

การศึกษาแนวทางการเพิ่มค่าความเป็นด่างจากมูลสุกรในการกำจัดไนโตรเจนและ ฟอสฟอรัสในระบบบำบัดทางชีวภาพ

Swine Manure as Alternative Source of Alkalinity to Remove Nitrogen and Phosphorus in Biological Treatment Systems

ฉัตรลดา เพ็ชช้าย (Chatlada Piasai)* ชันช์ชนก พรดอน (Thunchanok Phorndon)*

ดร.นิตยา บุญเทียน (Dr.Nittaya Boontian)^{1**} Mohamad Padri***

(Received: October 24, 2019; Revised: January 20, 2020; Accepted: January 25, 2020)

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อหาผลของการเติมมูลสุกรต่อประสิทธิภาพของระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยทดลองเติมมูลสุกร เพื่อช่วยควบคุมค่าความเป็นด่างในน้ำเสีย กำหนดอายุตะกอน (SRT) ที่ 60 วัน พบว่าการกำจัด Ortho-P เท่ากับร้อยละ 61.34 51.17 และ 55.68 ในน้ำเสียลักษณะที่ 1-3 ตามลำดับ โดยพบว่าค่าความเป็นด่างเฉลี่ยของลักษณะที่ 1, 2 และ 3 เท่ากับ 492.05, 430.80 และ 482.64 มก./ล. ที่ pH เท่ากับ 8 ซึ่งการเติมค่าความเป็นด่าง จากมูลสุกรในน้ำเสียลักษณะที่ 2-3 ส่งผลให้เกิดการคายฟอสฟอรัสเฉลี่ยสูงกว่าปกติถึง 1.32 เท่า ส่วนการกำจัด COD ของทั้ง 3 สูงกว่าร้อยละ 99 การกำจัด TKN เมื่อใช้น้ำเสียลักษณะที่ 1 และ 3 สูงกว่าร้อยละ 95 ส่วนลักษณะที่ 2 มีค่าต่ำที่สุดร้อยละ 79.02 เนื่องจากสัดส่วนของ COD:TN ที่ต่ำ (10.63:1) ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการกำจัด TKN ดังนั้นการใช้ความเป็นด่างจากมูลสุกรและ NaHCO_3 ร่วมกันน้ำเสียลักษณะ 3 สามารถกำจัด COD N และ P ในระบบบำบัดทางชีวภาพได้ ซึ่งงานวิจัยนี้ช่วยลดต้นทุนในการซื้อแหล่งความเป็นด่างได้

ABSTRACT

The aim of this project is to study effect of pig manure to efficiency of enhanced biological phosphorus removal. The experiment was control alkalinity in wastewater. The sludge retention time (SRT) was 60 days. Ortho-P removal was 61.34%, 51.17% and 55.68% in Type 1, 2, and 3, respectively. The concentration of alkalinity was 492.05, 430.80 and 482.64 in Type 1, 2, and 3, respectively. The pH was 8. Which the addition of alkalinity from pig manure in Type 2-3 resulted in an average of 1.32 times higher than normal phosphorus released. The COD removal of all types were 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 eliminate TKN. Therefore, using alkalinity from PM and NaHCO_3 in Type 3 can eliminate COD, N and P in biological treatment systems. The result showed the possibility to occupy low cost source of alkalinity sources.

คำสำคัญ: ความเป็นด่าง มูลสุกร ฟอสฟอรัส

Keywords: Alkalinity, Swine manure, Phosphorus

¹Corresponding author: n.boontian@sut.ac.th

*นักศึกษา หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

**ผู้ช่วยศาสตราจารย์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

***นักศึกษา หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมสำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทนำ

ปัญหามลพิษทางน้ำที่มีความสำคัญอย่างหนึ่งคือ แหล่งน้ำเน่าเสียจากปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ซึ่งเกิดจากการปล่อยน้ำทิ้งที่มีสารอาหารพวกฟอสฟอรัส และไนโตรเจน โดยพบว่าปริมาณของ ฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total phosphorus, TP) ในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในบางพื้นที่ของประเทศไทย (นครราชสีมา กระจับปี่ ภูเก็ต) เท่ากับ 3.01-55.73 มก./ล. [1] ซึ่งเกินมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดชุมชนของประเทศไทย ที่ได้กำหนดมาตรฐานของ TP ไว้ไม่เกิน 2 มก./ล. และไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen, TN) ไม่ควรเกิน 20 มก./ล. ด้วยเหตุนี้การกำจัด TN และ TP ออกจากน้ำเสียจึงเป็นปัญหาที่สำคัญ [2] ในต่างประเทศกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัส ทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน (Enhanced Biological Phosphorus Removal, EBPR) ถูกนำมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย และ ได้รับการยอมรับว่าเป็นเทคโนโลยีที่ประหยัดและเกิดความยั่งยืนต่อสิ่งแวดล้อม สามารถกำจัดได้ทั้ง TN และ TP [3] โดยอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ กลุ่มแบคทีเรียออโตโทรฟิก (Autotroph) และกลุ่มแบคทีเรียเฮเทโรโทรฟิก (Heterotroph) ซึ่งกลุ่มหนึ่งที่สำคัญคือ ฟีโอโอ (Polyphosphate accumulating organisms, PAOs) ซึ่งเป็น Heterotroph ที่มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน TP และ TN ได้ [4-5] ในสภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดการปล่อยออโร ฟอสเฟต (Ortho-P) จากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต (Poly-P) ซึ่งให้พลังงานนำมาใช้ในการจับสารอินทรีย์คาร์บอน เข้าไปเก็บไว้ในเซลล์ เรียกว่าฟีโอเอ (Polyhydroxyalkanoates, PHA) [6] และในสภาวะแอนอ็อกซิกและแอโรบิกจะเกิด การสลาย PHA เกิดเป็นพลังงานในการดึง Ortho-P เข้าไปเก็บในเซลล์ PAOs เรียกว่า Poly-P ซึ่งจะเป็นการกำจัด ฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสีย ดังนั้นกระบวนการนี้เป็นทางเลือกที่มีราคาไม่แพง และประสิทธิภาพสูง [7] ไม่พบตะกอน สารเคมี และเกิดของเสียน้อย [2] จากการศึกษาของ Rashed [8] พบว่าการกำจัดฟอสเฟตสำหรับโรงงานต้นแบบอยู่ที่ ร้อยละ 80.54

การศึกษากำจัดฟอสเฟตมีปัจจัยที่เกี่ยวข้อง เช่น ความเป็นด่าง ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอน COD: P อุณหภูมิ และ pH ซึ่งความเป็นด่างเป็นค่าที่มีความสำคัญ เนื่องจากการทำงานของจุลินทรีย์จำเป็นต้องอาศัยค่า pH ที่เหมาะสม โดยความเป็นด่างสามารถต้านทานการเปลี่ยนแปลง pH ได้ ซึ่งจุลินทรีย์ในระบบทั้ง Heterotroph Autotroph และ PAOs สามารถเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะที่มีค่าความเป็นด่างที่เหมาะสม โดยเฉพาะการกำจัด TP เนื่องจากความเป็นด่างส่งเสริมให้เกิดการคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก ซึ่งกระบวนการคาย Ortho-P จะเกิดผลิตภัณฑ์เป็น พลังงานที่สามารถดึงสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปกรดอะซิติกมาเก็บเป็นพลังงานในเซลล์ที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสใน น้ำเสียได้ [9] ส่วนการกำจัด TN พบว่าการเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นไนเตรตส่งผลให้ไฮโดรเจนไอออนสูงขึ้น และ pH ลดลง จึงควรมีการเติมสารเคมีที่ช่วยต้านทานการเปลี่ยนแปลง pH ซึ่งความเป็นด่างถูกใช้ไปในปฏิกิริยา Nitrification ถึงร้อยละ 50 ซึ่งจะถูกรีไซเคิลกลับมา เมื่อเกิดปฏิกิริยา Denitrification [10] ระบบบำบัดน้ำเสียมักใช้ สารเคมีกลุ่ม HCO_3^- , CO_3^{2-} และ OH^- ในการควบคุมค่าความเป็นด่าง [11] ซึ่งนอกจากสารเคมีแล้วในของเสีย เช่น มูลสุกร และน้ำเสียจากลำ ยังพบค่าความเป็นด่างสูง [12] สามารถนำมาใช้ควบคุมระบบ EBPR แทนสารเคมีได้จากงานวิจัยของ Deng [13] ศึกษาการบำบัดน้ำทิ้งฟาร์มสุกรด้วยระบบไร้ออกซิเจนร่วมกับระบบ Sequencing batch reactor (SBR) โดยมิ การเพิ่มค่าความเป็นด่างจากโซเดียมคาร์บอเนต (Na_2CO_3) พบว่าการเติมมูลสุกรอาจเป็นวิธีที่เหมาะสมในการกำจัด สารอินทรีย์ในน้ำ เมื่อเทียบกับระบบเดิม และระบบที่มีการเติมค่าความเป็นด่างจาก Na_2CO_3 และงานวิจัยของ Yin และ Andole [12, 14] นำมูลสุกรมาใช้ในการเพิ่มค่าความเป็นด่างให้กับระบบเช่นกัน

การศึกษาชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนพบว่ากรดอะซิติก เป็นแหล่งของคาร์บอนที่สนับสนุนการเจริญเติบโต ของ PAOs [15-16] ในการศึกษาของ Jasna [17] พบว่า PAOs ในระบบบำบัดน้ำเสียที่สามารถกำจัด P เป็นชนิด

Acinetobacter calcoaceticus เมื่อใช้โพรวไฟโอบีคเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก แต่ในการศึกษาของ Auling [18] พบว่าการใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก พบจุลินทรีย์กลุ่ม *Acinetobacter* spp. เป็นจุลินทรีย์ที่โดดเด่น เมื่อระบบมีประสิทธิภาพมากกว่าร้อยละ 50 ซึ่งชนิดของจุลินทรีย์ PAOs ในระบบ EBPR มีผลต่อปริมาณของฟอสฟอรัสในแต่ละสภาวะของระบบ

ดังนั้นการศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลความเป็นต่างจากมูลสุกรต่อประสิทธิภาพของระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ และชนิดของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs ในระบบ EBPR ซึ่งประโยชน์ของการศึกษานี้จะเป็นแนวทางในการกำจัดฟอสฟอรัส และไนโตรเจน เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนของประเทศไทย

วัตถุประสงค์การวิจัย

1. เพื่อศึกษาผลความเป็นต่างจากมูลสุกรต่อประสิทธิภาพของระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ
2. เพื่อศึกษาชนิดของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs ในระบบ EBPR

วิธีการวิจัย

การศึกษาคุณลักษณะตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อใช้ในการเดินระบบ

นำจุลินทรีย์จากบริษัท เสริมสุข จำกัด มหาชน จังหวัดนครราชสีมา มาเติมในถังปฏิกรณ์ เพื่อเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบกระบวนการโดยศึกษาพารามิเตอร์ดังนี้ ค่า DO (Dissolve oxygen) พีเอช (pH) อุณหภูมิ (Temperature) TCOD ค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD) แอมโมเนียมไอออน ($\text{Ammonium}, \text{NH}_4^+$) ของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids, TVS) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solids, TSS) TP และ Ortho-P เพื่อใช้ในการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ PAOs

การออกแบบชุดการทดลอง

ระบบ EBPR ประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ 3 ถังต่อเนื่องกันคือ ถังแอนแอโรบิก ถังแอนอกซิก และถังแอโรบิก ที่มีปริมาตร 5 5 20 ลิตร โดยควบคุมอัตราการไหลเข้าสู่ระบบ 60 ลิตรต่อวัน (ล./ว.) กำหนดอัตราการสูบตะกอนเวียนกลับ 105 ล./ว. และอัตราการเวียนกลับไนเตรทจากถังแอโรบิกไปยังถังแอนอกซิกเท่ากับ 180 ล./ว. เพื่อกำจัดไนเตรท [19] และเพิ่มถังหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพขนาด 30 ลิตร เพื่อใช้หมักตะกอนให้เกิดเป็นกรดแอซิติกซึ่งนำไปใช้ในการเติมลงในน้ำเสียสังเคราะห์ดังภาพที่ 1 และกำหนดอายุตะกอนเท่ากับ 60 วัน [20]

เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบ 3 ลักษณะ ที่มีแหล่งคาร์บอนจากแอซิเตต [21] และน้ำเสียจากการหมักตะกอนส่วนเกิน (FES) เนื่องจากกรดแอซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนที่ช่วยในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [16, 22-25] ส่วนแหล่งของความเป็นต่างมาจาก NaHCO_3 และมูลสุกร ซึ่งมูลสุกรจะมีค่าความเป็นต่างเฉลี่ย 1,824.47 มก./ล. และกรดแอซิติก 38.37 มก./ล. โดยเติมมูลสุกรปริมาณ 3 ลิตรในน้ำ 50 ลิตร ซึ่งการบรรทุกกรดแอซิติกจากมูลสุกรที่อยู่ในน้ำเสียเท่ากับ 2.30 มก./ล. โดยการทดลองจะควบคุมสารอินทรีย์คาร์บอน N P และความเป็นต่างระยะเวลาดำเนินการทั้งหมด 121 วัน แบ่งเป็นช่วงเวลาดังนี้

ลักษณะอาหารที่ 1 (73 วัน) ปริมาณ COD เข้าระบบเฉลี่ย 408.61 มก./ล. ซึ่งใช้คาร์บอนจาก 2 แหล่งคือ แอซิเตต 325 มก./ล. และ FES 75 มก./ล. และ Ortho-P เข้าระบบเป็น 24.89 มก./ล. (สัดส่วน COD:P = 16.39:1) และความเป็นต่างใช้ NaHCO_3 40 กรัมในน้ำเสีย 100 ลิตร

ลักษณะอาหารที่ 2 (17 วัน) ปริมาณ COD เข้าระบบเฉลี่ย 416 มก./ล. ซึ่งใช้คาร์บอนจาก 2 แหล่งคือ แอซิเตด 0-250 มก./ล. และ FES 75-200 มก./ล. โดย P เข้าระบบเป็น 29.13 มก./ล. สัดส่วน COD:P = 14.28:1 และมีการเพิ่มความเข้มข้นจากมูลสุกรปริมาณ 24-40 ลิตรในน้ำเสีย 100 ลิตร ซึ่งจะมีภาระบรรทุกกรดแอซิดจากมูลสุกรที่อยู่ในน้ำเสียรวมเท่ากับ 9.20-15.35 มก./ล.

ลักษณะอาหารที่ 3 (31 วัน) ปริมาณ COD เข้าระบบมาจาก FES 350 มก./ล. โดย P เข้าระบบเป็น 24.63 มก./ล. สัดส่วน COD:P = 15.43:1 โดยมีการเพิ่มความเข้มข้นต่างจาก 2 แหล่งคือใช้ NaHCO_3 12.95 กรัมและมูลสุกรปริมาณ 6 ลิตรในน้ำเสีย 100 ลิตรซึ่งจะมีภาระบรรทุกกรดแอซิดจากมูลสุกรที่อยู่ในน้ำเสียรวมเท่ากับ 2.30 มก./ล. โดยคุณลักษณะของ FES ที่ถูกนำมาใช้เป็นแหล่งกรดแอซิดในระบบ EBPR

การควบคุมการเดินระบบ EBPR

กระบวนการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพระบบ EBPR ประกอบด้วยสภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก ซึ่งกำหนด SRT เท่ากับ 60 วัน กำหนดค่าระยะเวลาเก็บ (Hydraulic retention time, HRT) ในถังเติมอากาศเท่ากับ 8 ชั่วโมง ปริมาตรถัง 20 ลิตร กำหนดค่า HRT ในถังแอนแอโรบิกเท่ากับ 2 ชั่วโมง ปริมาตรถัง 5 ลิตร ค่า HRT ในถังแอโรบิกเท่ากับ 2 ชั่วโมง ปริมาตรถัง 5 ลิตร น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังแอนแอโรบิกก่อน แล้วต่อด้วยถังแอนอกซิกและถังแอโรบิกเป็นอันดับสุดท้าย โดยเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวัดค่าพารามิเตอร์ในแต่ละค่า และวิเคราะห์ผลการทดลองทุก 24 ชั่วโมง

การศึกษาลักษณะของเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ EBPR โดยใช้กล้องอิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning electron microscope, SEM)

คัดแยกเชื้อจุลินทรีย์บริสุทธิ์จากตัวอย่างจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ จากนั้นส่งตรวจชนิดของเชื้อจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค Polymerase chain reaction (PCR) ที่คณะสัตวแพทย มหาวิทยาลัยมหิดล และส่งคุณลักษณะทางสัณฐานของเชื้อจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบ EBPR โดยใช้ SEM เพื่อสังเกตลักษณะทางกายภาพของจุลินทรีย์ ทำการเก็บตัวอย่างเชื้อจากระบบ EBPR จากนั้นนำมาเติม Glutaraldehyde ร้อยละ 2.5 และปรับ pH ที่ 7.2 โดยใช้ Phosphate buffer ควบคุมที่อุณหภูมิ 4 °C อย่างน้อย 1 คืน นำมาปั่นเหวี่ยงที่ 5000 rpm จากนั้นทำการ Dehydrating ตามวิธีของ Bin และ Haberman [26-27] ก่อนนำมาส่องด้วย SEM โดยการศึกษาที่ใช้กำลังขยาย 5,000-10,000 เท่า

วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของการเติมแหล่งคาร์บอนภายนอกต่อการกำจัด COD TKN และ P ของระบบ EBPR การเก็บตัวอย่างที่จะนำไปวิเคราะห์หา TCOD, SCOD, NH_4^+ , ไนเตรท (NO_3^-), VFA, Ortho-P, กรดแอซิดและ TP วิเคราะห์ที่นำมาใช้ในการวิจัย อ้างอิงจาก Standard method for examination of water and wastewater (APHA) [28] นอกจากนั้นจะทำการวิเคราะห์ Mixed liquor suspended solids (MLSS) ในถังจนกระทั่งระบบอยู่ในสภาวะคงที่

ผลการวิจัย

การกำจัด COD และ TKN ของระบบ EBPR

การศึกษาผลของ COD และ TKN ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบต่อความสามารถในการกำจัด TKN ซึ่งจะพิจารณาผลจากปริมาณ TKN ที่เหลืออยู่ในน้ำทิ้ง พบว่าน้ำเสียลักษณะที่ 1 เหมาะสมในการกำจัด TKN เมื่อในน้ำเสียมีความเข้มข้นของ COD เท่ากับ 360 มก./ล. และมี TKN ต่ำกว่า 18 มก./ล. คิดเป็นสัดส่วน COD:N เท่ากับ 20:1 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ TKN เท่ากับร้อยละ 99.86 และ 99.80 ตามลำดับ ช่วงการทดลองของน้ำเสียลักษณะที่ 2 มีปริมาณ

TKN ในน้ำทิ้งสูงเกิน 20 มก./ล. เมื่อมีปริมาณของ COD ต่ำกว่า 600 มก./ล. และมีปริมาณของ TKN 60 มก./ล. คิดเป็นสัดส่วน COD:N เท่ากับ 10:1 พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ TKN เท่ากับร้อยละ 99.10 และ 79.02 ตามลำดับ ซึ่งใกล้เคียงกับการศึกษาของ Tam [29] ซึ่งทดลองที่ค่า COD เท่ากับ 300 มก./ล. และ TKN เท่ากับ 30 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TKN เท่ากับร้อยละ 95 ส่วนการทดลองในน้ำเสียลักษณะที่ 3 พบว่าช่วงที่มีค่า COD เท่ากับ 480 มก./ล. และ TKN เท่ากับ 28 มก./ล. คิดเป็นสัดส่วน COD:N เท่ากับ 17.14:1 จะเป็นช่วงที่มีค่า TKN สูงเกิน 10 มก./ล. และมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ TKN เท่ากับร้อยละ 99.10 และ 95.51 ตามลำดับ ซึ่งการทดลองช่วงที่ใช้น้ำเสียลักษณะที่ 3 สอดคล้องกับการศึกษาของ Merzouki [30] ที่ใช้ค่า COD 6,210 มก./ล. และ TKN เท่ากับ 410 มก./ล. (สัดส่วนของ COD:TKN เท่ากับ 15.15:1) มีประสิทธิภาพในการกำจัด TKN เท่ากับร้อยละ 90 ผลการทดลองนี้แสดงให้เห็นว่าสัดส่วนของ COD ที่สูงจะส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถกำจัด TKN ได้ดีกว่า ซึ่งสอดคล้องกับทฤษฎีการใช้ปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนในสภาวะแอนแอโรบิกที่สัดส่วน COD: N เท่ากับ 100: 1.1 และในสภาวะแอรโรบิกจะเกิดการใช้ COD: N เท่ากับ 100:5 ซึ่งการที่จะกำจัด N ในระบบได้สูงจำเป็นต้องมีปริมาณของ COD ที่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์

ความสัมพันธ์ของปริมาณความเป็นด่างและการกำจัด Ortho-P ของระบบ EBPR

จากการศึกษาของ Bond [9] พบว่าค่า pH มีผลต่อการกำจัด P โดยเฉพาะปริมาณของ Ortho-P ที่ถูกปล่อยในสภาวะแอนแอโรบิก การเปรียบเทียบแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนภายนอก และสัดส่วน CH_3COOH :ความเป็นด่างในการกำจัด P ของระบบ EBPR แสดงดังตารางที่ 1 พบว่าค่าความเป็นด่างและกรดแอสติกมีผลต่อการทำงานของ PAOs ในระบบ ซึ่งพิจารณาจากการกำจัด Ortho-P จากการศึกษานี้ของ Lapapairoj [28] พบว่าการกำจัด P ของระบบที่สัดส่วน P:COD ในน้ำเสียที่ 1:60 1:30 1:20 1:10 1:5 และ 1:3 เท่ากับร้อยละ 80.80 52.90 18.70 86.50 5.40 และ 5.40 ตามลำดับ

จากภาพที่ 2 พบว่าผลของความเป็นด่างและ COD ที่เข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิกที่ส่งผลให้ปริมาณของ Ortho-P ถูกคายสูงที่สุดในสภาวะแอนแอโรบิกคือความเป็นด่างเท่ากับ 375 มก./ล. และกรดแอสติกเท่ากับ 360 มก./ล. ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณของกรดแอสติกสูงที่สุด จะเกิดการคาย Ortho-P ได้ ต้องอาศัยปริมาณของความเป็นด่างที่เหมาะสมด้วย โดยการศึกษาของ Chen [34] พบว่า Ortho-P ถูกคายออกมา 62.48 มก./ล. เมื่อใช้แอสเตดและโพสไฟเฟอไรต์เป็นแหล่งคาร์บอน สัดส่วน COD:ค่าความเป็นด่างในช่วง 0.5-1 ส่งผลให้มีการคายฟอสฟอรัสในสภาวะแอนแอโรบิก แต่ยังคงขึ้นอยู่กับปัจจัยอื่นๆที่ไม่สามารถควบคุมให้เท่ากันในการทดลองทั้ง 3 ช่วง เช่น สัดส่วน COD:P เนื่องจากมีค่า Ortho-P จากมูลสัตว์ที่แตกต่างกัน ซึ่งจะเห็นว่าน้ำเสียลักษณะที่ 1 และ 2 มีสัดส่วน COD:P สูงกว่า 15:1 แต่น้ำเสียลักษณะที่ 3 มีสัดส่วน COD:P ต่ำกว่า 15:1 แสดงว่าหากปริมาณ TCOD ไม่เพียงพอ จะส่งผลให้การคายของ Ortho-P ในสภาวะดังกล่าวลดลง สอดคล้องกับงานของ Henze [35] พบว่า TCOD จะถูกใช้โดย PAOs ในสภาวะแอนแอโรบิกและส่งผลให้เกิดการคาย Ortho-P โดยผลการทดลองยังพบอีกว่า Ortho-P จะถูกปล่อยมากขึ้นที่ pH สูง ซึ่งได้มาจากการเติม OH^- และ HCO_3^- ซึ่งในการศึกษานี้ใช้ NaHCO_3 ในการควบคุมความเป็นด่างซึ่งส่งผลให้ค่า pH และความเป็นด่างเพิ่มสูงขึ้น โดยพบว่าค่าความเป็นด่างเฉลี่ยของลักษณะที่ 1, 2 และ 3 เท่ากับ 492.05 430.80 และ 482.64 มก./ล. ที่ pH เท่ากับ 8 และการศึกษาของ Tasli [36] พบว่าสภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดการคาย Ortho-P ลดลง และความเข้มข้นของ Ortho-P ในน้ำทิ้งเพิ่มขึ้น หากมีสัดส่วนของกลูโคสในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้นจากร้อยละ 20 เป็น 50 และ ซึ่งจากการศึกษาของ Smolders [37] พบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนเป็นอิสระต่อค่า pH ในช่วง 5.8-8.2 โดยการศึกษาของ Aiking และ Bond [9, 38] ที่พบว่าค่าความเป็นด่างในเซลล์ของ PAOs สามารถส่งผลให้เกิดการคาย Ortho-P ซึ่งสอดคล้องกับค่าแอสเตดภายในเซลล์ที่เป็นกรดจะยับยั้งการคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิกได้ ซึ่งการสลายของ Poly-P ในสภาวะแอนแอโรบิกจะตอบสนองต่อค่าความเป็นด่างในเซลล์จุลินทรีย์เช่นกัน

เมื่อทำการศึกษากำจัด Ortho-P ของระบบ EBPR โดยใช้ลักษณะอาหาร 3 ช่วง พบว่าเมื่อระบบมีการเติมกรดแอสติกไม่ว่าจะมาจากสารเคมีคือแอสติคหรือมาจากของเสีย คือ ESF พบว่า PAOs สามารถทำงานได้ดี หากมีความเป็นด่างและสัดส่วน C: P ที่เหมาะสม โดยพบว่าค่าความเป็นด่างมีผลต่อการคายของ Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก หากมีการคาย Ortho-P จากการสลายของ Poly-P มาก แสดงว่า PAOs จะมีพลังงานที่สะสมจากการกักเก็บกรดแอสติกไว้มาก ซึ่งจะอยู่ในรูปของ PHA ซึ่งจะถูกล้างมาไว้ในสภาวะแอนอ็อกซิก และแอโรบิก จากการใช้ในเตรท และ O_2 เป็นตัวให้อิเล็กตรอน

ความสัมพันธ์ของปริมาณความเป็นด่างและการกำจัด TKN ของระบบ EBPR

ผลของค่าความเป็นด่างต่อการกำจัด TKN แสดงดังภาพที่ 3 จากการเติมมูลสุกรและสารเคมีคือ $NaHCO_3$ เพื่อควบคุมปริมาณของความเป็นด่างในระบบ พบว่าเมื่อมีการเติมปริมาณของมูลสุกรเพียงอย่างเดียว ทำให้ต้องใช้ปริมาณของมูลสุกรมาก ซึ่งในมูลสุกรมีปริมาณของ N อยู่ ทำให้น้ำเสียมีความเข้มข้นของ TKN สูงขึ้น ซึ่งมีผลต่อการทำงานของระบบ ในการกำจัด TKN โดยจะเห็นว่าในช่วงลักษณะที่ 2 มีปริมาณของความเป็นด่างสูง จากการเติมมูลสุกร แต่พบว่าการกำจัด TKN ลดลง เหลือเพียงร้อยละ 79.02 จึงได้มีการเพิ่มสารเคมีคือ $NaHCO_3$ 10 กรัม เพื่อเพิ่มปริมาณของความเป็นด่างในระบบ เพื่อทดแทนปริมาณของมูลสุกรที่เติม เพื่อควบคุมปริมาณของความเป็นด่างและ TKN ในระบบ ให้เหมาะสมกับคุณลักษณะของน้ำเสีย ในลักษณะที่ 3 เมื่อใช้สัดส่วนความเป็นด่างจากมูลสุกรร้อยละ 67.63 และ $NaHCO_3$ ร้อยละ 32.37 พบว่าปริมาณของ TKN ที่เข้าสู่ระบบในช่วงนี้ เท่ากับ 16.06 มก./ล. ส่งผลให้การกำจัด TKN เพิ่มขึ้นสูงกว่าลักษณะที่ 2 จากร้อยละ 79.02 เป็น 95.51 ในการทดลองลักษณะที่ 3

การศึกษาชนิดของจุลินทรีย์กลุ่มฟิโอบาในระบบ EBPR

การคัดแยกเชื้อด้วยอาหาร Pikovskaya's Agar แล้วส่งตรวจชนิดของเชื้อจุลินทรีย์ พบว่าจุลินทรีย์ที่พบคือ *Acinetobacter* spp. ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Nielsen และ Hrenovic [39-40] ซึ่งทำการทดลองโดยใช้กรดแอสติกเป็นแหล่งคาร์บอนทั้งหมด และพบว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เป็นกลุ่ม *Acinetobacter* spp. ซึ่งต่างจากการศึกษาของ Koichi และ Shaomei [41-42] ซึ่งพบว่าเมื่อใช้แอสติคเป็นแหล่งคาร์บอนทั้งหมด พบจุลินทรีย์กลุ่ม *Candidatus accumulibacter* ที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ และเมื่อสังเกตด้วยกล้อง SEM ดังภาพที่ 4 แสดงลักษณะทางสัณฐานของจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 10,000 เท่า คล้ายกับการศึกษาของ Elias and Jose และ Liu [43-44] พบกลุ่มจุลินทรีย์ PAOs ที่มีลักษณะเป็นวงกลม มีรอยบุ๋มตรงกลาง

การลดปริมาณโซเดียมไบคาร์บอเนตในระบบบำบัด

เนื่องจาก $NaHCO_3$ ถูกใช้เพื่อควบคุมค่าความเป็นด่างในน้ำเสียที่เข้าระบบ เพื่อให้ส่งเสริมการทำงานของจุลินทรีย์ PAOs ในการกำจัด TKN และ Ortho-P ของระบบ EBPR ซึ่งถือว่าเป็นต้นทุนที่ต้องใช้ในการเดินระบบ แต่จากการทดลองจะเห็นได้ว่าน้ำเสียลักษณะที่ 3 เติม $NaHCO_3$ เพียง 12.95 ก. ส่วนน้ำเสียลักษณะที่ 2 ไม่มีการเติม $NaHCO_3$ ดังตารางที่ 2 ซึ่งจะเห็นว่าค่าการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียลักษณะที่ 1 แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญกับน้ำเสียลักษณะที่ 2 และ 3 ($p < 0.05$) และน้ำเสียลักษณะที่ 2 และ 3 ไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.05$) ส่วนการกำจัด TKN ของน้ำเสียลักษณะที่ 1 และ 3 ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.05$) แสดงว่าการลด $NaHCO_3$ โดยการเติมความเป็นด่างจากมูลสุกร 32.37% สามารถใช้ทดแทนการเติม $NaHCO_3$ เพียงอย่างเดียวได้ ซึ่งช่วยลดต้นทุนการเดินระบบในด้านการซื้อสารเคมี $NaHCO_3$ ได้ 16.22 บาท/ลบ.ม.ของน้ำเสียจากชุมชน เมื่อ $NaHCO_3$ ปริมาณ 25 กก. ราคา 1,400 บาท

อภิปรายและสรุปผลการวิจัย

การศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ EBPR จากการเพิ่มความเป็นด่างจากมูลสุกร โดยแหล่งคาร์บอนมาจากกรดแอซิกและค่าความเป็นด่างจาก NaHCO_3 และมูลสุกรกำหนด SRT ที่ 60 วัน พบว่าการกำจัด Ortho-P เท่ากับร้อยละ 61.34 51.17 และ 55.68 ในน้ำเสียลักษณะที่ 1-3 ตามลำดับ ค่าความเป็นด่างเฉลี่ยของลักษณะที่ 1, 2 และ 3 เท่ากับ 492.05, 430.80 และ 482.64 มก./ล. ที่ pH เท่ากับ 8 โดยความเป็นด่างมีผลต่อการกำจัด Ortho-P ซึ่งการเติมความเป็นด่างจากมูลสุกรในน้ำเสียลักษณะที่ 2-3 ส่งผลให้เกิดการคายฟอสฟอรัสเฉลี่ยสูงกว่าปกติถึง 1.32 เท่า และพบว่าการกำจัดฟอสฟอรัสของน้ำเสีย Type 2 ไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.05$) กับน้ำเสีย Type 3 โดยค่าความเป็นด่างในการทดลองช่วงที่ 3 เท่ากับ 482.64 มก./ล. ส่งผลให้เกิดการคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิกสูงที่สุด ซึ่งทำให้จุลินทรีย์มีพลังงานในการนำ Ortho-P ในสภาวะแอนอ็อกซิกและแอโรบิกไปใช้ได้มากขึ้นเช่นกัน ซึ่งนอกจากความเป็นด่างจะส่งผลต่อการกำจัด Ortho-P แล้ว ยังส่งผลต่อการกำจัด TKN ของระบบ โดยการทดลองช่วงที่ 2 จะเห็นกว่าปริมาณความเป็นด่างจากมูลสุกรเพียงอย่างเดียวส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด TKN เหลือเพียงร้อยละ 79.02 ซึ่งนอกจากค่าความเป็นด่างแล้วสัดส่วนของ COD: TKN ก็มีผลต่อการกำจัด TKN ในระบบ โดยสัดส่วนของ COD: TKN สูง จะส่งผลให้ระบบสามารถกำจัด TKN ได้ดีกว่า เนื่องจากปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนมากเพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ โดยการทดลองช่วงที่ 2 มีปริมาณ TKN สูงกว่าช่วงอื่น เนื่องจากปริมาณของมูลสุกรที่เติมเข้าสู่ระบบมากที่สุด พบว่าการกำจัด TKN ของน้ำเสียลักษณะที่ 1 และ 3 ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.05$) โดยจะเห็นว่าสามารถเติมมูลสุกรทดแทนการใช้สารเคมีสามารถกำจัด Ortho-P และ TKN โดยควรใช้มูลสุกรร่วมกับ NaHCO_3 ในการทดแทนการเติม NaHCO_3 เพียงอย่างเดียว ที่สัดส่วนมูลสุกรร้อยละ 67.63 และ NaHCO_3 ร้อยละ 32.37 ดังนั้นงานวิจัยนี้ช่วยลดต้นทุนในการซื้อแหล่งความเป็นด่างได้

เอกสารอ้างอิง

1. Ministry of natural resources and environment [Internet]. 2018 [updated 2018; cited 2019 Feb 15]. 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 2019 May 12]. 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. Chaiyaphan 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. Wen WL, Hai LZ, Guo PS, Han QY. Roles of extracellular polymeric substances in enhanced biological phosphorus removal process. *Water. Res.* 2015; 1-11.



8. 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
9. 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.
10. Qasim SR. Wastewater treatment plants: planning, design and operation. 2nd ed. Boca Raton. CRC Press: 1999.
11. 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.
12. Yin D, Liu W, Zhai N, Feng Y, Yang G, Wang X, Han X. 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.
13. Deng L, Zheng P, Chen Z, Mahmood Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. *Bioresour. Technol.* 2008; 99(8): 3136–3145.
14. 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.
15. 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.
16. Alistair B, Steven P, Andy S. Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low rbCOD:P ratio. *Bioresour. Technol.* 2008; 99: 1236-1241.
17. Jasna H, Darko T, Hanife B, Yüksel O. Influence of support materials on phosphate removal by the pure culture of *Acinetobacter calcoaceticus*. *Food. Technol. Biotechnol.* 2003; 41(4): 331–338.
18. Auling G, Pilz F, Busse HJ, Karrasch S, Streichan M, Schön G. Analysis of the polyphosphate-accumulating microflora in phosphorus-eliminating, anaerobic-aerobic activated sludge systems by using diaminopropane as a biomarker for rapid estimation of *Acinetobacter* spp. *Appl. Environ. Microbiol.* 1992; 57: 3585-3592.
19. Piasai C, Boontian N, Phorndon T, Padri M. Mass balances of COD nitrogen and phosphorus in enhanced biological nutrient removal processes. *TSTJ*. Forthcoming 2020.
20. Piasai C, Boontian N, Phorndon T, Padri M. Mass balances of biological nutrient removal with extended sludge retention time. *TSTJ*. Forthcoming 2020.
21. Tayà C, Garlapati VK, Guisasola A, Baeza JA. The selective role of nitrite in the PAO/GAO competition. *Chemosphere.* 2013; 93: 612-618.
22. 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.
23. 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.

24. Piasai C, Boontian N, Yingchon U, Pyae HA. Efficiency enhancement of biological phosphorus removal with difference carbon sources. *EIT Journal*. 2017; 28(2): 41-52. Thai.
25. Piasai C, Boontian N, Yingchon U, Phorndon T, Padri M. Optimum conditions to produce acetic acid from various excess sludge for using in biological phosphorus removal processes. (2562). *TSTJ*. 2020; 28(2): 277-296.
26. Bin Z, Bin X, Zhigang Q, Zhiqiang C, Junwen L, Taishi G, Jingfeng W. Denitrifying capability and community dynamics of glycogen accumulating organisms during sludge granulation in an anaerobic-aerobic sequencing batch reactor. *Sci. Rep.* 2015; 5(1): 1-10.
27. Haberman A, Zelinger E, Samach A. Scanning electron microscope (SEM) imaging to determine inflorescence initiation and development in olive. *Bio. Protoc.* 2017; 7(19): 2575.
28. 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.
29. 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.
30. Merzouki M, Bernet NP, Delgenès J, Benlemlih M. Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater. *Bioresour. Technol.* 2005; 96: 1317-1322.
31. Lapapairoj K. Proportion of microbial population in an EBPR system at different P:COD ratio. Bangkok: King Mongkut's University of Technology Thonburi; 2003. Thai.
32. Piasai C, Boontian N, Yingchon U, Pyae HA. Effect of acetate as a sole carbon source for enhance biological phosphorus removal. *Proceedings of the Renewable Energy Sources-Research and Business (RESRB) Conference*; 2017 June 19-21; Wrocław, Poland. 2017.
33. Baetens D. Enhanced biological phosphorus removal modelling and experimental design [PhD thesis]. St Pietersnieuwstraat, Gent: Ghent University. Belgium; 2001.
34. Chen Y, Liu Y, Zhou Q, Gu G. Enhanced phosphorus biological removal from wastewater—effect of microorganism acclimatization with different ratios of short-chain fatty acids mixture. *Biochem. Eng. J.* 2005; 27(1): 24-32.
35. 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.
36. Tasli R, Artan N, Orhon D. The influence of different substrates on enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol.* 1997; 35(1): 75-80.
37. 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.
38. Aiking H, Stijnman A, van Garderen C, van Heerikhuizen H, van't Riet J. Inorganic phosphate accumulation and cadmium detoxification in *Klebsiella aerogenes* NCTC 418 growing in continuous culture. *Appl. Environ. Microbiol.* 1984; 47: 374-377.

39. Nielsen PH, Saunders AM, Hansen AA, Larsen P, Nielsen JL. Microbial communities involved in enhanced biological phosphorus removal from wastewater—a model system in environmental biotechnology. *Curr. Opin. Biotechnol.* 2012; 23(3): 452–459.
40. Hrenovic J, Tibljas D, Buyukgungor H, Orhan Y. influence of support materials on phosphate removal by the pure culture of *Acinetobacter Calcoaceticus*. *Food Technol. Biotechnol.* 2003; 41(4): 331-338.
41. Koichi S, Shinya M, Satoshi O, Kensuke N, Akihiko T, Satoshi T, Akira H. Modeling and experimental study on the anaerobic/aerobic/anoxic process for simultaneous nitrogen and phosphorus removal: The effect of acetate addition. *Process. Biochem.* 2008; 43: 605-614.
42. Shaomei H, Daniel LG, Katherine DM. “*Candidatus Accumulibacter*” population structure in enhanced biological phosphorus removal sludges as revealed by polyphosphate kinase genes. *Appl. Environ. Microbiol.* 2007; 5865–5874.
43. Elias KM, Jose AV. Effects of antimicrobial combinations on *Pseudomonas aeruginosa Aspergillus fumigatus* mixed microbial biofilm. *J. Microbiol.* 2015; 2(4): 1-12.
44. Liu X, Zhuo S, Rensing C, Zhou S. Syntrophic growth with direct interspecies electron transfer between pili-free *Geobacter* species. *ISME. J.* 2018; 12(9): 2142-2151.

ตารางที่ 1 เปรียบเทียบแหล่งของคาร์บอนภายนอกและกรดแอซิดิก: ความเป็นต่างต่อการกำจัด P ของระบบ EBPR

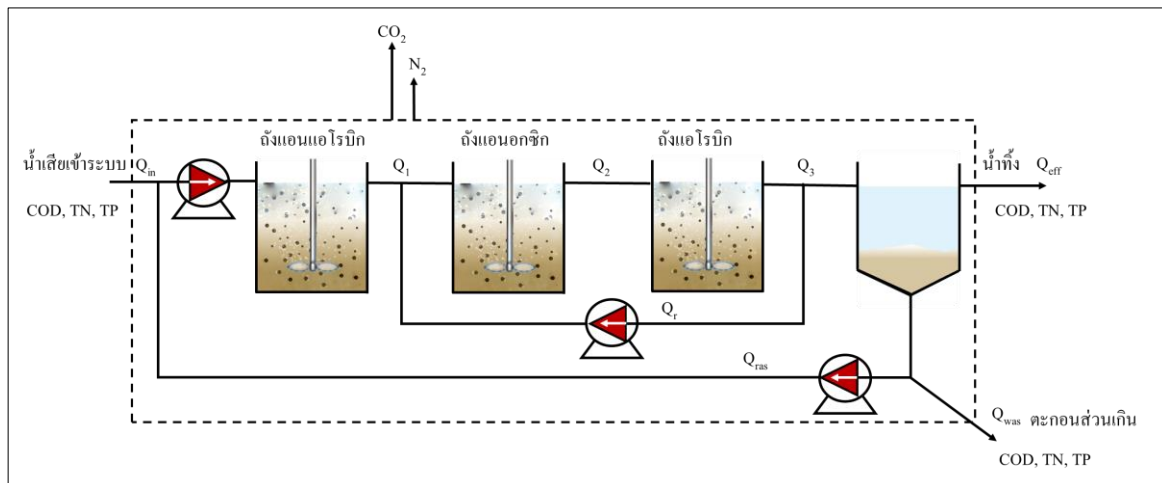
แหล่งคาร์บอน	Ortho-P (มก./ล.)	ความเป็นต่าง (มก./ล.)		การกำจัด TP (ร้อยละ)	การอ้างอิง
		NaHCO ₃	Na		
● แอซิเตด	● 24.89		● 492	● 61.34	การศึกษานี้
● แอซิเตด และ VFAs	● 29.13	-	● 430	● 51.17	
● VFAs จากการหมักตะกอน	● 26.52		● 482	● 55.68	
● กรดแอซิดิกและกลูโคส (16.67:1)	● 30.00		● 0	● 0-65	Piasai [32]
● กรดแอซิดิกและกลูโคส (40:1)	● 12.50	420	● 0	● 0-65	
● กรดแอซิดิกและกลูโคส (20:1)	● 25.00		● 0	● 0-65	
● แอซิเตด	● 25.00		● 0.72 ก./ล.	● 80-90	
แอซิเตด และ CH ₃ CH ₂ COONa	10.00	-	แอซิเตด: CH ₃ CH ₂ COONa 2.2:1.38	85	Guerrero [15]
แอซิเตด และ CH ₃ CH ₂ COONa	32.00-80.00	-	แอซิเตด 0.448 ก./ล. CH ₃ CH ₂ COONa 0. 028 ก./ล.	82	Alistair [16]
แอซิเตด และ CH ₃ CH ₂ COONa	18.00	-	6.21 ก./ล.	98	Merzouki [30]
แอซิเตด	30.00	420	-	5.4-86.5	Lapapairoj [31]

ตารางที่ 1 เปรียบเทียบแหล่งของคาร์บอนภายนอกและกรดแอซิดิก: ความเป็นต่างต่อการกำจัด P ของระบบ EBPR (ต่อ)

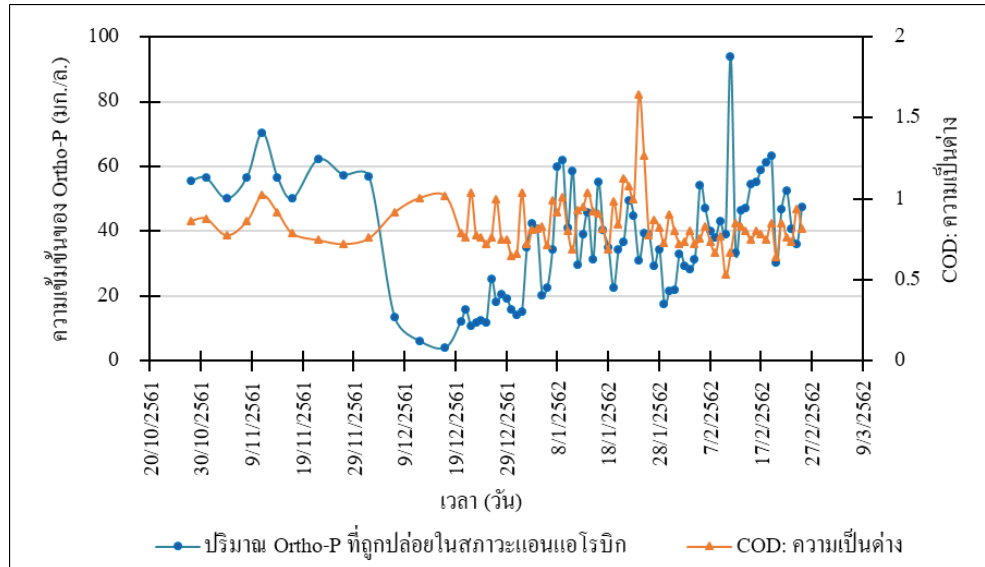
แหล่งคาร์บอน	Ortho-P (มก./ล.)	ความเป็นต่าง (มก./ล.)		การกำจัด TP (ร้อยละ)	การอ้างอิง
		NaHCO ₃	Na		
• แอซิเตด	• 12.99	-	• 547	• 100	Baetens
• แอซิเตด	• 12.88		• 319	• 84	[33]
• แอซิเตด	• 12.76		• 220	• 64	
• แอซิเตด	• 13.37		• 573	• 100	
• แอซิเตด	• 39.58		• 751	• 72	
• แอซิเตด	• 42.25		• 851	• 100	
• Lactate/ แอซิเตด	• 38.50		• -	• 47	
• Lactate/ แอซิเตด	• 10.07		• 785	• 100	

ตารางที่ 2 การลดต้นทุนการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตในน้ำเสีย

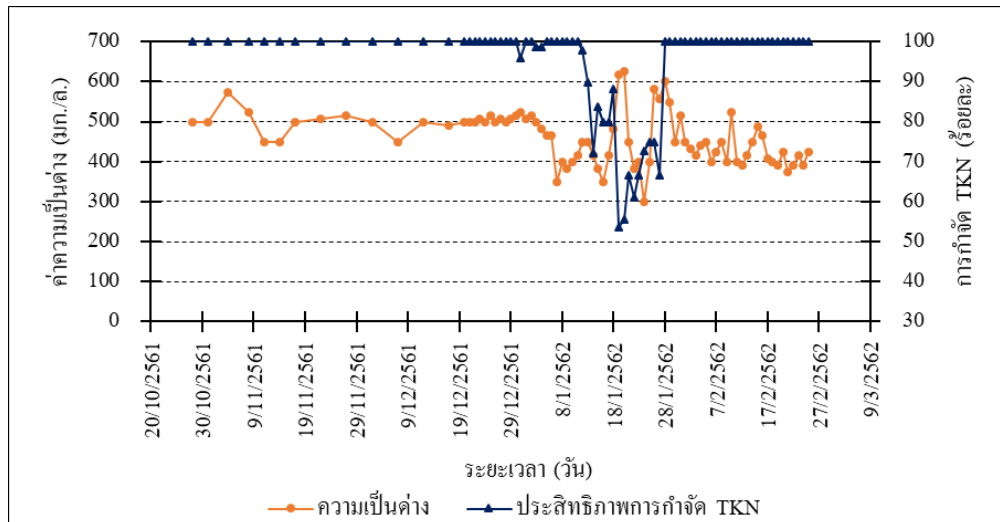
น้ำเสีย	ปริมาณ NaHCO ₃ ที่ใช้	ต้นทุนการเติม NaHCO ₃	การกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	การกำจัด TKN (ร้อยละ)
ลักษณะที่ 1	400 ก./ลบ.ม.	24 บาท/ลบ.ม.น้ำเสีย	61.34	99.8
ลักษณะที่ 2	-	-	51.17	79.02
ลักษณะที่ 3	12.95 ก./ลบ.ม.	7.78 บาท/ลบ.ม.น้ำเสีย	55.68	95.51



ภาพที่ 1 กระบวนการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพแบบ EBPR



ภาพที่ 1 ผลของสัดส่วน COD และความเป็นด่างต่อปริมาณของ Ortho-P ที่ถูกปล่อยในสถานะแอนเอโรบิก



ภาพที่ 2 ความสัมพันธ์ของความเป็นด่าง (มก./ล.) และการกำจัด TKN (ร้อยละ) ในระบบ EBPR



ภาพที่ 3 จุลินทรีย์ในระบบ EBPR เมื่อส่องด้วยกล้อง SEM ที่กำลังขยาย 10,000x