

ผลของกรดอะซิติกจากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบแก๊สชีวภาพ และ ความเป็นด่างจากมูลสุกร เพื่อกำจัดฟอสฟอรัส

Effects of Acetic Acid from Fermented Excess Sludge of Biogas Processes and Alkalinity from Pig Manure to Phosphorus Removal

ฉัตรลดา เพ็ชร์ชัย (Chatlada Piasai)¹* ดร. นิตยา บุญเทียน (Dr. Nittaya Boontian)**

ธันย์ชนก พรดอน (Thunchanok Phorndon)* Mohamad Padri***

(Received: October 23, 2019; Revised: January 21, 2020; Accepted: January 22, 2020)

บทคัดย่อ

การหาวิธีการกำจัดฟอสฟอรัส (P) ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน โดยใช้ CH_3COOH และ Alkalinity จากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ (FES) และมูลสุกร (PM) ตามลำดับ โดยใช้ น้ำเสีย 3 ลักษณะ (Type) ซึ่งน้ำเสีย Type 1 และ Type 2 มีการเติมแหล่ง CH_3COOH จากสัดส่วนของ $\text{CH}_3\text{COONa}:\text{FES}$ เฉลี่ย 4.33:1 และ 1.50:1 ตามลำดับ แต่น้ำเสีย Type 2 จะใช้ PM เพื่อควบคุมค่า Alkalinity และน้ำเสีย Type 3 จะใช้แหล่ง CH_3COOH จาก FES เพียงอย่างเดียว และควบคุม Alkalinity โดยใช้ PM และ NaHCO_3 ซึ่งระบบควบคุมอายุตะกอน (SRT) เท่ากับ 60 วัน พบว่าการกำจัด COD ของทั้ง 3 Type สูงกว่า 99% โดยการกำจัด TKN เมื่อนำน้ำเสีย Type 1 และ 3 สูงกว่า 95% ส่วน Type 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัด TKN ต่ำที่สุด (79.02%) เนื่องจากสัดส่วนของ COD:TN ที่ต่ำ (10.63: 1) ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการกำจัด TKN ส่วนการกำจัด Ortho-P เท่ากับ 61.34% 51.17% และ 55.68% ในน้ำเสีย Type 1-3 ตามลำดับ ดังนั้นน้ำเสีย Type 3 สามารถกำจัด P ได้ ซึ่งงานวิจัยนี้อาจช่วยลดต้นทุนในการซื้อแหล่ง Alkalinity และ CH_3COOH

ABSTRACT

The aim of this project was to determinate the phosphorus removal (P) in an enhanced biological phosphorus removal system. The process used acetic acid and alkalinity from fermented excess sludge of biogas processes (FES) and pig manure (PM), respectively. This study varied 3 types of wastewater. Type 1 and 2 were designed with source of acetic acid from the ratio of $\text{CH}_3\text{COONa}:\text{FES}$ in 4.33: 1 and 1.50: 1, respectively and alkalinity of type 2 was controlled with PM. Type 3 had source of acetic acid from only FES and the alkalinity was controlled by adding PM and NaHCO_3 . The processes were conducted in 60 days SRT. The COD removal of all types was higher than 99%. On the other hand, TKN removal in type 1 and 3 were higher than 95%. However, TKN removal of type 2 was found to be the lowest (79.02%). The Low TKN removal in type 2 is suspected due to the low proportion of COD: TN (10.63: 1) which resulting insufficient amount of organic carbon to remove TKN. Ortho-P removal was 61.34%, 51.17% and 55.68% in Type 1, 2, and 3, respectively. Therefore, Type 3 is expected to remove P effectively. The result showed the possibility to occupy low cost source of both alkalinity and acetic acid sources.

คำสำคัญ: กรดอะซิติก ตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ ฟอสฟอรัส

Keywords: Acetic acid, Fermented excess sludge of biogas, Phosphorus

¹Corresponding author: chatladapiasaijan@gmail.com

*นักศึกษา หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

**ผู้ช่วยศาสตราจารย์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

***นักศึกษา หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทนำ

ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) เกิดจากความเข้มข้นของฟอสฟอรัส (Phosphorus, P) และไนโตรเจน (Nitrogen, N) ในน้ำทิ้งที่ปล่อยสู่แหล่งน้ำ โดยระบบบำบัดน้ำเสีย (Wastewater treatment plants, WWTPs) พบค่าฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total phosphorus, TP) อยู่ระหว่าง 3.01-55.73 มิลลิกรัมต่อลิตร (mg/L) [1] ซึ่งเกินมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดชุมชนของประเทศไทยที่ได้กำหนดมาตรฐานของ TP ไว้ไม่เกิน 2 mg/L และไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen, TN) ไม่ควรเกิน 20 mg/L ด้วยเหตุนี้การกำจัด N และ P ออกจากน้ำเสียจึงเป็นปัญหาที่สำคัญ [2] ซึ่งกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน (Enhanced Biological Phosphorus Removal, EBPR) ถูกนำมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย และได้รับการยอมรับว่าเป็นเทคโนโลยีที่ประหยัดและเกิดความยั่งยืนต่อสิ่งแวดล้อม สามารถกำจัด N และ P ได้ [3] โดยกระบวนการนี้ประสบความสำเร็จเนื่องจากมีจุลินทรีย์ที่สามารถกำจัด P ได้มากกว่าเซลล์ปกติเป็นกลุ่มแบคทีเรียเฮเทโรโทรฟิก (Heterotrophic) ที่ชื่อว่าพีโอไอ (Polyphosphate accumulating organisms, PAOs) [4-5] ซึ่งจะปล่อยออโรฟอสเฟต (Ortho-P) ออกจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต (Poly-P) ซึ่งให้พลังงานและคายพลังงานออกมาพร้อมกัน [6] และอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrosomonas* sp. และ *Nitrobacter* sp. ในการกำจัด N [7] กระบวนการนี้ประกอบไปด้วยสภาวะแอนแอโรบิก (Anaerobic) สภาวะแอนอกซิก (Anoxic) และสภาวะแอโรบิก (Aerobic) ซึ่งเป็นทางเลือกที่จะกำจัดทั้ง N และ P เพราะราคาไม่แพง และประสิทธิภาพสูง [8] ไม่พบตะกอนที่มีสารเคมี และเกิดของเสียน้อย [2] จากงานวิจัยพบว่ากระบวนการ EBPR ในการศึกษาของ Guerrero [9] พบว่าการกำจัดฟอสเฟตเฉลี่ยเป็น 85% เมื่อใช้ CH_3COOH และ Propionic acid เป็นแหล่งคาร์บอนและการศึกษาของ Rashed [10] พบว่าการกำจัดฟอสเฟตสำหรับโรงงานต้นแบบอยู่ที่ 80.54% ซึ่งจากหลายการศึกษาการกำจัดฟอสเฟตมีปัจจัยที่เกี่ยวข้อง เช่น อัตราส่วน COD:P และ Alkalinity ซึ่งงานวิจัยของ Kee [11] พบว่าระบบมีการกำจัด P มากกว่า 95% ที่อัตราส่วน CH_3COOH :P เท่ากับ 10:1 ในการศึกษาของ Broughton [12] พบว่าเมื่อควบคุมสัดส่วน COD:P เป็น 15:1 ระบบสามารถกำจัด P ได้มากกว่า 99 % ส่วนการศึกษาของ Tayà [13] ใช้สัดส่วน COD:P เท่ากับ 20:1 ระบบมีการกำจัด P เท่ากับ 98 % ส่วนค่า Alkalinity มีความสำคัญต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบทั้ง Heterotroph และ Autotroph ซึ่งในการทดลองที่ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ส่วนใหญ่จะใช้สารเคมีในการควบคุมค่า Alkalinity [14] แต่พบว่า Alkalinity สามารถพบได้ในของเสีย เช่น มูลสุกร (Pig manure, PM) ซึ่งงานวิจัยของ Yin et al. และ Andole [15-16] ได้นำ PM มาใช้ในการเพิ่มค่า Alkalinity ให้กับระบบได้

โดยการศึกษาส่วนใหญ่พบว่า CH_3COOH เหมาะสมในการใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก [9, 11, 17] แต่ CH_3COOH ที่มาจากสารเคมีมีราคาแพง เป็นการเพิ่มต้นทุนในการเดินระบบ ซึ่ง CH_3COOH เป็นสารตั้งต้นที่ถูกศึกษามากที่สุด เนื่องจากถูกใช้เป็นพลังงานที่จะสนับสนุนการปล่อย Ortho-P [18] และส่งผลให้ PAOs มีความสามารถในการสะสม P สูง ซึ่งโรงบำบัดน้ำเสียมีตะกอนส่วนเกินที่เป็นแหล่งของคาร์บอน รวมถึง CH_3COOH เป็นองค์ประกอบ การผลิต CH_3COOH จากกากตะกอนมีหลากหลายกระบวนการ เช่น อัลตราซาวนด์ และการหมัก [19] ซึ่งการหมักถูกพิจารณาว่าเป็นเทคโนโลยีที่สามารถแก้ไขปัญหาตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียได้ [20] บางงานวิจัยในต่างประเทศรายงานความน่าจะเป็นของการหมักของเสียจากระบบตะกอนเร่งเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก (External carbon source) [21] แต่ในประเทศไทยยังไม่มีหรือนำตะกอนมาใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ จึงมีแนวคิดที่จะนำตะกอนส่วนเกินมาใช้เป็นวัตถุดิบในการผลิต CH_3COOH เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด P รวมถึงลดต้นทุนในการซื้อแหล่งคาร์บอนภายนอก และค่าใช้จ่ายในการกำจัดกากตะกอนส่วนเกิน จากการศึกษาทบทวนของ Li [22] พบว่าเมื่อเติม Short chain fatty acid (SCFA) จากการผลิตหมักตะกอน โดยใช้วิธีปรับสภาพต่าง เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก

ให้กับระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าการกำจัด TN และ TP เพิ่มขึ้น โดยการกำจัด TN เพิ่มขึ้นจาก 27% เป็น 35.8% ส่วนการกำจัด TP เพิ่มขึ้นจาก 26% เป็น 41.1% ส่วนค่า Alkalinity ก็มีความสำคัญต่อการกำจัด P ในระบบ EBPR เนื่องจากช่วยสนับสนุนการทำงานของ PAOs ในการคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก ซึ่งค่า Alkalinity ที่ใช้ในการควบคุมระบบมักมาจากสารเคมีกลุ่ม HCO_3^- , CO_3^{2-} และ OH^- พบว่าในของเสียบางประเภท เช่น PM และ กากส่า มีปริมาณ Alkalinity ที่สูง [15] สามารถนำมาใช้เติมให้ระบบแทนสารเคมีได้ จากงานวิจัยของ Deng [23] ศึกษาการบำบัดน้ำทิ้งฟาร์มสุกรด้วยระบบ Anaerobic ร่วมกับระบบ Sequencing batch reactor (SBR) โดยมีการเติม Alkalinity จากโซเดียมคาร์บอเนต (Na_2CO_3) พบว่าการเติม PM อาจเป็นวิธีที่เหมาะสมในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำ เมื่อเทียบกับระบบเดิม และระบบที่มีการเติม Alkalinity จาก Na_2CO_3 ซึ่งจากงานวิจัยที่กล่าวถึง ยังไม่มีการศึกษาการเติมแหล่ง CH_3COOH และ Alkalinity จากของเสีย ในการกำจัด P ในระบบ EBPR ดังนั้นการศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของลักษณะอาหารที่เป็นแหล่ง CH_3COOH และ Alkalinity จากของเสียต่อการกำจัด P ในระบบ EBPR ซึ่งประโยชน์ของการศึกษานี้จะเป็นแนวทางในการกำจัด P รวมถึง COD และ N เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย ซึ่งใช้ต้นทุนต่ำที่สุด รวมถึงช่วยกำจัดตะกอนส่วนเกินได้

วัตถุประสงค์การวิจัย

1. เพื่อศึกษาผลของลักษณะอาหารที่เป็นแหล่ง CH_3COOH และ Alkalinity จากของเสีย ต่อการกำจัด P ในระบบ EBPR
2. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด P TKN และ COD ในระบบ EBPR

วิธีการวิจัย

การศึกษาลักษณะตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อใช้ในการเดินระบบ

นำจุลินทรีย์จากบริษัท เสริมสุข จำกัด มหาชน จังหวัดนครราชสีมา มาเติมในถังปฏิบัติการ เพื่อเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยศึกษาพารามิเตอร์ดังนี้ ค่า DO (Dissolve oxygen) พีเอช (pH) อุณหภูมิ (Temperature), TCOD ค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD) แอมโมเนียมไอออน (Ammonium, NH_4^+) ของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids, TVS) ไนเตรท (NO_3^-) TP Ortho-P และ CH_3COOH เพื่อใช้ในการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD N และ P

การออกแบบชุดการทดลอง

ถังเก็บน้ำเสียเข้าสู่ระบบเป็นถังพลาสติกขนาด 100 ลิตร (L) ใช้บรรจุน้ำเสียสังเคราะห์ โดยมีเครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบแบบปริดสาย (Peristaltic pump) ที่มีอัตราการไหลเข้าสู่ระบบ 60 ลิตรต่อวัน (L/d) เข้าสู่ถังแอนแอโรบิก และถังแอนออกซิกที่มีเวลาเก็บกัก 2 ชั่วโมง (hr) ส่วนถังแอโรบิกมีเวลาเก็บกัก 8 hr น้ำเสียที่สูบจะเข้าสู่ถังแอนแอโรบิกและไหลต่อเนื่องไปยังถังแอนออกซิก และถังแอโรบิก ที่มีปริมาตร 5 5 20 L ตามลำดับ และถังตกตะกอน (ภาพที่ 1) ซึ่งตะกอนจากถังตกตะกอนบางส่วนจะไหลเวียนกลับสู่ถังแอนแอโรบิก ต่อเนื่องไปยังถังอื่นๆ ตามลำดับ เพื่อรักษาปริมาณตะกอนในระบบให้สม่ำเสมอ กำหนดอัตราการสูบตะกอนเวียนกลับ 105 L/d โดยจะมีการเพิ่มถังหมักตะกอนส่วนเกินขนาด 30 L เพื่อใช้หมักตะกอนให้เกิดเป็น CH_3COOH ซึ่งนำไปใช้ในการเติมลงในน้ำเสียสังเคราะห์

เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบ 3 ลักษณะ (Type) ที่มีแหล่งคาร์บอนจาก CH_3COONa และน้ำเสียจากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ (Fermented excess sludge of biogas processes, FES) [22] เนื่องจาก CH_3COOH เป็นแหล่งคาร์บอนที่ช่วยในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [11-12, 24] ส่วนแหล่งของ Alkalinity มาจาก NaHCO_3 และ PM ซึ่ง PM จะมีค่า Alkalinity เฉลี่ย 1,824.47 mg/L และ CH_3COOH 38.37 mg/L โดยเติม PM ปริมาณ 3 L ในน้ำ 50 L ซึ่ง CH_3COOH loading จาก PM ที่อยู่ในน้ำเสียเท่ากับ 2.30 mg/L โดยการทดลองจะควบคุมสารอินทรีย์คาร์บอน N P และ Alkalinity ตามตารางที่ 1 ระยะเวลาดำเนินการทั้งหมด 121 วัน (days) แบ่งเป็นช่วงเวลาดังนี้

Type 1 ตั้งแต่วันที่ 28/10/2561 ถึงวันที่ 8/1/2562 (73 days) COD เข้าระบบ 408.61 mg/L ซึ่งมาจากสองแหล่งคือ CH_3COONa 325 mg/L และ FES 75 mg/L โดยให้ P เข้าระบบเป็น 24.89 mg/L สัดส่วน COD:P = 16.39:1

Type 2 ตั้งแต่วันที่ 9/1/2562 ถึงวันที่ 25/1/2562 (17 days) COD เข้าระบบ 416 mg/L ซึ่งมาจากสองแหล่งคือ CH_3COONa 0-250 mg/L และ FES 75-200 mg/L โดย P เข้าระบบเป็น 29.13 mg/L สัดส่วน COD:P = 14.28:1 โดยมีการเพิ่ม Alkalinity โดยเติม PM ปริมาณ 12-20 L ในน้ำ 50 L ซึ่งจะมี CH_3COOH loading จาก PM ที่อยู่ในน้ำเสียรวมเท่ากับ 9.20-15.35 mg/L

Type 3 ตั้งแต่วันที่ 26/1/2562 ถึงวันที่ 25/2/2562 (31 days) COD เข้าระบบ 380 mg/L ซึ่งใช้แหล่งคาร์บอนที่มาจาก FES 350 mg/L โดยให้ P เข้าระบบเป็น 24.63 mg/L สัดส่วน COD:P = 15.43:1 โดยมีการเพิ่ม Alkalinity โดยเติม PM ปริมาณ 3 L ในน้ำ 50 L ซึ่งจะมี CH_3COOH loading จาก PM ที่อยู่ในน้ำเสียรวมเท่ากับ 2.30 mg/L โดยคุณลักษณะของ FES ที่ถูกนำมาใช้เป็นแหล่ง CH_3COOH ในระบบ EBPR แสดงตามตารางที่ 2

การควบคุมการเดินระบบ EBPR

กระบวนการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพระบบ EBPR นั้น จำเป็นต้องมีถังแอนแอโรบิก หรือแอนอกซิก หรือทั้งสองถังอยู่หน้าถังเติมอากาศ โดยทั้งสองถังจะทำหน้าที่คัดเลือก (Selector) ทำให้จุลินทรีย์เส้นใยถูกกดไว้ไม่ให้เจริญเติบโต เนื่องจากการหมุนเวียนระหว่างแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก ซึ่งจะมีการเติมสารอาหารเข้าสู่ถังแอนแอโรบิก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ จากการที่ PAOs นำสารอินทรีย์ระเหยง่าย (VFAs) ที่ได้จากการหมักตะกอน เพื่อผลิตพลังงานเก็บไว้ใช้ในการดูดซึม Ortho-P เข้าสู่เซลล์ในถังแอโรบิก โดยมีการควบคุมระบบดังนี้

1. นำจุลินทรีย์จากบริษัท เสริมสุข จำกัด (มหาชน) มาเติมในถังเติมอากาศเพื่อเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบกระบวนการ EBPR

2. สารเคมีในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ ทำการสังเคราะห์น้ำเสีย กำหนด SRT เท่ากับ 60 days กำหนดค่าระยะเวลากักเก็บ (Hydraulic retention time, HRT) ในถังเติมอากาศเท่ากับ 8 hr ปริมาตรถัง 20 L กำหนดค่า HRT ในถังแอนแอโรบิกเท่ากับ 2 hr ปริมาตรถัง 5 L ค่า HRT ในถังแอโรบิกเท่ากับ 2 hr ปริมาตรถัง 5 L

3. นำน้ำเสียเข้าสู่ถังแอนแอโรบิกก่อน แล้วต่อด้วยถังแอนอกซิก และถังแอโรบิกเป็นอันดับสุดท้าย

4. ทำการเก็บน้ำเพื่อวัดค่าพารามิเตอร์ในแต่ละค่า และวิเคราะห์ผลการทดลอง

วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของการเติมแหล่งคาร์บอนภายนอกต่อการกำจัด COD TKN และ P ของระบบ EBPR การเก็บตัวอย่างที่จะนำไปวิเคราะห์หา TCOD SCOD NH_4^+ NO_3^- VFAs Ortho-P CH_3COOH และ TP วิเคราะห์ที่นำมาใช้ในงานวิจัย อ้างอิงจาก Standard method for examination of water and wastewater (APHA) [25] นอกจากนี้ จะทำการวิเคราะห์ Mixed liquor suspended solids (MLSS) ในถังจนกระทั่งระบบอยู่ในสภาวะคงที่

ผลการวิจัย

การกำจัด COD ของระบบ EBPR

การทดลองพบว่าการกำจัด SCOD เหลือของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 99.86% 99.10 และ 99.10% ตามลำดับ และค่า pH ในถังแอนแอโรบิก แอโรบิก และแอนอกซิก เท่ากับ 8 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Smolders [26] พบว่าอัตราการใช้ CH_3COONa เป็นอิสระต่อค่า pH ในช่วง 5.8-8.2 และสอดคล้องกับการศึกษาของ Filipe [27] ที่พบว่าการใช้ CH_3COONa ของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs ไม่มีความสัมพันธ์กับค่า pH แต่มีผลต่อการใช้ CH_3COONa ของจุลินทรีย์กลุ่ม GAOs โดยที่ pH สูง การใช้ CH_3COONa ของ GAOs จะลดลง โดยการศึกษาใช้น้ำเสียตั้งเคราะห์ที่มีแหล่งคาร์บอนมาจาก 2 แหล่งคือ CH_3COOH ที่มาจาก CH_3COONa และ FES ซึ่งทำให้ค่า SCOD ในน้ำที่เข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ 408.61 ± 53.97 416.08 ± 88.13 และ 380.00 ± 66.00 mg/L ตามลำดับ โดยพบว่ามีความเข้มข้น SCOD ในน้ำทิ้งเฉลี่ยเท่ากับ 0.65 4.39 และ 3.49 mg/L ตามลำดับ ดังภาพที่ 2 ซึ่งผ่านตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง (TCOD ไม่เกิน 120 mg/L) [2] ทั้งหมด เมื่อทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ในน้ำเสีย 3 Type พบว่าน้ำเสีย Type 1 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับน้ำเสีย Type 2 และ 3 แสดงว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนที่มากกว่าทั้ง 2 แหล่งได้อย่างมีประสิทธิภาพแต่สามารถย่อยสลาย CH_3COOH จาก CH_3COONa ได้ดีกว่าจาก FES โดยแต่ละถังปฏิริยาจุลินทรีย์มีการใช้สารอาหารในการเจริญเติบโต จึงทำให้ SCOD ที่เป็นแหล่งคาร์บอนลดลง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยง่ายเช่น CH_3COOH ทำให้ PAOs สามารถเจริญเติบโตได้ง่ายกว่าสารอินทรีย์คาร์บอนชนิดอื่น เนื่องจากเป็นสารที่มีโมเลกุลเล็ก สามารถย่อยสลายได้ง่าย

การกำจัด TKN ของระบบ EBPR

พบว่า การกำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 99.80 79.02 และ 95.51% ตามลำดับ พบว่า TKN ที่เข้าระบบเฉลี่ย 16.93 ± 5.13 39.12 ± 2.63 และ 16.06 ± 2.63 mg/L ในน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 ตามลำดับ และความเข้มข้นน้ำทิ้งของ TN เฉลี่ย 0.04 8.89 และ 1.07 mg/L ตามลำดับ (ภาพที่ 3) โดยพบว่า การกำจัด TKN ของระบบในน้ำเสีย Type 1-3 มีค่าแตกต่างกัน เนื่องจากมีการเติม FES สารเคมี และ PM ที่แตกต่างกัน โดยพบว่าน้ำเสีย Type 1 มีการเติม NH_4Cl ในน้ำเสียที่เข้าระบบ ให้มีความเข้มข้น 15 mg/L น้ำเสีย Type 2 และ 3 มีการเติม PM เพื่อควบคุมปริมาณ Alkalinity ในระบบ ซึ่งใน PM จะมีปริมาณของ N ซึ่งส่งผลให้น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีปริมาณของ TKN ขึ้นกับปริมาณ PM ที่เติมในแต่ละวัน โดยพบว่าเมื่อเติม PM ที่มีปริมาณ Alkalinity 1,375 mg/L ปริมาณ 18-20 L ดังน้ำเสีย Type 2 จะส่งผลให้ปริมาณ TKN ในน้ำเข้าเฉลี่ยสูงกว่าสัดส่วนที่คำนวณไว้ถึง 23 mg/L และส่งผลกระทบต่อความสามารถในการกำจัด TKN ของระบบ โดยพบว่าประสิทธิภาพลดต่ำลงอย่างเห็นได้ชัด อาจเนื่องมาจากความสามารถในการกำจัด TKN ของจุลินทรีย์ในสภาวะแอนแอโรบิกจำเป็นต้องใช้อัตราส่วน COD:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 และในสภาวะแอโรบิกจำเป็นต้องใช้อัตราส่วน COD:N:P เท่ากับ 100:5:1 เมื่อพิจารณาจากปริมาณของ TKN ที่สูงถึง 39.12 ± 2.63 mg/L ในน้ำเสีย Type 2 จำเป็นต้องใช้ปริมาณของ COD สูงถึง 3,233 mg/L ในสภาวะแอนแอโรบิก ซึ่งในความเป็นจริงแล้วสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปของ COD ที่เข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 416 mg/L ซึ่งไม่เพียงพอต่อการกำจัด TKN ดังกล่าว ซึ่งการกำจัด TKN จะอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Autotroph และ Heterotroph ผ่านปฏิริยา Ammonification Nitrification และ Denitrification รวมถึงการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ EBPR ด้วย โดยเกิดการปฏิริยา Nitrification ทำให้ NH_4^+ เปลี่ยนรูปเป็นไนโตรเจนและไนเตรทในสภาวะที่มี O_2 ในถังเติมอากาศ

การกำจัดไนเตรทของระบบ EBPR

ผลการทดลองพบว่าไนเตรทที่เกิดขึ้นภายในถังแอโรบิกของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 1.08×10^{-1} 1.06×10^{-1} และ 1.08×10^{-1} mg/L ปริมาณไนเตรทในน้ำทิ้งของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 6.31×10^{-2} 5.37×10^{-2} และ 5.33×10^{-2} mg/L ดังภาพที่ 4 ซึ่งเกิดจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Denitrifying phosphate accumulating organism (DNPAOs) การทดลองนี้จะมีการหมุนเวียนน้ำเสียและจุลินทรีย์ในถังแอโรบิกไปยังถังแอนอ็อกซิกเพื่อกำจัดไนเตรทโดยใช้อัตราส่วนการหมุนเวียนกลับเป็น 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ ซึ่งมีผลต่อการกำจัด TN โดยเฉพาะไนเตรท ซึ่งจะถูกผลิตขึ้นในถังแอโรบิก จากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrosomonas* sp. และ *Nitrobacter* sp. เรียกว่าปฏิกิริยา Nitrification [7] และจะถูกกำจัดเป็น N_2 ที่ถังแอนอ็อกซิก ด้วยปฏิกิริยา Denitrification โดยจะมีการใช้ SCOD โดยอาศัยจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotroph พบว่าไนเตรทที่อยู่ในตะกอนส่วนเกิน ซึ่งจะถูกล้างกลับมายังถังแอโรบิกจะมีผลต่อการกำจัด P โดยจะรบกวนการคาย Ortho-P เนื่องจาก Heterotrophic จำนวนมาก อาจจะต้องใช้ COD สำหรับใช้เป็นพลังงาน และใช้ในการเจริญเติบโต ซึ่งจะมีไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน [28-29]

จากตารางที่ 3 พบว่าน้ำเสีย Type 1-3 มีช่วงสัดส่วน COD:TKN เฉลี่ยเท่ากับ 24.10:1 10.63:1 และ 23.66:1 ตามลำดับ โดยพบว่าการทดลองน้ำเสีย Type 2 การกำจัด TKN ค่าที่สุด เฉลี่ยเท่ากับ 79.02 mg/L อาจเนื่องมาจากปริมาณสัดส่วนของ C:N ต่ำเกินไป เนื่องจากมีการเติม PM เพิ่มเข้าในระบบจำนวนมาก ซึ่งใน PM มีปริมาณของ TKN อยู่ด้วย โดยปริมาณ TKN ที่เข้าสู่ระบบไม่สามารถกำจัดได้หมด เนื่องจากความสามารถในการกำจัด TKN ของจุลินทรีย์ภายในระบบในสถานะแอโรบิกสามารถกำจัด TKN ได้ที่สัดส่วน 100:1.1 และในสถานะแอโรบิกสามารถกำจัด TKN ได้เมื่อมีสัดส่วนของ COD:TKN เท่ากับ 100:5 ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณของ COD ที่เข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 416 mg/L ซึ่งจะเห็นว่าสามารถกำจัด TKN ได้เพียง 30.23 mg/L เท่านั้น ซึ่งมากกว่าปริมาณที่คำนวณได้จากสัดส่วนดังกล่าว เนื่องจากในระบบมีกลุ่มของจุลินทรีย์ทั้ง Autotroph และ Heterotroph ซึ่งมี PAOs รวมอยู่ด้วย ซึ่ง PAOs สามารถกำจัด TKN ได้เช่นเดียวกัน [30] เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาอื่นดังตารางที่ 3 พบว่าสอดคล้องกับการศึกษาของ Merzouki [31] ที่พบว่าสัดส่วนของ COD:TKN เท่ากับ 15.15:1 ส่งผลให้มีการกำจัด TKN เท่ากับ 90% แต่แตกต่างกับการศึกษาของ Seyoum [24] ที่ได้ศึกษาการกำจัด C N และ P ที่สัดส่วน COD:TKN เท่ากับ 4.36:1 ซึ่งพบว่าการกำจัด TKN เท่ากับ 96% แม้ว่าจะมีสัดส่วนของ COD:N ที่ต่ำ เมื่อทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ในน้ำเสีย 3 Type พบว่าน้ำเสีย Type 2 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับน้ำเสีย Type 1 และ 3 และพบว่าการกำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 1 และ 3 ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.05$) แสดงว่าสามารถใช้ PM ร่วมกับ $NaHCO_3$ ในการทดแทนการเติม $NaHCO_3$ หรือ PM เพียงอย่างเดียว

การกำจัด Ortho-P ของระบบ EBPR

พบว่าปริมาณของ Ortho-P เฉลี่ยของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 24.89 ± 2.85 29.13 ± 4.98 และ 24.63 ± 1.78 mg/L ตามลำดับ พบว่าการกำจัด Ortho-P เฉลี่ยของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 61.34% 51.17% และ 56.78% ตามลำดับ เมื่อใช้อัตราส่วน TCOD:P เท่ากับ 16.39:1 14.28:1 และ 15.43:1 ตามลำดับ ปริมาณของ Ortho-P ในแต่ละถังปฏิกิริยาแสดงในภาพที่ 5 โดยพบว่าเกิดการคาย Ortho-P ในสถานะแอโรบิกเท่ากับ 32.05 41.08 และ 32.94 mg/L ในน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นว่าน้ำเสีย Type 2 จะเกิดการคายของ Ortho-P สูงที่สุด อาจเนื่องมาจากปริมาณของ Alkalinity ในน้ำเสีย Type ที่ 2 มีค่าสูง จากการศึกษาอื่นพบว่าปริมาณของ Alkalinity ที่สูงในระบบการกำจัด P ทางชีวภาพ จะส่งผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในสถานะแอโรบิก โดยจะสนับสนุนการเจริญเติบโตของ PAOs [32] ซึ่งจากการทดลองนี้จะเห็นว่า ค่า Alkalinity จะช่วยสนับสนุนการทำงานของ PAOs ในสถานะแอโรบิก ส่งผลให้เกิดการคายสูง อธิบายได้ว่าเมื่อเกิดการคาย Poly-P ออกมาเป็น Ortho-P ในน้ำเสีย จะเกิดเป็นพลังงานที่จะถูก

นำไปใช้ในการเจริญเติบโต และเก็บพลังงานจาก CH_3COOH ไว้ในรูป PHA ซึ่งจะถูกนำมาใช้ เมื่อเข้าสู่สภาวะแอนอ็อกซิก และแอโรบิก ในการจับใช้ Ortho-P เข้ามาเก็บไว้ในเซลล์ สอดคล้องกับการศึกษาของ Tasli [33] ที่พบว่าในสภาวะแอนอ็อกซิก จะเกิดการคาย Ortho-P ลดลง เมื่อมีการใช้สัดส่วนของกลูโคสในแหล่งคาร์บอนเพิ่มสูงขึ้นจาก 20% เป็น 50%

อภิปรายและสรุปผลการวิจัย

การศึกษาศึกษาลักษณะอาหารที่เป็นแหล่งคาร์บอน และ Alkalinity จากของเสีย และสารเคมีต่อการกำจัด COD N และ P ในระบบ EBPR โดยใช้น้ำเสีย 3 Type ที่มีแหล่งคาร์บอนจาก CH_3COONa และ FES ส่วนแหล่งของ Alkalinity มาจาก NaHCO_3 และ PM กำหนด SRT ที่ 60 วัน โดยน้ำเสีย Type 1 และ 2 มีการใช้แหล่งคาร์บอนจาก CH_3COONa และ FES ส่วนน้ำเสีย Type 3 มีการใช้แหล่งคาร์บอนจาก FES เพียงอย่างเดียว ในน้ำเสีย Type 1-3 มีค่า COD เท่ากับ 408.61 416.08 และ 380.00 mg/L ตามลำดับ พบว่าการกำจัด COD เท่ากับ 99.86% 99.10% และ 99.63% ของน้ำเสีย Type 1-3 ตามลำดับ ค่า TKN ในน้ำเสียเท่ากับ 16.93 39.12 และ 16.06 mg/L ของน้ำเสีย Type 1-3 ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน C:N เท่ากับ 24.10:1 10.63:1 และ 23.66:1 ตามลำดับ พบว่าการกำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 1 และ 3 สูงกว่า 95% ส่วนการกำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 2 มีค่าต่ำที่สุด (79.02%) โดยการกำจัด TKN ต่ำ อาจเนื่องมาจากสัดส่วนของ C:N ที่ต่ำ (10.63:1) ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการกำจัด N โดยปริมาณ N ที่เพิ่มขึ้นในช่วงการทดลองน้ำเสีย Type 2 มาจากปริมาณของ PM ที่เติมเข้าสู่ระบบสูงขึ้น ส่วนค่า Ortho-P ของน้ำเสีย Type 1-3 เท่ากับ 24.89 29.13 และ 26.53 mg/L ตามลำดับ การกำจัด Ortho-P เท่ากับ 61.34% 51.17% และ 55.68% ในการทดลองน้ำเสีย Type 1-3 ตามลำดับ

เมื่อทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ในน้ำเสีย 3 Type พบว่าน้ำเสีย Type 1 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับน้ำเสีย Type 2 และ 3 แสดงว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนที่มาจากทั้ง 2 แหล่งได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่สามารถย่อยสลาย CH_3COOH จาก CH_3COONa ได้ดีกว่า FES พบว่าน้ำเสีย Type 2 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับน้ำเสีย Type 1 และ 3 และพบว่าการกำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 1 และ 3 ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.05$) แสดงว่าสามารถใช้ PM ร่วมกับ NaHCO_3 ในการทดแทนการเติม NaHCO_3 หรือ PM เพียงอย่างเดียว พบว่าน้ำเสีย Type 1 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับน้ำเสีย Type 2 และ 3 และยังพบว่าน้ำเสีย Type 2 ไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.05$) กับน้ำเสีย Type 3 ดังนั้นน้ำเสีย Type 3 สามารถกำจัด Ortho-P โดยใช้ CH_3COOH จากการหมักตะกอนส่วนเกิน และ Alkalinity จาก PM 67.63% และจาก NaHCO_3 32.37% ซึ่งใช้สารเคมีน้อยกว่าน้ำเสีย Type 1 และ 2 แต่จุลินทรีย์กลุ่ม PAOs สามารถกำจัด P ได้ สรุปได้ว่าน้ำเสีย Type 3 มีความเหมาะสม เนื่องจากสามารถกำจัด COD TKN และ Ortho-P โดยใช้ของเสียจากฟาร์ม และโรงบำบัดน้ำเสีย ซึ่งมีต้นทุนต่ำกว่าการซื้อสารเคมี ซึ่งงานวิจัยนี้สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ทำให้ใช้ต้นทุนต่ำที่สุด รวมถึงช่วยกำจัดตะกอนส่วนเกินได้

กิตติกรรมประกาศ

บทความวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจาก “ทุนกิตติบัณฑิต” ปีการศึกษา 1/2558 สำนักวิศวกรรมศาสตรมหาวิทาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นิธยา บุญเทียน มหาวิทยาลัย เทคโนโลยีสุรนารี ที่สนับสนุนและให้คำปรึกษาในการศึกษาวิจัยครั้งนี้

เอกสารอ้างอิง

1. Ministry of natural resources and environment [Internet]. 2018 [updated 2018; cited 2018 Oct 21]. Available from: waste.onep.go.th/wwt.php. Thai.
2. Pollution control department, ministry of natural resources and environment [Internet]. 2010 [updated 2010 Apr 7; cited 2017 Oct 16]. Available from: http://www.pcd.go.th/info_serv/reg_std_water04.html. Thai.
3. Guerrero J, Guisasola A, Baeza JA. Controlled crude glycerol dosage to prevent EBPR failures in C/N/P removal WWTPs. *Chem. Eng. J.* 2015; 271: 114–127.
4. Wei Y, Wang S, Ma B, Li X, Yuan Z, He Y, Peng Y. The effect of poly- β -hydroxyalkanoates degradation rate on nitrous oxide production in a denitrifying phosphorus removal system. *Bioresour. Technol.* 2014; 170: 175-182.
5. Wang R, Peng Y, Cheng Z, Ren N. Understanding the role of extracellular polymeric substances in an enhanced biological phosphorus removal granular sludge system. *Bioresour. Technol.* 2014; 169: 307-312.
6. Chaiphaphan W, Khiriratnikom S, Intharangsang N. Study of microbial community and the possibility on saline enhanced biological phosphorus removal using sequencing batch reactor system. Master of science degree in biology. Thaksin University. 2007; 722 pp. Thai.
7. Hoang PH, Nguyen HT, Tran TT, Tran TT, Do LP, Le TNC. Isolation and selection of nitrifying bacteria with high biofilm formation for treatment of ammonium polluted aquaculture water. *J. Viet. Env.* 2016; 8(1): 33-40.
8. Wen WL, Hai LZ, Guo PS, Han QY. Roles of extracellular polymeric substances in enhanced biological phosphorus removal process. *Water. Res.* 2015; 1-11.
9. Guerrero J, Guisasola A, Baeza JA. The nature of the carbon source rules the competition between PAO and denitrifiers in systems for simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal. *Water. Res.* 2011; 45(16): 4793-4802.
10. Ehab MR, Maha ME, Mohamed AH, Ahmed MN. Application of contact stabilization activated sludge for enhancing biological phosphorus removal (EBPR) in domestic wastewater. *HBRC Journal.* 2013; 10: 92–99.
11. Kee FL, Tadashi S, Ying HO, Adeline SMC, Hak KY, Pei YH. Kinetic and stoichiometric characterization for efficient enhanced biological phosphorus removal (EBPR) process at high temperatures. *Bioprocess Biosyst Eng.* 2015; 38: 729–737.
12. Broughton A, Pratt S, Shilton A. Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low rbCOD:P ratio. *Bioresour. Technol.* 2008; 99: 1236-1241.
13. Tayà C, Garlapati VK, Guisasola A, Baeza JA. The selective role of nitrite in the PAO/GAO competition. *Chemosphere.* 2013; 93: 612-618.
14. Liu X, Xiang L, Song Y, Qian F, Meng X. The effects and mechanism of alkalinity on the phosphate recovery from anaerobic digester effluent using dolomite lime. *Environ. Earth Sci.* 2015; 73(9): 5067-5073.
15. Yin D, Liu W, Zhai N, Feng Y, Yang G, Wang X, et al. Production of Bio-Energy from Pig Manure: A Focus on the Dynamics Change of Four Parameters under Sunlight-Dark Conditions. *PLOS ONE.* 2015; 10(5): 1-12.



16. Andole OH, Lei Z, Zhang Z, Raude J, Kanali C. Optimization of Biogas Production in Dry Anaerobic Digestion of Swine Manure by the Use of Alkalinity Index to Monitor a Prototype Cylindrical Digester. *Sustainable. Energy.* 2017; 5(1): 32-37.
17. Pai TY, Ouyang CF, Su JL, Leu HG. Modelling the steady-state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid. *Appl. Math. Model.* 2001; 25(12): 1025-1038.
18. Pan YW, Maneesha PG, Anna HK, Ralf CR, David CS Ka YC. Simultaneous phosphorus uptake and denitrification by EBPR-r biofilm under aerobic conditions: effect of dissolved oxygen. *Wat. Sci. Tech.* 2015; 72.7: 1147-1154.
19. Boontian N, Using the activated sludge model 2D (ASM2D) to understand and predict the phosphorus accumulating organisms mechanism in enhanced biological phosphorus removal in relation to disintegrated sludge as a carbon source, Cranfield Water Science Institute. 2012.
20. Jiuxiao H, Hui W. Volatile fatty acids productions by mesophilic and thermophilic sludge fermentation: Biological responses to fermentation temperature. *Bioresour. Technol.* 2015; 175: 367-373.
21. He ZW, Yang CX, Wang L, Guo ZC, Wang AJ, Liu WZ. Feasibility of short-term fermentation for short-chain fatty acids production from waste activated sludge at initial pH10: Role and significance of rhamnolipid. *Chem. Eng. J.* 2016; 290: 125-135.
22. Li X, Chen H, Hu L, Yu L, Chen Y, Gu G. Pilot-scale waste activated sludge alkaline fermentation, fermentation liquid separation, and application of fermentation liquid to improve biological nutrient removal. *Environ. Sci. Technol.* 2011; 45(5): 1834-1839.
23. Deng L, Zheng P, Chen Z, Mahmood Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. *Bioresour. Technol.* 2008; 99(8): 3136-3145.
24. Seyoum YG, Marc WB, David C, Thomas FH. Effects of glucose on the performance of enhanced biological phosphorus removal activated sludge enriched with acetate. *Bioresour. Technol.* 2012; 121: 19-24.
25. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Eaton AD. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington DC: 2005.
26. Smolders GJF, Meij J, Van Loosdrecht MCM, Heijnen JJ. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence. *Biotechnol. Bioeng.* 1994; 43: 461-470.
27. Filipe CDM, Daigger GT, Grady CPL. Stoichiometry and kinetics of acetate uptake under anaerobic conditions by an enriched culture of phosphorus-accumulating organisms at different pHs. *Biotechnol. Bioeng.* 2001; 76(1): 32-43.
28. Venter SL, Halliday J, Pitman AR. Optimisation of the Johannesburg Olifantsvlei extended aeration plant for phosphorus removal. *Progress in Water Technology.* 1978; 10(1- 2): 279-292.
29. Hascoet MC, Florentz M. Influence of nitrates on biological phosphorus removal from wastewater. *Water South African.* 1985; 11(1): 1-8.
30. Henze M, Gujer W, Mino T, van Loosdrecht MCM. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. reprint ed. London : IWA Publishing, 2000; 121 p.
31. Merzouki M, Bernet NP, Delgenès J, Benlemlih M. Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater. *Bioresour. Technol.* 2005; 96: 1317-1322.

32. Piasai C, Boontian N, Yingchon U, Phondon T, Padri M. in the process, Study of optimum conditions to produce acetic acid from various excess sludge for using in biological phosphorus removal processes, Science and Technology Journal. Thai.
33. Tam NFY, Leung, GLW, Wong YS. The effects of external carbon loading on nitrogen removal in sequencing batch reactors. Wat. Sci. Tech. 1994; 30(6): 73–81.
34. Wang X, Wang S, Xue T, Li B, Dai X, Peng Y. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage. Water. Res. 2015; 77: 191–200.
35. Yang X, Peng Y, Ren N, Guo J, Tang X, Song J. Nutrient removal performance and microbial community structure in an EBPR system under the limited filamentous bulking state. Bioresour. Technol. 2013; 144: 86-93.
36. Bond PL, Keller J, Blackall LL. Anaerobic phosphate release from activated sludge with enhanced biological phosphorus removal: a possible mechanism of intracellular pH control. Biotech. Bioeng. 1999; 63: 507–515.
37. Tasli R, Artan N, Orhon D. The influence of different substrates on enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. Wat. Sci. Tech. 1997; 35(1): 75-80.

ตารางที่ 1 ความเข้มข้นของสารอาหารที่ใช้เตรียมน้ำเสี้ยวสังเคราะห์ Type 1-3

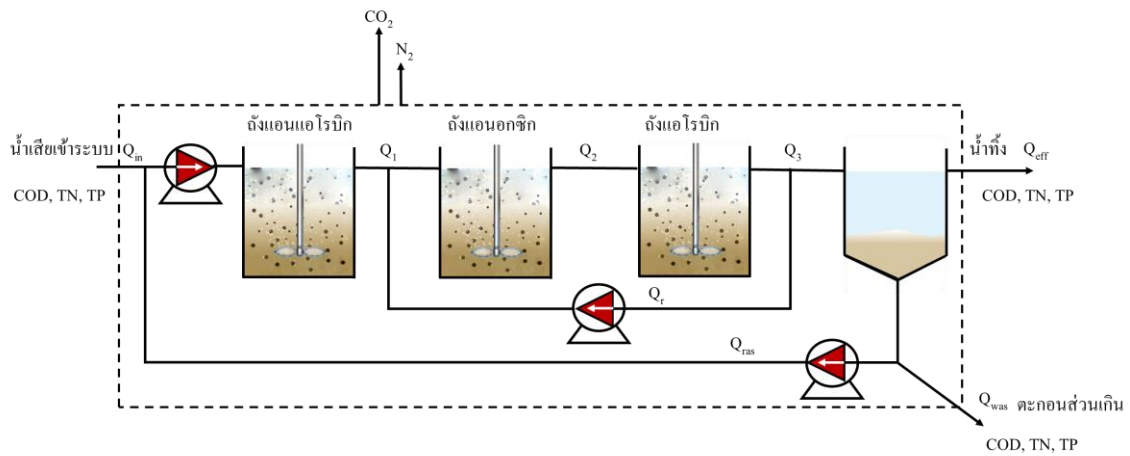
สารอาหาร	Type 1 (73 days)	Type 2 (17 days)	Type 3 (31 days)
COD จาก CH ₃ COONa (mg/L)	408.61	416.08	-
COD จาก FES (mg/L)			380.00
Nitrogen จาก PM (mg/L)	-	39.17	16.06
Ortho-P จาก KH ₂ PO ₄ (mg/L)	24.89	29.13	24.63
Nitrogen จาก NH ₄ Cl (mg/L)	16.93	-	-
Alkalinity จาก NaHCO ₃ (mg/L)	492.50	-	145.00-217.00
Alkalinity จาก PM (mg/L)	-	430.8	231.96-303.00

ตารางที่ 2 คุณสมบัติของ FES ที่ใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบ EBPR

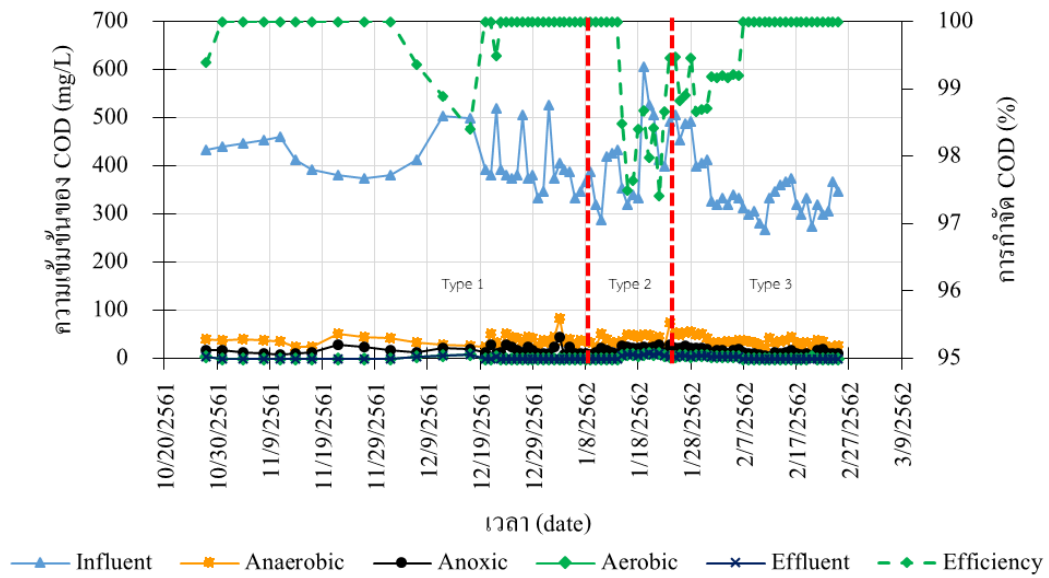
พารามิเตอร์	FES
CH ₃ COOH (mg/L)	1,375±133
COD (mg/L)	4,201±443
Alkalinity (mg/L)	1,625±170
TKN (mg/L)	54±8
TP (mg/L)	41±22

ตารางที่ 3 การเปรียบเทียบสัดส่วนของ C: N ที่มีผลต่อการกำจัด TN (%)

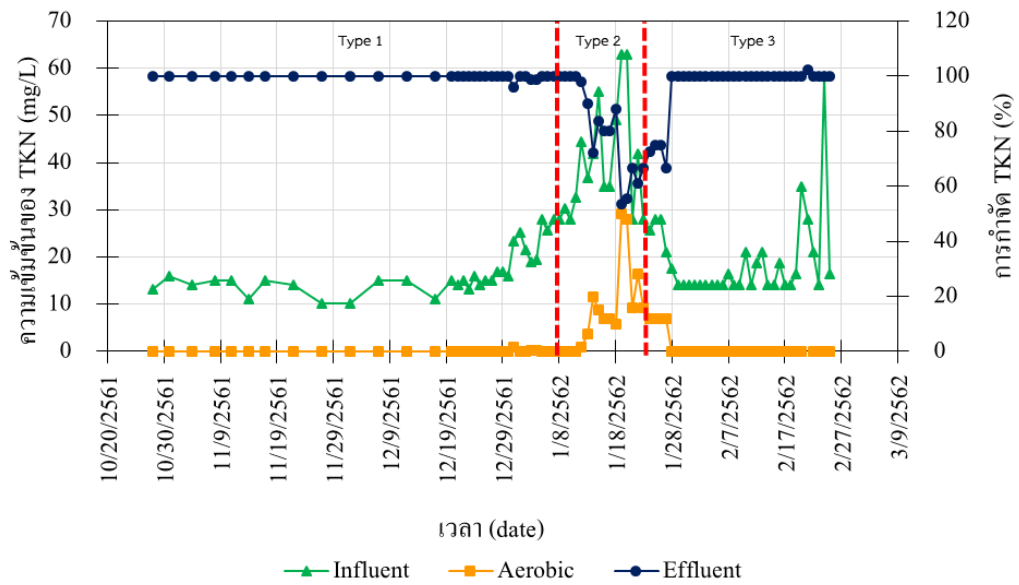
COD (mg/L)	Nitrogen (mg/L)	C:N	การกำจัด TN (%)	อ้างอิง
408	16.93	24.10:1	99.80	
416	39.12	10.63:1	79.02	การศึกษานี้
380	16.06	23.66:1	95.51	
500	14.38	34.77:1	99.20	Piasai (in the process) [32]
233	0.9	258.89:1	65.2	
344.8	2.8	123.14:1	65.6	
350	2.4	145.83:1	70.1	Wang [33]
254.7	2.3	110.74:1	77.7	
329.88	80.7	4.09:1	70-91	Yang [34]
400	91.7	4.36:1	96%	Seyoum [24]
6,210	410	15.15:1	90	Merzouki [31]
300	30	10:1	95	Tam [35]



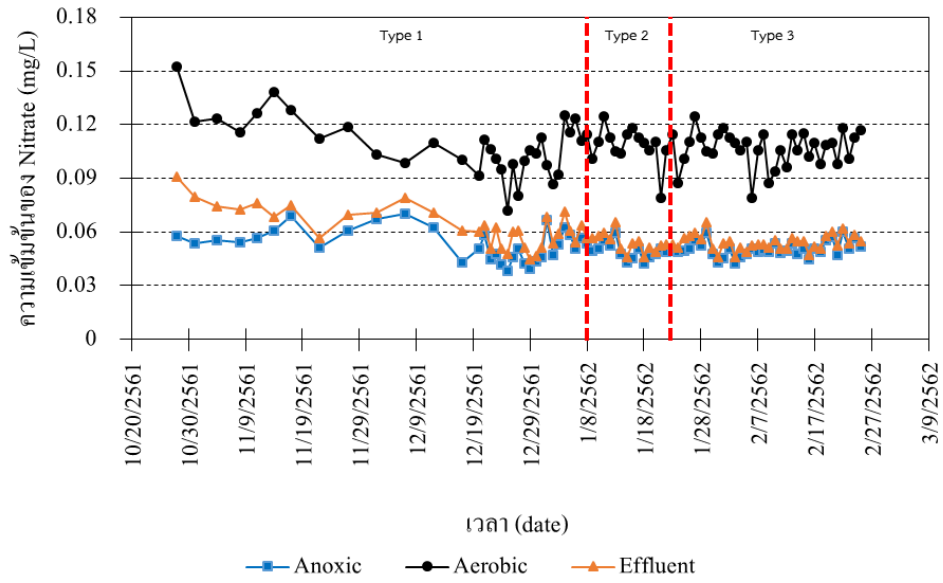
ภาพที่ 1 กระบวนการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพแบบ EBPR



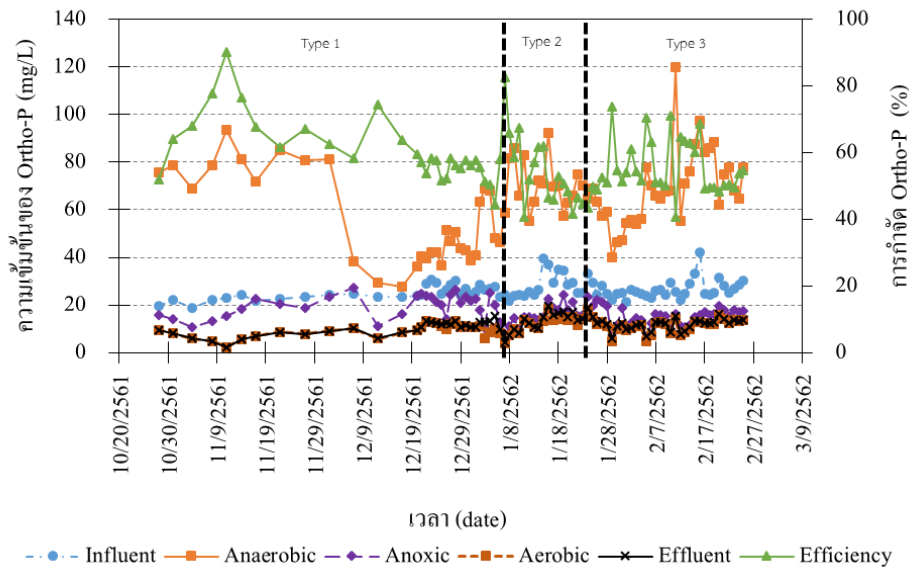
ภาพที่ 2 ความเข้มข้นของ COD และการกำจัด COD ในระบบ EBPR ของน้ำเสีย Type 1



ภาพที่ 3 การกำจัด TKN (%) และความเข้มข้นของ TKN ในระบบ EBPR.



ภาพที่ 4 ความเข้มข้นของไนเตรทในถังแอนอซิก แอโรบิก และน้ำทิ้ง ของน้ำเสีย Type 1-3



ภาพที่ 5 การกำจัด Ortho-P (%) และความเข้มข้นของ Ortho-P ของน้ำเสีย Type 1-3