรับการเกิดผลึกสตรูไวท์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB มีความสอดคล้องกับสารตั้งต้นโดยตรงและสามารถเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วเมื่อมีการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่อัตราส่วนโมล 1.8 mM ที่ค่า pH 10.0

## 5.5 ข้อเสนอแนะจากงานวิจัย

5.5.1 ควรศึกษาเพิ่มเติมในเรื่องของการนำไปประยุกต์ใช้ในงานด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ควรมีการทดสอบต้นแบบถังตกตะกอนผลึกสตรูไวท์ก่อนนำไปใช้จริง

5.3.2 ควรศึกษาความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์ของระบบการผลิตปุ๋ยสตรูไวท์ และพิจารณาราคาต้นทุนของสารเคมีที่เติม และราคาของปุ๋ยสตรูไวท์เทียบกับปุ๋ยอินทรีย์เคมีที่มีคุณสมบัติใกล้เคียงกันกับต่างประเทศ

5.3.2 ควรศึกษาเพิ่มเติมถึงความเป็นไปได้ในการนำไปใช้ประโยชน์ทางการเกษตร ได้แก่ การวิเคราะห์ธาตุอาหารสำหรับพืชในการพัฒนาปุ๋ยสตรูไวท์



## รายการอ้างอิง

- กุลยา โรจน์พานิช, นิพนธ์ ตั้งคณานุรักษ์ และ คณิตา ตั้งคณานุรักษ์. (2560). การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังด้วยแบคทีเรียท้องถิ่นที่มีประสิทธิภาพที่คัดเลือกได้จากน้ำเสีย. ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม, คณะสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- โครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาด้านเทคนิค. โครงการศึกษาการเพิ่มมูลค่าน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพฟาร์มสุกรตามแนวทางเศรษฐกิจพอเพียง. (2552). ออนไลน์. <https://webkc.dede.go.th/testmax/sites/default/files/final%20report.pdf>
- ณัฐฐา กล้าณรงค์. 2562. การเตรียมแป้งมันสำปะหลังออกซิไดซ์ด้วยกระบวนการพลาสมาวิภาคของเหลวสำหรับใช้งานด้านฟิล์มห่อหุ้มอาหารที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ. วิทยานิพนธ์มหาบัณฑิต. สาขาวิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร.
- ดวงกมล พงษ์ธีร์โนปจัย. 2552. การนำธาตุอาหารในน้ำทิ้งจากฟาร์มสุกรกลับมาใช้ประโยชน์โดยการตกผลึกแมกนีเซียม แอมโมเนียม ฟอสเฟต. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- บริษัท ทิม เอ็นเนอร์ยี แมเนจเม้นท์ จำกัด. (2552). โครงการศึกษาการเพิ่มมูลค่าน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบแก๊สชีวภาพฟาร์มสุกรตามแนวทางเศรษฐกิจพอเพียง. รายงานฉบับสุดท้าย กรุงเทพมหานคร.
- พัชรนันท์ นาดพิณิจ, ฐิติรัตน์ ดิษฐ์แก้ว, ทวี สัปปีนันท์, ปวีตร์ สุธาวิยางกูร, ชุมพร จันทมาศ และ สุภาวดี บัวบาน. 2559. การตกตะกอนแมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟต จากน้ำเสียยางพาราที่ผ่านการผลิตก๊าซชีวภาพแล้ว. วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี. ปีที่ 24 ฉบับที่ 6
- พิชญ์ภักดิ์ เจียรพันธ์. 2552. ปริมาณธาตุอาหารจากน้ำทิ้งฟาร์มสุกรที่เหมาะสมต่อการตกผลึกแมกนีเซียม แอมโมเนียม ฟอสเฟต. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วงเดือน สุमारทอง. 2562. การพัฒนาระบบการบริหารจัดการของเสียอุตสาหกรรมประเภทอินทรีย์ในโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง เพื่อเข้าสู่ ISO 14001. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. สาขาวิชาเทคโนโลยีอุตสาหกรรม มหาวิทยาลัยราชภัฏรำไพพรรณี.

- ศิริกาญจน์ ดอกไม้จีน. (2558). การนำกลับฟอสฟอรัสในรูปผลึกสตรูไวท์จากสลัดจ์รีดน้ำ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม, คณะวิศวกรรมศาสตร์, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- รอบรู้ รังสิเวศ. (2560). การผลิตปุ๋ยสตรูไวท์จากน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากโรงงานเกษตรอุตสาหกรรมและฟาร์มสุกร. โครงการวิจัยประจำปี. คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยบูรพา.
- อรุณี เมืองชาย, อทิตยา สังข์สว่าง, วาสนศักดิ์ ลิ้มควรสุวรรณ, และเยาวเรศ ส่วนบุญ. (2566). การนำฟอสฟอรัสกลับคืนด้วยกระบวนการตกผลึกสตรูไวท์: Phosphorus recovery using a struvite crystallization process. วารสารเกษตรศาสตร์และเทคโนโลยี, 4(3)
- APHA, AWWA and WEF. (2017). Standard Methods for examination of water and wastewater. 23<sup>nd</sup> ed. ISBN: 9780875532875
- Burns, R., et al., (2003). Optimization of phosphorus precipitation from swine manure slurries to enhance recovery. Water Science & Technology. 48(1): 139-146.
- Campos, P. V., Angélica, R. S., Faria, L. J. G., & Da Paz, S. P. A. (2023). Phosphorus recovery from wastewater aiming fertilizer production: Struvite precipitation optimization using a sequential Plackett–Burman and Doehlert design. Processes, 11(9), 2664.
- Carolina, G-M., Fernández B., Molina F. J., Darío N-F., Adriana M-V. and Miller Alonso C-V. (2021). Influence of pH and Temperature on Struvite Purity and Recovery from Anaerobic Digestate. Sustainability. 13(19).
- Çelen, I., Buchanan, J. B., Burns, R. T., Robinson, R. B. and Raman, D. R. (2007). Using a chemical equilibrium model to predict amendments required to precipitate phosphorus as struvite in liquid swine manure. Water Research. 47(8): 1689- 1696.
- Chau, C.K., Qiao, F., Li, Z. Potentiometric Study of the Formation of Magnesium Potassium Phosphate Hexahydrate. J. Mater. Civil. Eng. 2012, 24, 586–591.
- Corona, F., Hidalgo, D., Martín-Marroquín, J. M., Castro, J., Sanz-Bedate, S., & Antolín, G. (2022). Study of the crystallisation reaction behaviour to obtain struvite. Waste and Biomass Valorization, 13 (3767–3786).
- Desmidt, E., Monballiu, A., De Clippeleir, H., Verstraete, W., & Meesschaert, B. (2011). Nutrient removal from UASB effluent in agro-industries. In Waste Management Problems in Agro Industries, 8th IWA International Conference, Proceedings. DOI: 10.5772/60474



- Doyle, J. D., & Parsons, S. A. (2002). Struvite formation, control and recovery. *Water Research*, 36(2002), 3925–3940.
- Effendi, A. J., Baashen, M. S. and Hidayat S. (2022). Nutrient Recovery From Organic-Rich Wastewater Through Struvite Precipitation using Air Cathode Electrocoagulation Technology. *Journal indexing and metrics*. Vol. 15
- Enitan, A. M., Adeyemo, J., Swalaha, F. M., & Bux, F. (2015). Anaerobic digestion model to enhance treatment of brewery wastewater for biogas production using UASB reactor. *Environmental Modeling & Assessment*, 20(6), 673-685.
- Enyemadze, I., Momade, F. W. Y., Oduro-Kwarteng, S., & Essandoh, H. (2021). Phosphorus recovery by struvite precipitation: A review of the impact of calcium on struvite quality. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 11(5), 706–718.
- Ezquerro, A. (2010). Struvite precipitation and biological dissolution (TRITA-LWR Degree Project 10:22). Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm, Sweden.
- Fattah, K. (2012) Assessing Struvite Formation Potential at Wastewater Treatment Plants. *Int. J. Environ. Sci. Dev.*, 3 (6), 548–552.
- Fattah, K. P., Sinno, S. Atabay, S. Khan, Z., Al-Dawood, Z., Yasser, A.K., Temam, R. (2022). Impact of Magnesium Sources for Phosphate Recovery and/or Removal from Waste. *Energies*. 15, 4585.
- Fattah, K.P.; Mavinic, D.S.; Koch, F.A.; Jacob, C. (2008). Determining the feasibility of phosphorus recovery as struvite from filter press centrate in a secondary wastewater treatment plant. *J. Environ. Sci. Health Part A*, 43, 756–764.
- Fattah, K.P.; Sabrina, N.; Mavinic, D.S.; Koch, F.A. (2008). Reducing operating costs for struvite formation with a carbon dioxide stripper. *Water Sci. Technol.* 58, 957–962.
- Gardner, L. J., Zhang, J., et al. (2021). Struvite precipitation from the digestate of a municipal waste biogas plant. *Environment Protection Engineering*, 47(4).
- Gao, B., Zhang, H., & Li, J. (2016). Removal of sodium and potassium from wastewater using advanced treatment technologies. *Desalination and Water Treatment*, 57(35), 16529-16536.

- Guanglei Qiu and Yen-Peng Ting (2014) Direct phosphorus recovery from municipal wastewater via osmotic membrane bioreactor (OMBR) for wastewater treatment. *Bioresour Technol.* 170: 221-229.
- Hao, X. D.; Wany, C. C.; Lan, L.; Van Loosdrecht, M. C. M. (2008) Struvite Formation, Analytical Methods and Effects of pH and Ca<sup>2p</sup>. *Water Sci. Technol.*, 58 (8), 1687–1692.
- Hao, X.-D., Wang, C.-C., Lan, L. and M. C. M. van Loosdrecht. (2008). Struvite formation, analytical methods and effects of pH and Ca<sup>2+</sup>. *Water Science & Technology*. 58(8):1687-92 doi: 10.2166/wst.2008.557
- Hien, V. D. T., Le, V. G., Nguyen, H. Q., Pham, T.T., Bui, V. T., Dang B. T., Hoang, T-T-N., Son, N. T., Lin, K-Y. A. and Bui, X-T. (2022). Case Studies in Chemical and Environmental Engineering. Volume 5: 100188.
- Huang, H., Liu, J. & Ding, L. (2015). Recovery of phosphate and ammonia nitrogen from the anaerobic digestion supernatant of activated sludge by chemical precipitation. *J. Clean. Prod.* **102**, 437–446
- Huang, H., Song, Q., Wang, W., Wu, S. & Dai, J. (2012). Treatment of anaerobic digester effluents of nylon wastewater through chemical precipitation and a sequencing batch reactor process. *J. Environ. Manage.* 101, 68–74.
- Innes, P., Chang, S., & Rahaman, M. S. (2021). Treatment of Effluent of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Bioreactor for Water Reuse. *Water*, 13(15), 2123.
- Jaffer Y, Clark TA, Pearce P, Parsons SA. (2002). Potential phosphorus recovery by struvite formation. *Water Res.* 36: 1834-1842.
- Jaffer, Y. (2002). Potential phosphorus recovery by struvite formation. *Water Research*. 36(7): 1834-42. DOI:10.1016/S0043-1354(01)00391-8
- Jiang, H., Bi, M. and Gao, W. (2019). Effect of monoammonium phosphate particle size on flame propagation of aluminum dust cloud. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries.* 60: 311-316.
- Jordaan, E. M., Ackerman, J., & Cicek, N. (2010). Phosphorus removal from anaerobically digested swine wastewater through struvite precipitation. *Water Science and Technology*, 1 June 2010.

- Karabegovic, L., M. Uldal, A. Werker and F. Morgan-Sagastume. (2012) Phosphorus recovery potential from a waste stream with high organic and nutrient contents via struvite precipitation. *Environmental Technology*. 34(7): 871–883.
- Khaita, C. and Polprasert, C. (2019). Effect of Organic Matter on Struvite Precipitation of Phosphorus Contained in Tapioca-starch Wastewater. *Journal Environmental Engineering*. 33(1) : 31-39
- Kim, D., Ryu, H.-D., Kim, M.-S., Kim, J., & Lee, S.-I. (2006). Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 146, 81-85.
- Korchef, A., Naffouti, S., & Souid, I. (2022). Recovery of high concentrations of phosphorus and ammonium through struvite crystallization by CO<sub>2</sub> repelling. *Crystal Research and Technology*, 57 (2200123).
- Korchef, A., Saidou, H. & Amor, M. B. (2011). Phosphate recovery through struvite precipitation by CO<sub>2</sub> removal: Effect of magnesium, phosphate and ammonium concentrations. *J. Hazard. Mater.* 186, 602–613.
- Kumar, V., Singh, S., & Mishra, S. (2020). Comparative performance of KOH, Ca(OH)<sub>2</sub>, and Mg(OH)<sub>2</sub> in struvite crystallization from synthetic wastewater: Effects of CO<sub>2</sub> stripping. *Journal of Environmental Management*, 273, 111155.
- Lahalle, H., Coumes, C.C.D., Mesbah, A., Lambertin, D., Cannes, C., Delpéch, S., Gauffinet, S. (2016). Investigation of Magnesium Phosphate Cement Hydration in Diluted Suspension and Its Retardation by Boric Acid. *Cem. Concr. Res.* 87, 77–86.
- Law, K. P., & Pagilla, K. R. (2018). Phosphorus recovery by methods beyond struvite precipitation. *Water Environment Research*, 90(9), 1-13.
- Le Corre, K.S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., Parsons, S.A. (2009). Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 39(6), 433–477.
- Le, V.G., Vo, D.V.N., Nguyen, N.H., Shih, Y.J., Vu, C.T., Liao, C.H., Huang, Y.H. (2021). Struvite recovery from swine wastewater using fluidized-bed homogeneous granulation process. *J. Environ. Chem. Eng.* 9(3), 105019.

- Li, B., Huang, H. M., Boiarkina, I., Yu, W., Huang, Y. F., Wang, G. Q., & Young, B. R. (2019). Phosphorus recovery through struvite crystallisation: Recent developments in the understanding of operational factors. *Journal of Environmental Management*, 248, 109254.
- Lin, H., Gan, J., Rajendran, A., Reis, C. E. R. and Hu, B. (2014). Phosphorus Removal and Recovery from Digestate after Biogas Production. *Environmental Science*.
- Li, W., Li, Y., Xie, S., Duan, W., & Chen, W. (2022). Roles and influences of kerosene on chalcopyrite flotation in MgCl<sub>2</sub> solution: EDLVO and DFT approaches. *Minerals*, 12(48)
- Li, Z., & Zhang, S. (2014). "Assessment of starch processing wastewater characteristics and its environmental impact." *Journal of Environmental Management*, 135, 54-60.
- Liu, Z., Zhao, Q., Lee, D.J., Yang, N. (2008). Enhancing phosphorus recovery by a new internal recycle seeding MAP reactor. *Biore- sour. Technol.* 99(14), 6488–6493.
- Machdar, I., Depari, S. D., Ulfa, R., Muhammad, S., Hisbullah, A. B., & Safrul, W. (2018). Ammonium Nitrogen Removal from Urea Fertilizer Plant Wastewater via Struvite Crystal Production. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, Vol. 358, 3rd International Conference on Global Sustainability and Chemical Engineering (ICGSCE), 15–16 February 2017
- Min, K. J., & Park, K. Y. (2021). Economic feasibility of phosphorus recovery through struvite from liquid anaerobic digestate of animal waste. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 40703–40714.
- Moragaspiya, C., Rajapakse, J. and Millar, G. J. (2019). Effect of Ca:Mg ratio and high ammoniacal nitrogen on characteristics of struvite precipitated from waste activated sludge digester effluent. *Journal of Environmental Sciences*. 86: 65-77
- Nelson, N. O., Mikkelsen, R. L., & Hesterberg, D. L. (2003). Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: Effect of pH and Mg ratio and determination of rate constant. *Bioresource Technology*, 89, 229–236.
- Nisar, A., Ali, S., Kamran, M., Abbasi, G. H., Qayyum, M. F., Iqbal, M. M., Farooq, N., & Rauf, A. (2020). Review on sodium toxicity in plants: Effects, mechanisms, and management strategies. *Plants*, 9(12), 1782.

- Omidire, N. S. (2020). Struvite: Definition, Benefits, and Potential Application in Arkansas Agriculture. *Environmental Science*.
- Omidire, N. S. and Brye, K. R. (2022). Wastewater-recycled struvite as a phosphorus source in a wheat–soybean double-crop production system in eastern Arkansas. <https://doi.org/10.1002/agg2.20271>
- Otieno, B., Funani, C. K., Khune, S. M., Kabuba, J., & Osifo, P. (2023). Struvite recovery from anaerobically digested waste-activated sludge: A short review. *Journal of Materials Research*, 38(16)
- Park, N., Chang, H., Jang, Y., Lim, H., Jung, J., & Kim, W. (2020). Critical conditions of struvite growth and recovery using MgO in pilot scale crystallization plant. *Water Science and Technology*, 81(12), 2511–2521.
- Park, N., Chang, H., Jang, Y., Lim, H., Jung, J., & Kim, W. (2021). Prediction of adequate pH and  $Mg^{2+}$  dosage using an empirical MgO solubility model for struvite crystallization. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101347.
- Perera, P. W. A., Han, Z.-Y., Chen, Y.-X., & Wu, W.-X. (2007). Recovery of nitrogen and phosphorus as struvite from swine waste biogas digester effluent. *Biomedical and Environmental Sciences*, 20, 343-350.
- Rahman, M. M, Liu YH, Kwag JH, Ra CS. (2011). Recovery of struvite from animal wastewater and its nutrient leaching loss in soil. *J.Hazard. Mater.* 186:2026-2030.
- Run-Feng, C., Liu, T., Hong-Wei, R., Hai-Tao, Z. and Chun-Hai, W. (2021). Effect of Organic Substances on Nutrients Recovery by Struvite Electrochemical Precipitation from Synthetic Anaerobically Treated Swine Wastewater. *Membranes*. 11(594). <https://doi.org/10.3390/membranes11080594>
- Shaddel, S., Ucar, S., Jens-Petter A. and Stein, W. (2019). Enhancing efficiency and economics of phosphorus recovery process by customizing the product based sidestream characteristics an alternative phosphorus recovery strategy. *Civil and Environmental Engineering*. 79(9). doi: 10.2166/wst.2019.178
- Shalaby, M. S., & El-Rafie, S. (2015). Struvite precipitation and phosphorous removal from urine synthetic solution: Reaction kinetic study. *Bulletin of Chemical Reaction Engineering & Catalysis*, 10(1), 88-97.

- Sharma, P., & Dietz, K. J. (2006). "The signaling network of reactive oxygen species (ROS) in plants." *Journal of Experimental Botany*, 57(5), 1254-1268.
- Siciliano, A. (2016). Assessment of fertilizer potential of the struvite produced from the treatment of methanogenic landfill leachate using low-cost reagents. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 5949–5959.
- Siciliano, A., Limonti, C., Curcio, G. M., & Molinari, R. (2020). Advances in struvite precipitation technologies for nutrients removal and recovery from aqueous waste and wastewater. *Sustainability*, 12, 7538.
- Siciliano, A.; De Rosa, S. (2014). Recovery of ammonia in digestates of calf manure through a struvite precipitation process using unconventional reagents. *Environ. Technol.* 35, 841–850.
- Talboys, P. J., Heppell, J., Roose, T., Healey, J. R., Jones, D. L., & Withers, P. J. (2015). Struvite: A slow-release fertilizer for sustainable phosphorus management?. *Plant and Soil*. 401: 109–123. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2747-3>
- Tansel, B., Griffin, L., Monje, O. (2018). Struvite formation and decomposition characteristics for ammonia and phosphorus recovery: A review of magnesium-ammonia-phosphate interactions. *Chemosphere*. 194, 504514.
- Tangahu, B. V., Abdullah, S. R. S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 31.
- Tarragó, E., Rusalleda, M., Colprim, J., Balaguer, M.D., Puig, S. Towards a Methodology for Recovering K-Struvite from Manure. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 2018, 93, 1558–1562. <https://doi.org/10.1002/JCTB.5518>.
- Türker, M., & Çelen, İ. (2007). Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate. *Bioresource Technology*, 98(8), 1529-1534.
- Urbanowska, A., Polowczyk, I., & Kabsch-Korbutowicz, M. (2021). Struvite precipitation from the digestate of a municipal waste biogas plant. *Environment Protection Engineering*, 47(4).
- Vo, T.-D.-H., Le, V.-G., Nguyen, Q.-H., Pham, T.-T., Bui, T.-V., Dang, B.-T., Hoang, T.-T.-N., Son, N. T., Lin, K.-Y. A., & Bui, X.-T. (2022). Effects of storage conditions, pH and

- Mg ratio on the precipitation process for phosphate recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5, 100188.
- Wang, J., Burken, J. G., Zhang, X. J., & Surampalli, R. (2005). Engineered struvite precipitation: Impacts of component-ion molar ratios and pH. *Journal of Environmental Engineering*, 131(11), 1433-1440.
- Wang, X., Zhang, H., & Li, J. (2021). Comparative study of potassium hydroxide and sodium hydroxide for struvite crystallization from wastewater: Performance and economic assessment. *Chemical Engineering Journal*, 425, 130553.
- Wang, X., Hu, X., Chong, L., Yang, J., & Shi, C. (2023). Effects of the combination of  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$  and  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  on the interfacial bond between magnesium phosphate cement and steel fiber. *Construction and Building Materials*, 407, 133405.
- Watson, C., Clemens, J., and Wichern, F. (2019). Plant availability of magnesium and phosphorus from struvite with concurrent nitrification inhibitor application. *Soil Use and Management*. 35(4). doi:[10.1111/sum.12527](https://doi.org/10.1111/sum.12527)
- Wu, J., Li, Y., Xu, B., Li, M., Wang, J., Shao, Y., Chen, F., Sun, M., & Liu, B. (2022). Effects of physicochemical parameters on struvite crystallization based on kinetics. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(12), 7204.
- Xu, G., Ren, J., Cui, K., & Guo, K. (2023). Effect of operating conditions on phosphorus recovery from acidified plant oil wastewater by struvite crystallization. *Earth and Environmental Science*, 1135, 012014.
- Yadav, G., Mishra, A., Ghosh, P., Sindhu, R., Vinayak, V. and Pugazhendhi, A. (2021). Technical, economic and environmental feasibility of resource recovery technologies from wastewater. *Science of the Total Environment*. 796:149022 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149022>
- Yan Wang, Li Ping Qiu and Meng Fei Hu. (2018). Magnesium Ammonium Phosphate Crystallization: A Possible Way for Recovery of Phosphorus from Wastewater. *Materials Science and Engineer*. 392, 032032.
- Yetilmezsoy K, Sapci-Zengin Z. 2009. Recovery of ammonium nitrogen from the effluent of UASB treating poultry manure wastewater by MAP precipitation as a slow release fertilizer. *J Hazard Mater*. 166(1): 260-9.

- Yuanyao Ye, Huu Hao Ngo, Wenshan Guo, Soon Woong Chang, Dinh Duc Nguyen, Xinbo Zhang, Jian Zhang J., Shuang Liang. (2020). Nutrient recovery from wastewater: From technology to economy. *Bioresource Technology Reports*. 11:100425. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100425>
- Zeng, L. and X. Li, (2006). Nutrient removal from anaerobically digested cattle manure by struvite precipitation. *Environmental Engineering and Science*. 5(4): 285-294.
- Zhang, J., Niu, W., Liu, Z., Yang, Y., Long, W., Zhang, Y., & Dong, B. (2022). Hydration Behavior of Magnesium Potassium Phosphate Cement: Experimental Study and Thermodynamic Modeling. *Materials (Basel)*, 15(23), 8496.
- Zhang, T.; Ding, L.; Ren, H.; Guo, Z.; Tan, J. (2010) Thermodynamic Modeling of Ferric Phosphate Precipitation for Phosphorus Removal and Recovery from Wastewater. *J. Hazard. Mater.*, 176, 444–450.
- Zhang, X. (2011) Factors Influencing Iron Reduction-Induced Phosphorus Precipitation. *Environ. Eng. Sci.*, 29 (6), 511–519.
- Zhang, Y., Desmidt, E., Looveren, A. V., Pinoy, L., Meesschaert, B. and Bruggen, V. B. (2003). Phosphate separation and recovery from wastewater by novel electrodialysis. *Environ. Sci. Technol.* 47: 5888-5895.
- Zhang, Y., Liu, Y., & Zhao, X. (2019). CO<sub>2</sub> stripping combined with magnesium hydroxide for enhanced struvite recovery from wastewater: Performance and economic evaluation. *Bioresource Technology*, 270, 315-323.





ภาคผนวก ก.

รายละเอียดคุณภาพน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon

ตารางที่ ก.1 คุณลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB ของแต่ละเดือน

| เดือน  | UASB |            |            |            |            |             |
|--------|------|------------|------------|------------|------------|-------------|
|        | pH   | Temp. (°C) | VFA (mg/l) | COD (mg/l) | TSS (mg/l) | Alk. (mg/l) |
| Jan-65 | 7.37 | 27.29      | 180.81     | 1,238.85   | 4,889.63   | 3,841.26    |
| Feb-65 | 7.38 | 28.5       | 168.29     | 1,078.61   | 2,777.14   | 3,749.39    |
| Mar-65 | 7.38 | 29.47      | 162.35     | 1,154.58   | 1,712.26   | 3,908.94    |
| Apr-65 | 7.47 | 28.69      | 170.36     | 1,037.87   | 1,129.70   | 3,607.50    |
| May-65 | 7.43 | 29.33      | 158.48     | 1,041.42   | 996.13     | 3,384.97    |
| Jun-65 | 7.41 | 30.06      | 160.2      | 1,012.45   | 905.98     | 3,026.63    |
| Aug-65 | 7.41 | 27.41      | 155.2      | 1,122.50   | 854.33     | 3,115.77    |
| Sep-65 | 7.04 | 31.35      | 270.66     | 1046.62    | 1,044.00   | 3,255.40    |
| Oct-65 | 7.04 | 29.49      | 295.27     | 796.77     | 1,238.00   | 2,273.30    |
| Nov-65 | 7.14 | 27.52      | 230.75     | 722.21     | 2,516.79   | 2,550.29    |
| Avg    | 7.31 | 28.91      | 195.24     | 1025.19    | 1806.40    | 3271.35     |
| Min    | 7.04 | 27.29      | 155.20     | 722.21     | 854.33     | 2273.30     |
| Max    | 7.47 | 31.35      | 295.27     | 1238.85    | 4889.63    | 3908.94     |
| Mean   | 7.38 | 29.01      | 169.33     | 1044.02    | 1183.85    | 3320.19     |
| SD     | 0.17 | 1.30       | 51.39      | 156.25     | 1277.94    | 546.31      |

ตารางที่ ก.2 คุณลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Covered lagoon ของแต่ละเดือน

| เดือน    | Covered lagoon |            |           |
|----------|----------------|------------|-----------|
|          | pH             | COD (mg/l) | SS (mg/l) |
| 6-Jan-65 | 8.13           | 516.40     | 270.00    |
| 2-Feb-65 | 7.92           | 784.08     | 510.00    |
| 3-Mar-65 | 7.98           | 705.33     | 660.00    |
| 2-Apr-65 | 7.74           | 625.28     | 440.00    |
| 6-May-65 | 7.86           | 696.73     | 410.00    |
| 3-Jun-65 | 7.88           | 967.68     | 790.00    |
| 4-Aug-65 | 8.12           | 755.71     | 1140.00   |
| 5-Sep-65 | 7.88           | 584.09     | 500.00    |
| 9-Oct-65 | 7.92           | 427.39     | 280.00    |
| 3-Nov-65 | 7.76           | 486.89     | 295.00    |
| Avg      | 7.92           | 654.96     | 529.50    |
| Min      | 7.74           | 427.39     | 270.00    |
| Max      | 8.13           | 967.68     | 1140.00   |
| Mean     | 7.90           | 661.01     | 470.00    |
| SD       | 0.13           | 161.26     | 271.97    |

ตารางที่ ก.3 ปริมาณความเข้มข้นเริ่มต้นของสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

| เดือน/ปี      | น้ำทิ้งจาก UASB            |                  |                               |                              | น้ำทิ้งจาก Cover lagoon    |                  |                               |                              |
|---------------|----------------------------|------------------|-------------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------|-------------------------------|------------------------------|
|               | ความเข้มข้นเริ่มต้น (mg/L) |                  |                               |                              | ความเข้มข้นเริ่มต้น (mg/L) |                  |                               |                              |
|               | Mg <sup>2+</sup>           | Ca <sup>2+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | Mg <sup>2+</sup>           | Ca <sup>2+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> |
| ธันวาคม 65    | 78.19                      | 232.91           | 76.28                         | 263.20                       | 42.01                      | 117.95           | 56.67                         | 259.00                       |
| มกราคม 66     | 76.32                      | 201.50           | 84.52                         | 402.01                       | 79.23                      | 258.00           | 44.64                         | 247.10                       |
| กุมภาพันธ์ 66 | 84.51                      | 245.06           | 84.12                         | 386.00                       | 79.15                      | 120.11           | 44.56                         | 252.00                       |
| มีนาคม 66     | 59.74                      | 147.39           | 77.51                         | 389.90                       | 42.05                      | 258.48           | 56.98                         | 386.00                       |
| เมษายน 66     | 66.05                      | 104.94           | 70.83                         | 374.50                       | 84.51                      | 122.53           | 26.73                         | 296.10                       |
| มิถุนายน 66   | 63.62                      | 198.00           | 77.16                         | 346.50                       | 51.97                      | 260.00           | 50.16                         | 309.40                       |
| พฤศจิกายน 66  | 47.11                      | 250.25           | 64.22                         | 427.00                       | 73.82                      | 195.27           | 29.95                         | 319.20                       |
| Avg           | 67.93                      | 197.15           | 76.38                         | 369.87                       | 64.68                      | 190.33           | 44.24                         | 295.54                       |
| Min           | 47.11                      | 104.94           | 64.22                         | 263.20                       | 42.01                      | 117.95           | 26.73                         | 247.10                       |
| Max           | 84.51                      | 250.25           | 84.52                         | 427.00                       | 84.51                      | 260.00           | 56.98                         | 386.00                       |
| SD            | 66.05                      | 201.50           | 77.16                         | 386.00                       | 73.82                      | 195.27           | 44.64                         | 296.10                       |





ภาคผนวก ข.  
รายละเอียดการคำนวณ

### ข.1 การคำนวณวิธีการเติมสารที่ใช้ในการศึกษา

การคำนวณวิธีการเติมสารที่ใช้จะพิจารณาจากค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของสารทั้ง 3 ชนิด ใน น้ำทิ้งจากระบบ UASB และ Covered lagoon ประกอบด้วย แมกนีเซียม แอมโมเนียม และฟอสเฟต โดยเลือกใช้การเติมสาร MgO สำหรับปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  และ  $KH_2PO_4$  สำหรับปรับอัตราส่วนโมลของ  $PO_4^{3-}$  สามารถคำนวณเพื่อหาค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของสารในหน่วยมิลลิโมลต่อลิตรและการเติมสารในหน่วยมิลลิโมลต่อลิตร รายละเอียดดังนี้

#### ข.1.1 การคำนวณหาค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของสารในน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

การคำนวณหาค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของสารในน้ำทิ้ง UASB โดยมีค่าความเข้มข้นของ  $Mg^{2+}$   $NH_4^+$  และ  $PO_4^{3-}$  เท่ากับ 47.11 427 และ 64.22 mg/L

| ชุดทดลอง | Conc. (mg/L) |          |             | Molar (mM) |          |             |
|----------|--------------|----------|-------------|------------|----------|-------------|
|          | 1            | 2        | 3           | 4          | 5        | 6           |
|          | $Mg^{2+}$    | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ | $Mg^{2+}$  | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |
| control  | 47.11        | 427      | 64.22       | 1.94       | 23.67    | 0.68        |

- ความเข้มข้นของแมกนีเซียม  
น้ำหนักโมเลกุลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 24.305 g/mol  

$$\frac{47.11 \text{ mg}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol}}{24.305 \text{ g}} = 0.00194 \text{ mol/L}$$

$$= 1.94 \text{ mmol/L (\#column 4)}$$
- ความเข้มข้นของแอมโมเนียม  
น้ำหนักโมเลกุลของ  $NH_4^+$  เท่ากับ 18.04 g/mol  

$$\frac{427 \text{ mg}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol}}{18.04 \text{ g}} = 0.02367 \text{ mol/L}$$

$$= 23.67 \text{ mmol/L (\#column 5)}$$
- ความเข้มข้นของฟอสเฟต  
น้ำหนักโมเลกุลของ  $PO_4^{3-}$  เท่ากับ 94.97 g/mol  

$$\frac{64.22 \text{ mg}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol}}{94.97 \text{ g}} = 0.00068 \text{ mol/L}$$

$$= 0.68 \text{ mmol/L (\#column 6)}$$

ดังนั้น น้ำทิ้งจากระบบ UASB มีค่าความเข้มข้นของ  $Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-}$  เท่ากับ 1.94 : 23.67 : 0.68 mM และสำหรับการคำนวณหาค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของสารในน้ำทิ้ง CL จะคำนวณเช่นเดียวกับในน้ำทิ้ง UASB

### ข.1.2 การคำนวณวิธีการเติมสารที่ใช้

1) การคำนวณการเติมสาร MgO สำหรับปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$

เมื่อต้องการปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ด้วยการเติม MgO สามารถคำนวณได้ดังนี้

| ชุดทดลอง | อัตราส่วนโมล $Mg^{2+}$ ที่ต้องเพิ่ม (mM) | ความเข้มข้นของ $Mg^{2+}$ (g/L) | ความเข้มข้นของ $Mg^{2+}$ (mg/L) | ความเข้มข้นของ MgO |        |
|----------|--|--------------------------------|---------------------------------|--------------------|--------|
|          |  |                                |                                 | (g/L)              | (mg/L) |
| 1        | 0.5                                      | 0.0122                         | 12.15                           | 0.0202             | 20.20  |
| 2        | 1.0                                      | 0.0243                         | 24.30                           | 0.0403             | 40.30  |

โดย  $Mg^{2+}$  ที่ต้องการ = 1.0 mM (#column 2)

$$= \frac{1.12 \text{ mmol } PO_4^{3-}}{L} \times \frac{94.97 \text{ g } PO_4^{3-}}{1 \text{ mol}} \times \frac{1 \text{ mol}}{1000 \text{ mmol}}$$

$$= 0.0243 \text{ g } Mg^{2+} / L$$

$$= 24.30 \text{ mg } Mg^{2+} / L \text{ (#column 4)}$$

$$\text{ต้องการเติม } Mg^{2+} \text{ ด้วยสาร MgO} = 0.0243 \text{ g } Mg^{2+} / L \times \frac{40.304 \text{ g MgO} / \text{mol}}{24.305 \text{ g } Mg^{2+} / \text{mol}}$$

$$= 0.0403 \text{ g MgO} / L \text{ (#column 5)}$$

$$= 40.30 \text{ mg MgO} / L \text{ (#column 6)}$$

ดังนั้น อัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM จะต้องชั่ง MgO เท่ากับ 40.30 mg จึงจะได้  $Mg^{2+}$  ที่มีความเข้มข้น 24.30 mg/L

2) คำนวณการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  สำหรับปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เมื่อต้องการปรับอัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM ด้วยการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  โดยความเข้มข้นเริ่มต้นของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 0.68 mM สามารถคำนวณได้ดังนี้

| ชุดทดลอง | อัตราส่วนโมลของ $\text{PO}_4^{3-}$ ที่ต้องการ (mM) | อัตราส่วนโมล $\text{PO}_4^{3-}$ ที่ต้องเพิ่ม (mM) | ความเข้มข้นของ $\text{PO}_4^{3-}$ (mg/L) | ความเข้มข้นของ $\text{KH}_2\text{PO}_4$ |        |
|----------|--|---|--|---|--------|
|          |  |   |  | (g/L)                                   | (mg/L) |
| control  | -  | 0.68  | -  | -                                       | -      |
| 1        | 1.8  | 1.12  | 106.37                                   | 0.1529                                  | 152.93 |

โดย  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่ต้องการ = 1.8 - 0.68 = 1.12 mM (#column 3)

$$= \frac{1.12 \text{ mmol } \text{PO}_4^{3-}}{\text{L}} \times \frac{94.97 \text{ g } \text{PO}_4^{3-}}{1 \text{ mol}} \times \frac{1 \text{ mol}}{1000 \text{ mmol}}$$

$$= 0.1064 \text{ g } \text{PO}_4^{3-} / \text{L}$$

$$= 106.37 \text{ mg } \text{PO}_4^{3-} / \text{L} \text{ (#column 4)}$$

$$\text{PO}_4^{3-} \text{ ที่ต้องเติม} = 0.1064 \text{ g } \text{PO}_4^{3-} / \text{L} \times \frac{136.086 \text{ g } \text{KH}_2\text{PO}_4 / \text{mol}}{94.97 \text{ g } \text{PO}_4^{3-} / \text{mol}}$$

$$= 0.1529 \text{ g } \text{KH}_2\text{PO}_4 / \text{L} \text{ (#column 5)}$$

$$= 152.93 \text{ mg } \text{KH}_2\text{PO}_4 / \text{L} \text{ (#column 6)}$$

ดังนั้น อัตราส่วนโมลของ  $\text{PO}_4^{3-}$  เท่ากับ 1.8 mM จะต้องชั่ง  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  เท่ากับ 152.93 mg จึงจะได้  $\text{PO}_4^{3-}$  ที่มีความเข้มข้น 106.37 mg/L



## ข.2 คำนวณประสิทธิภาพการกำจัดสารต่าง ๆ ในน้ำ

จากการวัดความเข้มข้นพารามิเตอร์ของสารละลายส่วนใสเริ่มต้นและที่เหลืออยู่หลังการตกตะกอน โดยเลือกชุดตัวอย่างการปรับอัตราส่วนโมลของ  $Mg^{2+}$  เท่ากับ 1.0 mM ด้วยการเติม  $MgO$  นำข้อมูลความเข้มข้นสารละลาย ได้แก่ ความเข้มข้นของ  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$  และ  $PO_4^{3-}$  มาคำนวณหาค่าประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารในน้ำทิ้ง รายละเอียดดังนี้

| ชุดทดลอง                   | ความเข้มข้นเริ่มต้นในน้ำทิ้ง (mg/L) |          |             | ความเข้มข้นที่เหลืออยู่ในน้ำหลังการกำจัด (mg/L) |          |             | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) |          |             |
|----------------------------|-------------------------------------|----------|-------------|---|----------|-------------|-------------------------|----------|-------------|
|                            | $Mg^{2+}$                           | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ | $Mg^{2+}$                                       | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ | $Mg^{2+}$               | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |
| $Mg^{2+}$ เท่ากับ 1.0 (mM) | 87.92*                              | 346.5    | 77.16       | 57.17   | 274.43   | 45.12       | 34.98                   | 20.80    | 41.52       |

หมายเหตุ \* คือ ผลรวมความเข้มข้นของ  $Mg^{2+}$  เริ่มต้นในน้ำทิ้งกับ  $Mg^{2+}$  ที่ทำการเติมอัตราส่วนโมลเท่ากับ 1.0 mM

โดยที่

1) ประสิทธิภาพการกำจัดของแมกนีเซียม

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัด} = \frac{87.92 - 57.17}{87.92} \times 100 = 34.98 \% \text{ (#column 8)}$$

2) ประสิทธิภาพการกำจัดของแอมโมเนียม

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัด} = \frac{346.5 - 274.43}{346.5} \times 100 = 20.80 \% \text{ (#column 9)}$$

3) ประสิทธิภาพการกำจัดของฟอสเฟต

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัด} = \frac{77.16 - 45.12}{77.16} \times 100 = 41.52 \% \text{ (#column 10)}$$

### ข.3 การคำนวณร้อยละของสตรูไวท์

จากผลการศึกษาร้อยละของสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น สามารถคำนวณได้จากสารที่ถูกกำจัดไปอยู่ในรูปของ  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$  และ  $PO_4^{3-}$  หรือ MAP\_Removal โดยมวลโมเลกุลของสตรูไวท์ ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) เท่ากับ 245.40 g/mol มีรายละเอียดดังนี้

| ชุดทดลอง                 | ความเข้มข้นเริ่มต้นในน้ำทิ้ง (mg/L) |          |             | ผลรวมของ MAP เริ่มต้น (M) | ความเข้มข้นของสารที่ถูกกำจัดไป (mg/L) |          |             | ผลรวมของ MAP ที่ตกตะกอน (M) | MAP_Removal (%) |
|--------------------------|-------------------------------------|----------|-------------|---------------------------|---------------------------------------|----------|-------------|-----------------------------|-----------------|
|                          | $Mg^{2+}$                           | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |                           | $Mg^{2+}$                             | $NH_4^+$ | $PO_4^{3-}$ |                             |                 |
| $Mg^{2+}$ เท่ากับ 1.0 mM | 87.92*                              | 346.5    | 77.16       | 0.00173                   | 30.75                                 | 72.07    | 32.04       | 0.00055                     | 31.79           |

โดยที่ 1) จำนวนปริมาณตะกอนจากความเข้มข้นเริ่มต้น mg/L --- > mol/L

$$\frac{423.66 \text{ mg MAP}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol}}{245.40 \text{ g MAP}} = 0.00173 \text{ mol/L (\#column 5)}$$

2) จำนวนปริมาณตะกอนจากความเข้มข้นของสารที่ถูกกำจัดไป mg/L --- > mol/L

$$\frac{134.86 \text{ mg MAP}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol}}{245.40 \text{ g MAP}} = 0.00055 \text{ mol/L (\#column 9)}$$

3) ร้อยละของสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น MAP\_Removal

$$\% \text{ MAP\_Removal} = \frac{0.00055}{0.00173} \times 100 = 31.79 \% (\#column 10)$$

ดังนั้น ร้อยละของสตรูไวท์ที่เกิดขึ้น MAP\_Removal คิดเป็นร้อยละ 31.79

ภาคผนวก ค.  
การคำนวณและผลจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

### ค.1 การคำนวณจลนพลศาสตร์

จากผลการศึกษาจลนพลศาสตร์การตกตะกอนผลึกสตรูไวท์จากน้ำทิ้งระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการคำนวณสมการจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ สมการจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง และสมการจลนพลศาสตร์อันดับสอง แล้วจึงนำไป plot กับระยะเวลาการตกตะกอน ดังรายละเอียดต่อไปนี้

- การคำนวณสมการจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ =  $[A] = 126.45$  (#column 5)
- การคำนวณสมการจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง =  $\ln[A] = \ln[126.45] = 4.8398$  (#column 6)
- การคำนวณสมการจลนพลศาสตร์อันดับสอง =  $1/[A] = 1/[126.45] = 0.0079$  (#column 7)

แล้วจึงนำค่าที่ได้ไปหาความสัมพันธ์กับระยะเวลาการตกตะกอน

ตารางที่ ค.1 ผลของจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยวิธีการเติม MgO

| น้ำทิ้งจากระบบ | ชุดทดลอง                           | ผลของระยะเวลา | Zero order | First order | Second order |
|----------------|------------------------------------|---------------|------------|-------------|--------------|
|                |                                    | (hr)          | [C]        | $\ln[C]$    | $1/[C]$      |
| UASB           | Mg <sup>2+</sup> = 1.0<br>: pH 9.5 | 4             | 126.45     | 4.8398      | 0.0079       |
|                |                                    | 12            | 95.95      | 4.5638      | 0.0104       |
|                |                                    | 24            | 84.49      | 4.4366      | 0.0118       |
|                |                                    | 36            | 67.68      | 4.2147      | 0.0148       |
|                |                                    | 48            | 62.65      | 4.1376      | 0.0160       |
|                |                                    | 60            | 48.95      | 3.8908      | 0.0204       |
|                |                                    | 72            | 45.75      | 3.8232      | 0.0219       |
| CL             | Mg <sup>2+</sup> = 1.0<br>: pH 9.5 | 4             | 27.7311    | 0.0090      | 27.7311      |
|                |                                    | 12            | 8.6798     | 0.0096      | 8.6798       |
|                |                                    | 24            | 3.7424     | 0.0111      | 3.7424       |
|                |                                    | 36            | 2.3640     | 0.0118      | 2.3640       |
|                |                                    | 48            | 1.6630     | 0.0125      | 1.6630       |
|                |                                    | 60            | 1.2327     | 0.0135      | 1.2327       |
|                |                                    | 72            | 0.9362     | 0.0148      | 0.9362       |

ตารางที่ ค.2 ผลของจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยวิธีการเติม  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

| น้ำทิ้งจาก<br>ระบบ | ชุดทดลอง                              | ผลของ<br>ระยะเวลา | Zero<br>order | First order | Second<br>order |
|--------------------|---------------------------------------|-------------------|---------------|-------------|-----------------|
|                    |                                       | (hr)              | [C]           | $\ln[C]$    | $1/[C]$         |
| UASB               | $\text{PO}_4^{3-} = 1.8$<br>: pH 10.0 | 4                 | 130.41        | 4.8707      | 0.0077          |
|                    |                                       | 12                | 114.36        | 4.7393      | 0.0087          |
|                    |                                       | 24                | 99.78         | 4.6030      | 0.0100          |
|                    |                                       | 36                | 86.23         | 4.4571      | 0.0116          |
|                    |                                       | 48                | 70.79         | 4.2597      | 0.0141          |
|                    |                                       | 60                | 64.76         | 4.1707      | 0.0154          |
|                    |                                       | 72                | 53.69         | 3.9831      | 0.0186          |
| CL                 | $\text{PO}_4^{3-} = 1.8$<br>: pH 10.0 | 4                 | 129.32        | 4.8623      | 0.0077          |
|                    |                                       | 12                | 123.78        | 4.8185      | 0.0081          |
|                    |                                       | 24                | 109.44        | 4.6954      | 0.0091          |
|                    |                                       | 36                | 104.73        | 4.6513      | 0.0095          |
|                    |                                       | 48                | 101.69        | 4.6219      | 0.0098          |
|                    |                                       | 60                | 94.56         | 4.5493      | 0.0106          |
|                    |                                       | 72                | 87.65         | 4.4733      | 0.0114          |

ตารางที่ ค.3 ผลของจลนพลศาสตร์จากน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยไม่มีการเติมสาร

| น้ำทิ้งจาก<br>ระบบ | ชุดทดลอง | ผลของ<br>ระยะเวลา | Zero<br>order | First order | Second<br>order |
|--------------------|----------|-------------------|---------------|-------------|-----------------|
|                    |          | (hr)              | [C]           | ln[C]       | 1/[C]           |
| UASB               | Control  | 4                 | 462.83        | 6.1374      | 0.0022          |
|                    |          | 12                | 455.40        | 6.1212      | 0.0022          |
|                    |          | 24                | 448.06        | 6.1049      | 0.0022          |
|                    |          | 36                | 435.83        | 6.0773      | 0.0023          |
|                    |          | 48                | 427.04        | 6.0569      | 0.0023          |
|                    |          | 60                | 420.85        | 6.0423      | 0.0024          |
|                    |          | 72                | 407.79        | 6.0108      | 0.0025          |
| CL                 | Control  | 4                 | 347.81        | 5.8517      | 0.0029          |
|                    |          | 12                | 338.43        | 5.8243      | 0.0030          |
|                    |          | 24                | 330.28        | 5.7999      | 0.0030          |
|                    |          | 36                | 316.63        | 5.7577      | 0.0032          |
|                    |          | 48                | 311.71        | 5.7421      | 0.0032          |
|                    |          | 60                | 298.49        | 5.6988      | 0.0034          |
|                    |          | 72                | 292.08        | 5.6770      | 0.0034          |



ภาคผนวก ง.

การคำนวณออกแบบถัง Static Mixer และ Solid Contact Clarifier Tank

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

### ง.1 การคำนวณออกแบบระบบกวนเร็วแบบ Static Mixer

วิธีคำนวณแนวทางการเติมสาร  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  1.8 mM และมีการปรับค่า pH=10.0 โดยระยะเวลาการตกตะกอน 24 ชั่วโมง สำหรับการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์

#### 1) คำนวณความเร็วการไหล (Flow Velocity)

- Flow Rate (Q) = 920 m<sup>3</sup>/day  
= 38.33 m<sup>3</sup>/hr  
= 0.0106 m<sup>3</sup>/s
- Optimum dose ของสารเคมี NaOH ที่จ่าย= 4856.4 mg/L
- Stock solution ของ NaOH = 60%
- Optimum dose ของสารเคมี  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่จ่าย= 30.8 mg/L (ทดลองเตรียม 154 mg/L)
- Stock solution ของ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  = 5 % (ทดลองเตรียม 10 g/L)

#### 2) คำนวณปริมาณ NaOH ที่ต้องใช้ต่อชั่วโมงจากความเข้มข้นที่กำหนด:

- ปริมาณ NaOH ที่ต้องใช้ต่อชั่วโมง = (38,333.33 L/h) × (4856.4 mg/L)  
= 186.16 × 10<sup>3</sup> g/h  
= 186.16 kg/h ≈ 4,467.84 kg/day

- คำนวณปริมาณ Stock solution ของ NaOH 60% ที่ต้องใช้:

$$\text{ปริมาณ Stock solution ของ NaOH ที่ต้องใช้} = (186.16 \text{ kg/h}) / 0.60$$

$$= 310.27 \text{ L/h หรือ } 0.31022 \text{ m}^3/\text{hr}$$

ดังนั้น จะต้องใช้ NaOH 60% ประมาณ 310.27 L/h สำหรับการปรับค่า pH ของน้ำให้เป็น 10.0 ในระบบ metering pump

#### 3) คำนวณปริมาณ $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ที่ต้องใช้ต่อชั่วโมงจากความเข้มข้นที่กำหนด:

- ปริมาณ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  ที่ต้องใช้ต่อชั่วโมง = (38,333.33 L/h) × (30.8 mg/L)  
= 1,180.656 g/h  
= 1.181 kg/h ≈ 28.336 kg/day

- คำนวณปริมาณ Stock solution ของ  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  5% ที่ต้องใช้:

$$\text{ปริมาณ Stock solution ของ } \text{KH}_2\text{PO}_4 \text{ ที่ต้องใช้} = (1,180.656 \text{ kg/h}) / (10 \times 5\%)$$

$$= 23.611 \text{ L/h หรือ } 0.0236 \text{ m}^3/\text{hr}$$



ดังนั้น จะต้องใช้  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  5% ประมาณ 23.611 L/h สำหรับการปรับอัตราส่วนของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ให้เป็น 1.8 mM

$$\begin{aligned} \therefore \text{อัตราการไหลรวมทั้งหมด (Q}_{\text{total}}) &= 38.333 \text{ m}^3/\text{hr} + 0.310 \text{ m}^3/\text{hr} + 0.0236 \text{ m}^3/\text{hr} \\ &= 38.664 \approx 40 \text{ m}^3/\text{hr} \\ &= 0.0111 \text{ m}^3/\text{s} \end{aligned}$$

#### 4) จำนวนความเร็วของการไหลใน Static mixer:

$$\text{กำหนด Pipe Diameter} = 200 \text{ mm. (0.2 m)} = 8 \text{ in}$$

โดยที่ A คือ พื้นที่หน้าตัดของท่อ ซึ่งคำนวณได้จาก:  $A = \pi \left( \frac{D_p}{2} \right)^2$

$$= \pi \left( \frac{0.2}{2} \right)^2 = 0.0314 \text{ m}^2$$

$$\begin{aligned} \therefore \text{Acture Velocity (Vs)} &= Q/A \\ &= (0.0111 \text{ m}^3/\text{s}) / (0.0314 \text{ m}^2) \\ &= 0.3539 \text{ m/s} \\ &= 35.39 \text{ cm/s} \end{aligned}$$

#### 5) จำนวน Reynolds Number

$$\text{Renolds Number (R}_e) = \frac{D_p \rho_L V_s}{\mu}$$

$$\text{Where } \rho_L = 997.1 \text{ kg/m}^3 \text{ at } 25 \text{ }^\circ\text{C}$$

$$\mu = 0.000895 \text{ kg/m-s at } 25 \text{ }^\circ\text{C}$$

$$\therefore \text{Check Renolds Number (R}_e) = \frac{0.2 \times 997.1 \times 0.3539}{0.000895}$$

$$= 70,6000$$

$\therefore$  ค่า Re เท่ากับ **70,6000** มากกว่า 5,000 แสดงว่าการไหลเป็นแบบ Turbulent

$\therefore$  Number of Element ของ Static Mixer ที่เลือกใช้เท่ากับ 6-8 Elements



Check ความยาวของ Static Mixer (L): = 8D  
 = 8 × 0.2  
 = 1.6 m

#### 6) คำนวณหา Detention Time (t)

$$\begin{aligned} \text{Detention Time (t)} &= \frac{\text{Static Mixer Length (m)}}{v \left(\frac{\text{m}}{\text{s}}\right)} \\ &= \frac{1.6 \text{ m}}{0.3539 \left(\frac{\text{m}}{\text{s}}\right)} \\ &= 4.521 \text{ sec} \end{aligned}$$

#### 7) คำนวณ Head Loss, hf

Head Loss ใน Static Mixer จะขึ้นอยู่กับชนิดของเครื่องผสมและการไหลที่เกิดขึ้น  
 ใช้สูตรการคำนวณ Head Loss ที่เหมาะสมสำหรับ Static Mixer:

$$\text{Theory } \Delta P = 3.061 \times 10^{-6} \times f_{NSM} \times \rho \times v^2 \times \text{Element}$$

Where  $\Delta P$  = Pressure drop (kg/cm<sup>2</sup>)

$f_{NSM}$  = Friction Coefficient of static mixer

$v$  = water velocity (cm/s)

$\rho$  = density of water (g/cm<sup>3</sup>)

Element = 8

Check  $f_{NSM}$  from Graph = 0.5

∴ Check Static Mixer Length = 1.6 m. (MODEL N10 - N60 for Water)

∴  $\Delta P = 3.061 \times 10^{-6} \times 0.5 \times 997.1 \times (35.39)^2 \times 8$

$$= 0.0159 \text{ kg/cm}^2$$

$$\approx 1.59 \text{ kPa}$$

$$\text{Theory } 1 \text{ kg/cm}^2 = 1 \text{ bar} = 10 \text{ m (head water)}$$

$$h_f = 0.0159 \times 10$$

$$= 0.159 \text{ m}$$

### 8) คำนวณปริมาตรของถัง (Volume of Clarifier)

ปริมาตรของถัง  $V_c$  สามารถคำนวณได้จากสูตร  $V_c = Q \times t$

โดยที่:  $Q = 40 \text{ m}^3/\text{hr}$  (อัตราการไหลของน้ำ)

$t = 24$  ชั่วโมง (เวลาที่ใช้ในการตกตะกอน)

$$V_c = 40 \text{ m}^3/\text{hr} \times 24 \text{ hr}$$

$$= 960 \text{ m}^3$$

### 9) การออกแบบถัง solid contact clarifier

ความลึกของน้ำ (Water Depth) = 4 - 5 m (เลือกใช้ 5 m)

$$r^2 = \frac{690 \text{ m}^3}{\pi \times 5}$$

$$r^2 = 43.95$$

$$r \approx 6.63 \text{ m}$$

คำนวณเส้นผ่านศูนย์กลาง (d):

$$D = 2 \times r$$

$$= 2 \times 6.63$$

$$\therefore D \approx 13.56 \text{ m}$$

### 10) การคำนวณค่า Power ของระบบ Mixing

$$\text{ใช้สูตร } G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$$

$$\text{กำหนด } G = 30 \text{ s}^{-1} \text{ (ค่าเฉลี่ย)}$$

$$\text{ปริมาตร (V)} = 920 \text{ m}^3$$

$$\text{ความหนืด } (\mu) = 0.000895 \text{ Kg/m.s}$$

$$\text{ประสิทธิภาพของ GearBox} = 80\%$$

$$\begin{aligned}
 \text{จากสูตร } P &= G^2 \cdot \mu \cdot V \\
 &= 30^2 \times 0.000895 \times 960 \\
 &= 0.7733 \text{ kW} / 0.8 \\
 &\approx 0.967 \text{ kW} \\
 &= 0.967 \text{ kW} \times 1.341 \text{ HP} \\
 &\approx 1.297 \text{ HP} \therefore \text{เลือกใช้มอเตอร์ } 1.5 \text{ HP}
 \end{aligned}$$

ตารางที่ 4.37 ผลสรุปแนวทางการออกแบบระบบการตกตะกอนผลึกสตรูไวท์

| รายการ                         | รายละเอียด   |
|--------------------------------|--|
| <b>Static Mixer</b>            |  |
| เส้นผ่านศูนย์กลางของท่อ        | = 200 mm   |
| อัตราการไหลน้ำเสีย             | = 920 m <sup>3</sup> /day 0.0106 m <sup>3</sup> /s |
| Acture Velocity                | = 0.3539 m/s                                       |
| Renolds Number                 | = 70,6000 (ไหลแบบปั่นป่วน)                         |
| ความยาว Static Mixer           | = 2.00 m   |
| Number of Element              | = 8  |
| เวลาเก็บกัก                    | = 4.53 sec   |
| การสูญเสียความดัน              | = 1.559 kPa  |
| Head Loss, hf                  | = 0.159 m of head water                            |
| <b>Solid Contact Clarifier</b> |  |
| ขนาดถังเส้นผ่านศูนย์กลาง       | = 14.26 m  |
| ระยะเวลาการตกตะกอน             | = 24 hr  |
| ความสูงของถังรวม Free Board    | = 5 m + 0.6 = 5.6 m                                |
| มอเตอร์                        | = 1.5 HP   |

บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างการศึกษา

Munkratok, P., Yimrattanabovorn, J., Wichitsathian, B., Wonglertarak, W. and Pranudta, A. (2023). Phosphorus Recovery from Biogas Effluent of Tapioca Starch Industry by Precipitation as Struvite. ISER-ICES-23, Nagoya, Japan, 58-63.



# Phosphorus Recovery from Biogas Effluent of Tapioca Starch Industry by Precipitation as Struvite

<sup>[1]</sup> Pichamon Munkratok, <sup>[2]</sup> Jareeya Yimrattanabovorn, <sup>[3]</sup> Boonchai Wichitsathian, <sup>[4]</sup> Watcharapol Wonglerarak, <sup>[5]</sup> Antika Pranudta

<sup>[1]</sup> <sup>[2]</sup> <sup>[3]</sup> School of Environmental Engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand.

<sup>[4]</sup> School of Environmental Engineering and Disaster Management, Mahidol University, Kanchanaburi Campus, Thailand.

<sup>[5]</sup> Synchrotron Light Research Institute (Public Organization), University Avenue, Muang District, Nakorn Ratchasima, Thailand.

**Abstract** — Phosphorus is an essential nutrient for plant growth and agricultural productivity. However, the depletion of limited natural phosphorus and phosphate resources is a significant concern. Phosphorus recycling from wastewater and conversion into struvite may provide a potential solution. Therefore, the objective of this study is to assess the feasibility and efficiency of phosphorus recovery from biogas effluent of the tapioca starch industry by precipitation as struvite. This study investigated the efficiency of phosphate removal for various molar ratios through struvite formation using MgO and diammonium phosphate ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>). Adding diammonium phosphate at a mole ratio of Mg<sup>2+</sup>:NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 1:1:1.4, resulted in a high phosphate recovery efficiency of approximately 74.35%. On the other hand, adding MgO at a mole ratio of 1.2:1:1 resulted in a high phosphate recovery efficiency of approximately 59.1%. Moreover, the biogas effluent was found to aid in the liberation of P and Mg bound in organic solids, leading to a favorable Mg:P ratio in the effluent for MAP crystallization and subsequently resulting in higher P recovery efficiency.

**Index Terms**— Struvite, Phosphorus recovery, Biogas effluent, Tapioca starch industry.

## I. INTRODUCTION

Phosphorus is an essential nutrient for plants, including agricultural productivity. Meanwhile, the exhaustion of limited natural phosphorus and phosphate, a non-renewable resource, is expected to increase the price of rock phosphate used in the production of fertilizer as reserves are depleted. Consequently, one potential solution may be phosphorus recycling from wastewater and converting it into struvite (MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub> · 6H<sub>2</sub>O) [1]. Struvite is a white mineral that frequently precipitates within sewage treatment systems when concentrations of ammonium and phosphate are relatively high. In uncontrolled conditions, it is considered a potential problem causing clogging in pumps, pipes, etc. Nevertheless, under controlled conditions, it can be recovered from different stages of the treatment process [2].

The anaerobic process is normally used to treat tapioca starch wastewater to convert organics into biogas. However, the biogas effluent from the tapioca starch industry, which still has nutrients beneficial to plants, including nitrogen and relatively high phosphorus content, is an excellent candidate [3,4,5]. The overall aim of the research is to assess the feasibility and efficiency of phosphorus recovery from biogas effluent of the tapioca starch industry by precipitation as struvite. The results of this study can be applied to recovering phosphorus from wastewater of the agricultural industry, and it can reduce eutrophication in water resources.

## II. METHODOLOGY

### 2.1 Wastewaters and Analysis methods

The objective of this study was to collect biogas effluent from cover lagoon systems in the tapioca starch industry

### Phosphorus Recovery from Biogas Effluent of Tapioca Starch Industry by Precipitation as Struvite

located in Nakhon Ratchasima Province, Thailand. The effluent was analyzed for various parameters using analytical methods in accordance with the Standard Methods [6], as summarized in Table 1. The effluent samples were refrigerated at 4°C for later use in the experiments. The samples were characterized for several parameters, including pH, Chemical Oxygen Demand (COD), Total Suspended Solids (TSS), Volatile Fatty Acid (VFA), Alkalinity, Magnesium ions ( $Mg^{2+}$ ), Total Phosphorus (TP), Ammonia ( $NH_4^+$ ), and Calcium ions ( $Ca^{2+}$ ).

#### 2.2 Molar Ratio Experiments

In this study, experiments were performed using effluent samples of biogas. Struvite precipitation experiments were carried out in a Jar Tester (ZR4-6, Zhongrun, China) with a volume of 1000 ml beaker and pH was controlled of 8.0 – 9.0, using droplets of 6 M NaOH solution. The  $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$  ratio was determined from stoichiometric calculation considering the initial concentration of effluent sample. Subsequently, the experiments of different  $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$  molar ratios on struvite precipitation for addition MgO, including 1: 1: 1, 1.2: 1: 1 and 1.4: 1: 1, respectively, and molar ratios on struvite precipitation for addition diammonium phosphate ( $(NH_4)_2HPO_4$ ), including 1: 1: 1, 1: 1: 1.2 and 1: 1: 1.4, respectively. After blended, samples were stirred continuously with jar testers, using two different mixing speeds: flash mixing (coagulation) at 60 rpm for 15 min first and followed with slow mixing (flocculation) at 30 rpm for 15 min, allowing for the reaction to complete and settle for 48 hrs and to separate the crystallized precipitates. Finally, the remaining precipitate filtered through a 0.45- $\mu m$  membrane filter and dried at 105 °C overnight prior to further analysis.

**Table 1** Parameter and analytical methods for wastewater

| Parameter   | Unit | Analytical methods                 |
|-------------|------|------------------------------------|
| pH          | -    | pH meter                           |
| Temperature | °C   | Thermometer                        |
| COD         | mg/L | 5220 C. Close Reflux               |
| SS          | mg/L | APHA 2540 D                        |
| Alkalinity  | mg/L | 2320 B. Titration Method           |
| TP          | mg/L | 4500-P C. Colorimetric Method      |
| $NH_4^+$    | mg/L | 4500- $NH_3$ C. Titrimetric Method |
| $Mg^{2+}$   | mg/L | 3500 E. Calculation Method         |
| $Ca^{2+}$   | mg/L | 3500 B. EDTA Titrimetric Method    |

#### 2.3 Recovery efficiency

The efficiency of phosphate removal for various molar ratio was calculated. Meanwhile, the recovery efficiency of Struvite formation using diammonium phosphate and MgO adding also were calculated and compared.

#### 2.4 Analytical methods

The precipitates obtained in the precipitation experiments were dried in an oven at 105 °C for 24 h. The dried precipitates were analyzed by Gravimetric analysis. The X-ray fluorescence (XRF) was employed for measurement of total elemental chemistry (mass of element/dry mass of solid crystal). The composition of the dried precipitates was examined using an X-ray diffraction analyzer.

### III. RESULTS AND DISCUSSION

#### 3.1 Characteristics of biogas effluent samples

Table 2 presents the characteristics of biogas effluent samples, which indicate that their COD ranged from 450.82 mg/L and pH was 7.84. Notably, the samples had high concentrations of Total P,  $Mg^{2+}$ , and  $NH_4^+$ , which measured 44.56 mg/L, 252.00 mg/L, and 79.15 mg/L, respectively. The mole ratio of  $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$  for struvite precipitation was found to be 7:30:1. These findings align with previous research [3,4] that demonstrated the potential for biogas effluent from tapioca starch industry to provide beneficial nutrients to plants, particularly nitrogen and relatively high phosphorus content, qualifying for struvite recovery.

#### 3.2 Characteristics of Struvite precipitates

Struvite precipitation is generally common in WWTPs, which can cause reductions in flow capacities in pipes and operational inefficiencies. The removal of struvite has historically been difficult and costly [7]. Therefore, sediment was collected from clogged pipes for XRF analysis to investigate the possibility of using wastewater for struvite precipitation.

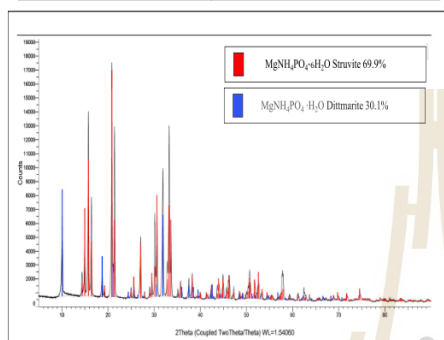
**Table 2** The characteristics of the biogas effluent

| Parameter   | Unit | Value      |
|-------------|------|------------|
| pH          | -    | 7.84       |
| Temperature | °C   | 28.0- 30.2 |
| COD         | mg/L | 450.82     |
| SS          | mg/L | 521.95     |
| Alkalinity  | mg/L | 3,212.50   |
| TP          | mg/L | 44.56      |
| $NH_4^+$    | mg/L | 252.00     |
| $Mg^{2+}$   | mg/L | 79.15      |
| $Ca^{2+}$   | mg/L | 70.48      |

**Table 3** Analysis of Struvite by X-Ray Fluorescence (XRF)

## Phosphorus Recovery from Biogas Effluent of Tapioca Starch Industry by Precipitation as Struvite

| Parameter      | Value (% by weight) |
|----------------|---------------------|
| Phosphorus (P) | 63.303              |
| Magnesium (Mg) | 25.390              |
| Potassium (K)  | 3.573               |
| Manganese (Mn) | 1.057               |
| Iron (Fe)      | 0.923               |
| Calcium (Ca)   | 0.707               |
| Rubidium (Rb)  | 0.047               |



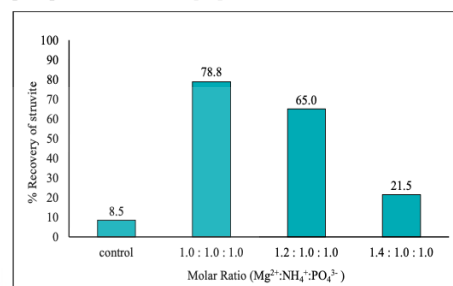
**Figure 1** The X-ray diffractometer (XRD) analysis of the elements present in the struvite precipitates obtained from biogas effluent.

The sediment sample was analyzed for the chemical composition of the crystal solid, including major and trace elements. The chemical compositions are presented in the form of weight percentages of each element, as shown in Table 3. Struvite crystals consist of 63.3% phosphorus (P), 25.39% magnesium (Mg), 3.57% potassium (K), 1.057% manganese (Mn), 0.923% iron (Fe), 0.707% calcium (Ca), and 0.047% rubidium (Rb), which is consistent with previous research [8]. Figure 1 shows the X-ray diffractometer (XRD) analysis of the elements present in the struvite precipitates obtained from biogas effluent. These results confirmed that the phase composition of the struvite was about 69% and dittmarite was about 30.1%. The results confirmed that struvite was the dominant phase in the sample heated at 55 °C, and the sample was stable at this temperature. However, at temperatures higher than 55 °C, changes in the crystal structure were observed, indicating the presence of dittmarite. Thus, the decomposition products of samples heated from 100 to 200 °C contained a mixture of phases resulting from the evolution of H<sub>2</sub>O(s) upon heating and the formation of dittmarite [9,10].

### 3.3 Effects of Molar Ratios on Struvite Formation

#### 3.2.1 Recovering Struvite using MgO

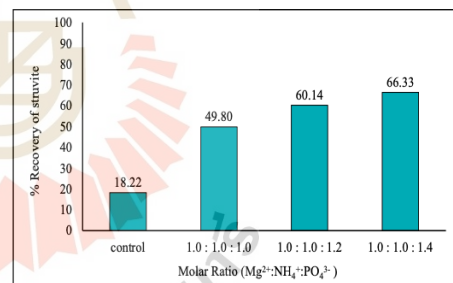
In the struvite crystallization process, MgO was added to the samples to achieve Mg<sup>2+</sup>:NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ratios ranging from 1:1:1 to 1.4:1:1 in precipitation experiments conducted at pH levels of 8.0-9.0. One of the advantages of using MgO is that it increases the pH of the solution as the reactive system evolves over time [11]. Figure 2 shows that the highest recovery efficiencies of 78.8% and 65.0% were achieved at Mg<sup>2+</sup>:NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ratios of 1:1:1 and 1.2:1:1, respectively. However, excessive Mg<sup>2+</sup> can cause magnesium phosphate formation, which reduces the precipitation of struvite [12].



**Figure 2** The recovery efficiency of different molar ratios for struvite formation by using MgO.

#### 3.2.2 Recovery Struvite using (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>

Samples were treated with diammonium phosphate (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> to achieve Mg<sup>2+</sup>: NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ratios ranging from 1:1:1 to 1:1:1.4 during precipitation experiments conducted at pH levels of 8.0 – 9.0. According to Figure 3, the highest recovery efficiencies were observed at ratios of 1:1:1.4, 1:1:1.2, and 1:1:1, with recovery efficiencies of 66.33%, 60.14%, and 49.80%, respectively.



**Figure 3** Recovery Efficiency of Struvite formation using diammonium phosphate.

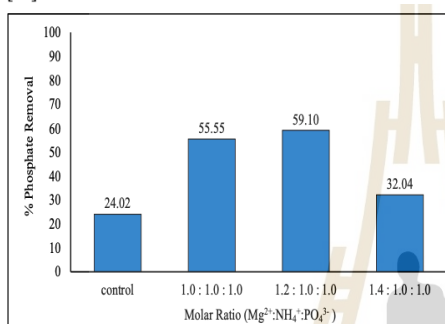
#### 3.2.3 Phosphate Removal Efficiency

The results shown in Figure 4 indicate that the phosphate removal efficiencies were influenced by the molar ratio

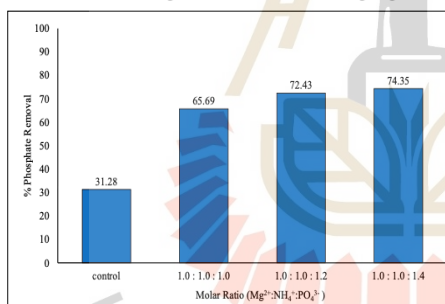


### Phosphorus Recovery from Biogas Effluent of Tapioca Starch Industry by Precipitation as Struvite

during struvite decomposition. At the same pH values, the phosphate decomposition efficiencies increased from 55.55% to 59.10% as the ratio increased from 1:1:1 to 1.2:1:1 [13]. Therefore, an increase in the molar ratio led to an increase in the removal efficiency of phosphate [14, 15]. Additionally, as shown in Figure 5, increasing the diammonium phosphate led to a significant increase in phosphorus removal efficiency compared to adding MgO. The highest removal efficiency of phosphate was 74.35%, 72.43%, and 65.69% for  $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$  ratios of 1:1:1.4, 1:1:1.2, and 1:1:1, respectively. Furthermore, increasing the ionic activity product through an increase in  $PO_4^{3-}$  concentration is also an effective method to enhance the removal efficiency of phosphate and purity of struvite [16].



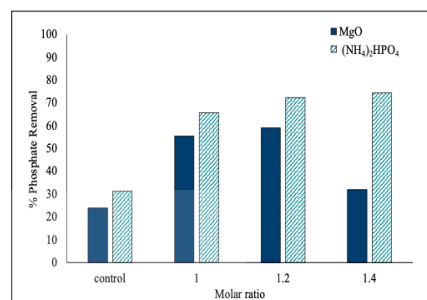
**Figure 4** Efficiency of phosphate removal for various molar ratios through Struvite formation using MgO.



**Figure 5** Efficiency of phosphate removal by Struvite formation at different molar ratios using diammonium phosphate.

The pH range for all struvite precipitation experiments was between 8.0 and 9.0, the phosphate removal efficiency was compared for different molar ratios used in struvite formation. Increasing the molar ratio can enhance the

recovery of struvite and simultaneously remove more phosphate as shown in Figure 6. Notably, adding diammonium phosphate at a ratio of 1:1:1.4 yielded a higher recovery rate compared to adding MgO. Additionally, the percentage of P removal in wastewater samples was found to be the highest as shown in Table 3.



**Figure 6** Comparison of phosphate removal efficiency at different molar ratios for Struvite formation.

**Table 3** Efficiency of phosphate recovery and removal by Struvite precipitation

| Chemicals added | Amount of the chemicals    | % recovery Struvite | % removal P |
|-----------------|----------------------------|---------------------|-------------|
|                 | $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$ |                     |             |
| MgO             | Control                    | 8.46                | 24.0        |
|                 | 1:1:1                      | 78.79               | 55.5        |
|                 | 1.2:1:1                    | 64.99               | 59.1        |
|                 | 1.4:1:1                    | 21.48               | 32.0        |
| $(NH_4)_2HPO_4$ | Control                    | 18.22               | 31.28       |
|                 | 1:1:1                      | 49.80               | 65.69       |
|                 | 1:1:1.2                    | 60.14               | 72.43       |
|                 | 1:1:1.4                    | 66.33               | 74.35       |

#### IV. CONCLUSION

Biogas effluent from tapioca starch was used to investigate struvite precipitation in the laboratory. Characterization of both samples revealed that adding diammonium phosphate at mole ratio of  $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-} = 1:1:1.4$ , resulted in a high phosphate recovery efficiency of approximately 74.35%. On the other hand, adding MgO at mole ratio of 1.2:1:1 resulted in a high phosphate recovery efficiency of approximately 59.1%. Moreover, the biogas effluent was found to aid in the liberation of P and Mg bound in organic solids, which led to a favorable Mg:P ratio in the effluent for MAP crystallization and subsequently resulted in a higher P recovery efficiency.

## Phosphorus Recovery from Biogas Effluent of Tapioca Starch Industry by Precipitation as Struvite

## ACKNOWLEDGMENTS

This research was supported by Suranaree University of Technology support under Industrial Technology Assistant Program (ITAP) in cooperation with the VP Starch (2000) Co.,Ltd. The SLRI BL1.3W team are acknowledged for assisting struvite crystallization analysis, Synchrotron Light Research Institute, Thailand.

## REFERENCES

- [1] S. Daneshgar, A. Buttafava, D. Capsoni, A. Callegari and A. G. Capodaglio, "Impact of pH and Ionic Molar Ratios on Phosphorous Forms Precipitation and Recovery from Different Wastewater Sludges," *Resources*, vol.7, no. 4, November 2018.
- [2] Md. M. Rahman, M. A. M. Salleh, U. Rashid, A. Ahsan, M. M. Hossain and S. R. Chang, "Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review 2014," *Arabian Journal of Chemistry*, vol. 7, pp. 139–155, January 2014.
- [3] N. Martu, L. Pastor, A. Bouzas, J. Ferrer and A. Seco, "Phosphorus recovery by struvite crystallization in WWTPs: Influence of the sludge treatment line operation," *Water Research*, vol. 44, no. 7, pp. 2371–2379, January 2010.
- [4] M. Debowski, M. Zieliński, M. Kisielewska, J. Kazimierowicz, M. Dudek, I. Izabela S wical and A. Rudnicka, "The Cultivation of Lipid-Rich Microalgae Biomass as Anaerobic Digestate Valorization Technology—A Pilot-Scale Study," *Processes*, vol. 8, no. 5, March 2020.
- [5] C. Khaita, and C. Polprasert, "Effect of Organic Matter on Struvite Precipitation of Phosphorus Contained in Tapioca-starch Wastewater," *Journal Environmental Engineering*, vol. 33, no.1, pp. 31-39, April 2019.
- [6] APHA, AWWA, WEF. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd ed.)," American Public Health Association, 2017.
- [7] N. Omidire, "Struvite: Definition, Benefits, and Potential Application in Arkansas Agriculture," *Agriculture and Natural Resources*, 2020.
- [8] S. Sutiyono, L. Edahwati, D. S. Perwitasari, S. Muryanto, J. Jamari and A. P. Bayuseno, "Synthesis and Characterisation of Struvite Family Crystals by An Aqueous Precipitation Method," *MATEC Web of Conferences*, vol. 58, no. 12, January 2016.
- [9] A. P. Bayuseno, D. S. Perwitasari, S. Muryanto, M. Tauviqirrahman, and J. Jamar, "Kinetics and morphological characteristics of struvite ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) under the influence of maleic acid Heliyon." *Heliyon*, vol. 6, no. 3, March 2020.
- [10] M. Ramlogan and A. A. Rouff, "An investigation of the thermal behavior of magnesium ammonium phosphate hexahydrate," *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, vol. 123, no. 1, July 2015.
- [11] M. Le Rouzic, T. Chaussadent, G. Platret and L. Stefan, "Mechanisms of k-struvite formation in magnesium phosphate cements," *Cement and Concrete Research*, vol. 91, pp. 117–122, November 2017.
- [12] A. Korchef, H. Saidou and M. B. Amor, "Phosphate recovery through struvite precipitation by  $CO_2$  removal: Effect of magnesium, phosphate and ammonium concentrations," *Journal of Hazardous Materials*, vol.186 no.1, pp. 602-13, February 2011.
- [13] J. Wang, Y. Song, P. Yuan, J. Peng and M. Fan, "Modeling the crystallization of magnesium ammonium phosphate for phosphorus recovery," *Chemosphere*, vol 65, pp. 1182–1187, November 2006.
- [14] H. Huang, Y. Jiang and Li Ding, "Recovery and removal of ammonia-nitrogen and phosphate from swine wastewater by internal recycling of struvite chlorination product," *Bioresource Technology* vol. 172, pp. 253–259, November 2014.
- [15] W. Gong, Y. Li, L. Luo, X. Luo, X. Cheng and H. Liang, "Application of Struvite-MAP Crystallization Reactor for Treating Cattle Manure Anaerobic Digested Slurry: Nitrogen and Phosphorus Recovery and Crystal Fertilizer Efficiency in Plant Trials," *J. Environ. Res. Public Health*, vol. 15 no.7, July 2018.
- [16] N. Y. Acelasa, E. Flórezb and D. López, "Phosphorus recovery through struvite precipitation from wastewater: effect of the competitive ions," *Desalination and Water Treatment*, vol. 54 no. 9, March 2014.

## ประวัติผู้เขียน

นางสาวพิชามณูษ์ หมั่นกระโทก เกิดเมื่อวันที่ 27 พฤษภาคม พ.ศ. 2540 ณ จังหวัดนครราชสีมา สำเร็จการศึกษาระดับชั้นประถมศึกษาจากโรงเรียนมงคลกุลวิทยา อำเภอสีคิ้ว นครราชสีมา จังหวัดนครราชสีมา ในปีการศึกษา 2553 สำเร็จการศึกษาระดับชั้นมัธยมศึกษาจากโรงเรียนสีคิ้ว “สวัสดีผดุงวิทยา” อำเภอเมืองสีคิ้ว จังหวัดนครราชสีมา ในปีการศึกษา 2559 สำเร็จการศึกษาระดับบัณฑิตศึกษาจากสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ในปีการศึกษา 2564 และได้เข้าศึกษาต่อระดับบัณฑิตศึกษา ในปีการศึกษา 2564 ได้รับทุนการศึกษา OROG ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

เมื่อเข้าศึกษาต่อในระดับบัณฑิตศึกษาได้ศึกษาและวิจัยในหัวข้อ “การหมุนเวียนฟอสฟอรัส จากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการตกตะกอน เป็นปุ๋ยสตรูไวท์” ในขณะที่ทำการศึกษาอยู่ได้มีโอกาสเป็นผู้ช่วยสอนในรายวิชาของสาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม เพื่อเป็นการเพิ่มพูนความรู้ประสบการณ์ใหม่ ทักษะวิจัย รู้จักการแก้ปัญหา และการทำงานเป็นกลุ่มเพื่อบรรลุเป้าหมายที่วางไว้ นอกจากนี้ได้มีโอกาสเข้าร่วมการนำเสนอ งานวิจัยในการประชุมระดับนานาชาติ International Conference on Environmental Sciences (ICES-2023) ในหัวข้อ PHOSPHORUS RECOVERY FROM BIOGAS EFFLUENT OF TAPIOCA STARCH INDUSTRY BY PRECIPITATION AS STRUVITE. On 17<sup>th</sup> May 2023, Nagoya, Japan.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี