Research Article

Received: December 13, 2018; Accepted: January 26, 2019

สมดุลมวลของซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ในระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ

Mass Balances of COD, Nitrogen and Phosphorus in Enhanced Biological Nutrient Removal Processes

ฉัตรลดา เพียซ้าย, นิตยา บุญเทียน*, ธันย์ชนก พรดอน และ Mohamad Padri

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

Chatlada Piasai, Nittaya Boontian*, Thunchanok Phorndon and Mohamad Padri

School of Environmental Engineering, Suranaree University of Technology,

Suranari, Muang, Nakhon Ratchasima 30000

บทคัดย่อ

การศึกษาสมดุลมวลของฟอสฟอรัส (phosphorus, P) ไนโตรเจน (nitrogen, N) และซีโอดี (chemical oxygen demand, COD) ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (enhanced biological phosphorus removal, EBPR) ที่อาศัยสภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก โดยแหล่งของคาร์บอนเป็น acetic acid กำหนดอายุตะกอน (sludge retention time, SRT) 20 วัน พบว่าปริมาณ TP, TN และ TCOD ที่เข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิก 1.20, 1.16 และ 23.88 กรัม/วัน ตามลำดับ และออกจากระบบ 0.49, 8.10×10^{-2} และ 0.59 กรัม/วัน ตามลำดับ การศึกษาการกำจัด TP, TN และ TCOD พบประสิทธิภาพ 53.26±14.13, 98.67±1.04 และ 99.20±1.02 % ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ ทั้งนี้อาจเนื่องมาจาก SRT ในระบบน้อย (SRT = 20 วัน) หากควบคุมให้ phosphorus accumulating organisms (PAOs) มีบทบาทสำคัญในระบบจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งสามารถนำมาใช้เป็นแนวทางในการเตรียมสารอาหารให้กับระบบ EBPR รวมถึงสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดของน้ำเสียชุมชน

คำสำคัญ : ซีโอดี; ไนโตรเจน; ฟอสฟอรัส; สมดุลมวล

Abstract

The aim of this project is to study mass balance of TP, TN and TCOD in enhanced biological phosphorous removal (EBPR). Anaerobic-anoxic-aerobic conditions were combined in the EBPR.

***ผู้รับผิดชอบบทความ :** n.boontian@sut.ac.th

doi: 10.14456/tstj.2020.82

This study used acetic acid as carbon source for synthetic wastewater through 20 days SRT with 1.20, 1.16 and 23.88 g/d of TP, TN and TCOD, respectively. The amount of TP, TN and TCOD in effluent were reduced to be 0.49, 8.10×10^{-2} and 0.59 g/d, respectively. Generally, the EBPR resulted TP, TN and TCOD removal as much as 53.26±14.13, 98.67±1.04 and 99.20±1.02 %, respectively. Nevertheless, phosphorus removal efficiency was low. This may be due to low SRT period. Furthermore, control of phosphorus accumulating organisms (PAOs) plays an important role in the system because the amount of PAOs affects the efficiency of phosphorus removal. However, this result can be used as a guide to customize nutrient flow into EBPR system and into municipal wastewater treatment system.

Keywords: COD; nitrogen; phosphorus; mass balance

1. บทนำ

การศึกษาสมดุลมวลของฟอสฟอรัส (phosphorus, P) ไนโตรเจน (nitrogen, N) และซีโอดี (chemical oxygen demand, COD) เป็นเทคนิคที่ใช้กันอย่างกว้างขวางสำหรับการประเมินการกำจัดสารอาหารในระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ [1,2] เป็นเทคโนโลยีที่นำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อช่วยแก้ไขข้อผิดพลาดใหญ่ ๆ ในการเดินระบบ รวมถึงช่วยในการสอบเทียบแบบจำลอง (model calibration) [3] ส่วนใหญ่พบว่าข้อมูลที่รวบรวมจากระบบบำบัดน้ำเสียมุ่งเน้นไปที่การวิเคราะห์พารามิเตอร์ในน้ำเสียและน้ำทิ้ง โดยคำนึงถึงประสิทธิภาพในการกำจัดเพื่อใช้เป็นข้อมูลในการเดินระบบและเปรียบเทียบกับเกณฑ์มาตรฐาน ซึ่งหากทำสมดุลมวลจะช่วยลดค่าใช้จ่ายในการซื้อแหล่งคาร์บอน รวมถึงช่วยแก้ไขคุณภาพของข้อมูล Meijer และคณะ (2002) ได้เสนอวิธีการคำนวณสมดุลมวล ซึ่งประยุกต์มาจากการศึกษากระบวนการหมัก [4] เป็นวิธีที่ประสบความสำเร็จในการทดสอบกับหลายระบบในประเทศเนเธอแลนด์ Meijer และคณะ (2001; 2002) กล่าวว่าการทำสมดุลมวลนอกจากจะช่วยระบุความผิดพลาดแล้ว ยังช่วยให้ปรับปรุงข้อผิดพลาดในการควบคุมปฏิกิริยาต่าง ๆ เช่น ปฏิกิริยา nitrification, denitrification โดยการทำสมดุลมวลมีทั้งในระบบปิด คือ การตรวจสอบกับอัตราการไหลและปริมาณของ TP ในระบบ และในระบบเปิด เนื่องจากเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งอยู่ในรูปของก๊าซ ไม่สามารถตรวจวัด แต่ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (enhanced biological phosphorus removal, EBPR) สามารถกำจัดได้ทั้ง TP, TN และ TCOD ซึ่งการทำสมดุลมวลจะช่วยให้สามารถประเมินการกำจัดสารอาหารดังกล่าว [4,5]

ปัจจุบันปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (eutrophication) เป็นปัญหาที่เกิดจากปริมาณ TN และ TP สูงเกินกำหนด โดยพบค่า TP 3.01-55.73 มก/ล [6] ซึ่งเกินมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดชุมชนของประเทศไทยที่ได้กำหนดมาตรฐานของ TP ไว้ไม่เกิน 2 มก/ล TN ไม่เกิน 20 มก/ล และ biochemical oxygen demand (BOD) ไม่เกิน 20 มก/ล [7] การกำจัดฟอสฟอรัสระบบ EBPR ได้นำมาใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบบำบัดน้ำเสีย และได้รับการยอมรับว่าเป็นเทคโนโลยีที่ประหยัดค่าใช้จ่าย [8] โดยกระบวนการนี้ประสบความสำเร็จเนื่องจากมีจุลินทรีย์ที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าเซลล์ปกติ เป็น

กลุ่มแบคทีเรียเฮเทโรทรอฟิก (heterotrophic) ที่ชื่อว่าพีเอโอ (polyphosphate accumulating organisms, PAOs) [9,10] ที่จะปล่อยออโธฟอสเฟต (ortho-P) ออกมาจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต (poly-P) ซึ่งให้พลังงานและคายพลังงานออกมาพร้อมกัน [11] กระบวนการนี้ประกอบด้วยสภาวะแอนแอโรบิก สภาวะแอนอกซิก และสภาวะแอโรบิก ซึ่งจะกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสีย โดยกลไกมี 2 กระบวนการ คือ การคาย ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก และเกิดจากจุลินทรีย์ PAOs จับใช้ Ortho-P ในน้ำเสีย แล้วเก็บ poly-P ไว้ในเซล์ [12,13] สามารถกำจัดฟอสฟอรัสออกจากระบบโดยการทิ้งตะกอน ซึ่งในน้ำเสียชุมชนจะพบฟอสฟอรัสในรูปของ poly-P แต่จะ hydrolysis เป็น ortho-P ซึ่ง PAOs สามารถนำไปใช้ในการเจริญเติบโต จะเห็นว่าฟอสฟอรัสเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งควบคุมได้ยาก ทำให้พบปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งเกินมาตรฐาน และการกำจัดฟอสฟอรัสจะต้องอาศัยจุลินทรีย์ PAOs ซึ่งจำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์ระเหยง่ายเป็นแหล่งคาร์บอน โดยการศึกษาส่วนใหญ่พบว่า acetic acid เหมาะสมในการใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก [14] แต่มีราคาแพงเป็นการเพิ่มต้นทุนในการเดินระบบ ซึ่ง acetic acid เป็นสารตั้งต้นที่มีการศึกษามากที่สุด เนื่องจากถังปฏิกิริยาที่มีการเติม acetic acid จะมีความสามารถในการสะสมฟอสเฟตสูง และสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ที่พบในโรงงานบำบัดน้ำเสียมี acetic acid เป็นองค์ประกอบ แต่อาจไม่เพียงพอต่อความต้องการของระบบในการกำจัดฟอสฟอรัส [15] และยังพบว่าอายุตะกอน (sludge retention time, SRT) มีผลต่อบทบาทของ PAOs ในระบบ

การศึกษาของ Wentzel และคณะ (1991) พบว่า PAOs มีบทบาทสำคัญในระบบ และประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มสูงขึ้น ภายใต้สภาวะที่ SRT นาน เนื่องจากอัตราการสลายตัวของ PAOs ต่ำกว่าเชื้ออื่น [16] และการศึกษาของ Chuang (1997) พบว่า SRT มีบทบาทสำคัญที่เกี่ยวข้องกับการคายและการจับใช้ฟอสฟอรัส โดยพบว่าที่ SRT สูงจะเกิดการคายฟอสฟอรัสมากกว่าที่ SRT ต่ำ [17] แต่ในการศึกษาของ Seviour และคณะ (2008) และ Rodrigo และคณะ (1999) พบว่าเมื่อควบคุมให้ SRT มาก จุลินทรีย์กลุ่ม glycogen accumulating organisms (GAOs) จะมีบทบาทสำคัญมากกว่า PAOs โดย Rodrigo ได้ศึกษาที่ช่วง SRT 11-65 วัน และใช้แหล่งคาร์บอนเป็น acetic acid ซึ่งเป็นปัจจัยเสริมที่ช่วยให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสไม่ลดต่ำลง [18, 19] และต่างกับ Randall และคณะ (1992) ที่กล่าวว่าการเพิ่มค่า SRT ในระบบ ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ [20]

ดังนั้นในการควบคุมระบบ EBPR หากทราบกลไกในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ โดยศึกษาสมดุลมวลของระบบ EBPR สามารถใช้การการสอบเทียบ activated-sludge model no.2d (ASM2d) ซึ่งเป็นโมเดลที่อธิบายการเปลี่ยนแปลงของสารในการกำจัด การสะสมสารอาหาร การเจริญเติบโต และย่อยสลายของจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph, autotroph และ PAOs ได้ [21] และนำความเข้าใจนี้ไปช่วยในการกำจัด TP, TN และ TCOD เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งได้ และยังช่วยประหยัดค่าใช้จ่ายในการซื้อ acetic acid ที่ต้องใช้ในการเดินระบบ โดยงานวิจัยในต่างประเทศรายงานความน่าจะเป็นของการหมักของเสียจากระบบตะกอนเร่งทดแทนการซื้อสารเคมี เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส [17,18] Xiong และคณะ (2018) ศึกษาการหมักตะกอนจากเศษอาหาร เพื่อเพิ่มการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยผลของการใช้สารหมักด้วยสภาวะต่างเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก

ให้กับระบบ พบว่ามี VFAs 66.30 % ของปริมาณ COD และช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส 78.20 และ 95.20 % ตามลำดับ [18]

การศึกษาของ Puig และคณะ (2008) ที่ศึกษาข้อมูลของระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งใช้สมดุลมวลในการตรวจสอบข้อมูล โดยผลการทดลองพบว่าเมื่อคุณภาพของข้อมูลการเดินระบบต่ำ เนื่องจากส่วนใหญ่ศึกษาเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด ซึ่งวิเคราะห์พารามิเตอร์เฉพาะในน้ำที่เข้าและน้ำออกจากระบบ อาจทำให้เกิดข้อผิดพลาด โดยเงื่อนไขที่ก่อให้เกิดความผิดพลาด เช่น SRT การใช้ออกซิเจน (O_2) และการหมุนเวียนภายในระบบ (internal conversions rate) ซึ่งจะแก้ไขคุณภาพของข้อมูลได้โดยการคำนวณสมดุลมวลใหม่ เพื่อประเมินกระบวนการและออกแบบระบบบำบัดน้ำเสีย ทำให้ทราบว่า acetic acid ใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียได้จริงกี่เปอร์เซนต์ และจุลินทรีย์ heterotroph ใช้ acetic acid ที่เหลือในน้ำที่เหลือในการเจริญเติบโต และกำจัดไนเตรทในน้ำเป็นไนตรัสออกไซด์ (N_2O) และ N_2 และสะสมไว้ในเซลล์ [17] จะเห็นว่าการทำสมดุลมวลในระบบ EBPR นี้ ส่วนใหญ่จะศึกษาสมดุลมวลของ COD และ N [21] แต่สมดุลของ P จะศึกษาเพิ่มเติมในการศึกษานี้ ซึ่งช่วยเติมเต็มความรู้เกี่ยวกับการควบคุมคุณภาพของระบบน้ำเสียในพื้นที่ประเทศไทยได้ เนื่องจากประเทศไทยยังไม่มีการกำจัดฟอสฟอรัส

การทำสมดุลมวลในระบบ EBPR มีความสำคัญที่จะช่วยควบคุมปริมาณ acetic acid ที่เติมให้ระบบลดลง เนื่องจากการกำจัด TP, TN และ TCOD เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย ต้องใช้ acetic acid ที่เหมาะสมให้กับระบบ EBPR โดยการนำโมเดลและสมดุลมวลมาใช้ในการเดินระบบ การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาสมดุลมวลของ TP, TN และ TCOD ของระบบ EBPR และศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด TP, TN และ TCOD เพื่อลดต้นทุน และเป็นแนวทางในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียของประเทศไทย

2. อุปกรณ์และวิธีการ

2.1 การศึกษาคุณลักษณะตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อใช้ในการเดินระบบ

นำจุลินทรีย์จากถังตกตะกอนขั้นที่ 2 ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของบริษัทเสริมสุข จำกัด (มหาชน) เติมในถังปฏิกิริยาเพื่อเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบ EBPR โดยศึกษาพารามิเตอร์ดังนี้ ค่า DO (dissolve oxygen) พีเอช (pH) อุณหภูมิ (temperature) TCOD ค่าซีโอดีละลาย (soluble chemical oxygen demand, SCOD) แอมโนเนียมไอออน (amonium, NH_4^+) ไนไตรท์ (nitrite, NO_2^-) ไนตรท (nitrate, NO_3^-) ของแข็งทั้งหมด (total solids, TS) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (total volatile solids, TVS) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solids, TSS) และ ortho-P

2.2 การออกแบบชุดการทดลอง

ถังขนาด 100 ลิตร (ล) ใช้บรรจุน้ำเสียสังเคราะห์ โดยมีเครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบรีดสาย (peristaltic pump) ที่มีอัตราการไหลเข้าสู่ระบบ 60 ลิตรต่อวัน (ล/ว) เข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิก และสภาวะแอนอกซิกที่มีเวลาเก็บกัก 2 ชั่วโมง ส่วนสภาวะแอโรบิกมีเวลาเก็บกัก 8 ชั่วโมง ที่มีปริมาตร 5, 5, 20 ล ตามลำดับ และถังตกตะกอน ดังรูปที่ 1 ซึ่งตะกอนจากถังตกตะกอนบางส่วนจะไหลเวียนกลับสู่สภาวะแอนแอโรบิกต่อเนื่องไปยังสภาวะอื่น ๆ ตามลำดับ เพื่อรักษาปริมาณตะกอนในระบบให้สม่ำเสมอ กำหนดอัตราการสูบตะกอนเวียนกลับ 105 (ล/ว) สังเคราะห์น้ำเสียเข้าระบบโดยมีค่า TCOD 500 มิลลิกรัมต่อลิตร (มก/ล) TN 15 มก/ล และ TP 25 มก/ล เพื่อให้จุลชีพในระบบ

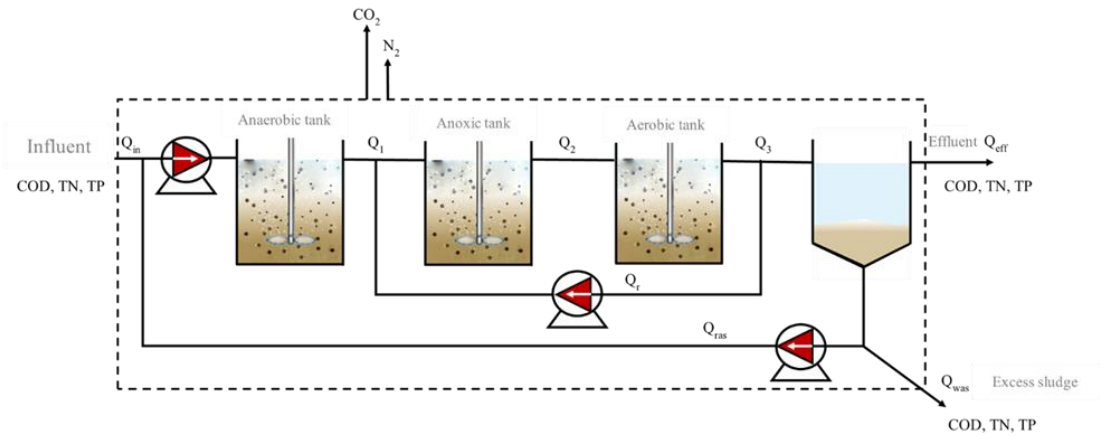

Figure 1 Mass balance of TP, TN and TCOD in EBPR process

เกิดการปรับตัว ควบคุมอายุตะกอน (SRT) อยู่ที่ 20 วัน เนื่องจาก SRT นานพอจะช่วยให้ PAOs สามารถทำงานได้ดี โดย SRT ที่เหมาะสม คือ 3-28 วัน [16, 17] โดยได้เดินระบบจนกว่าจะเข้าสู่สภาวะคงที่ (steady stage) และจะเลือกสัดส่วน TP ต่อ COD เท่ากับ 1 : 20 [22,23] อัตราปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการสังเคราะห์น้ำเสียประกอบด้วย CH_3COONa 29.164 กรัม (ก), NH_4Cl 5.732 ก, KH_2PO_4 10.967 ก และ trace element 100 มิลลิลิตร (มล) ที่ประกอบด้วย $MgSO_4 7H_2O$ 0.88 ก, $CaCl_2 2H_2O$ 1.40 ก, KCl 0.38 ก, $FeCl_3 6H_2O$ 1.5 ก, KI 0.18 ก, H_3BO_3 0.15 ก, $CoCl_2 6H_2O$ 0.15 ก, $MnCl_2 4H_2O$ 0.12 ก, $ZnSO_4 7H_2O$ 0.12 ก, $Na_2MoO_4 2H_2O$ 0.06 ก, $CuSO_4 5H2O$ 0.03 ก, EDTA ($C_{10}H_{16}N_2O_8$) 10 ก ในน้ำ 1 ล และนำไปละลายผสมกับน้ำประปาลงในถังน้ำเข้าระบบขนาด 100 ล โดยระบบไม่มีการควบคุม pH น้ำเสียที่ใช้มีค่า pH 7.07±0.20 โดยได้เดินระบบจนพบว่าค่าที่วิเคราะห์ในแต่ละวันมีค่าใกล้เคียงกัน ในเวลาเดียวกันของทุกวัน ซึ่งถือว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (steady stage) และจะเลือกสัดส่วน TP ต่อ COD เท่ากับ 1 : 20 [22,23] อัตราปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการสังเคราะห์น้ำเสียอ้างอิงมาจากงานวิจัยของ Piasai และคณะ (2560) [24]

2.3 การทำสมดุลมวล TP, TN และ TCOD

หลักในการวิเคราะห์ใช้หลักการทำสมดุลมวลสาร (mass balance) ซึ่งเป็นหลักการพื้นฐานของกฎการอนุรักษ์มวลว่ามวลสารไม่สูญหายหรือถูกทำลายไป ถ้าพิจารณาระบบที่มีมวลสารไหลผ่านเข้าออก การศึกษาวิเคราะห์จะสมมติว่าระบบอยู่ในสภาวะคงที่ หมายถึงสารที่เข้าและออกคงที่ไม่เปลี่ยนไปตามเวลา สมการทั่วไปของสมดุลมวลสารในแต่ละกระบวนการและระบบรวมดังสมการที่ 1 สมดุลมวลทั้งหมดในระยะของแข็ง ของเหลว และแก๊สของระบบ EBPR ซึ่งสารอินทรีย์คาร์บอนและ TN ของระบบจะกำจัดในรูปของ CO_2 และ N_2 โดยการเปลี่ยนแปลงไปในรูปของแก๊สจะไม่ถูกวัด ซึ่งสมดุลของ TP จะคำนวณจากรูปที่ 1 ฟอสฟอรัสในระบบจะไม่ออกจากระบบในรูปของแก๊ส ซึ่งสามารถวัด TP ที่เข้าและออกจากระบบ

$$\text{สารที่สะสมในระบบ} = \text{สารที่เข้าสู่ระบบ} - \text{สารที่ออกจากระบบ} \quad (1)$$

$$TN_{INF} - TN_{WAS} - TN_{EFF} - TN_{SE} = 0 \text{ (กิโลกรัมไนโตรเจน/วัน)} \quad (2)$$

$TCOD_{INF} - TCOD_{WAS} - TCOD_{EFF} - TCOD_{SE} = 0$ (กิโลกรัมซีโอดี/วัน) (3)

$TP_{INF} - TP_{WAS} - TP_{EFF} = 0$ (กิโลกรัมฟอสเฟต/วัน) (4)

โดยตรวจสอบอัตราการไหลร่วมด้วย ส่วนการเปลี่ยนแปลงของ COD และ TN สามารถวิเคราะห์องค์ประกอบในแต่ละถังปฏิกิริยาสมดุลทั้งหมดของอัตราการไหล ส่วนสมดุลของ N แสดงดังสมการที่ 3 การคำนวณสมดุลมวลของ P ปริมาณฟอสฟอรัสในรูปของสารละลายสันนิษฐานว่าอยู่ในรูป ortho-P ซึ่งผลการวัดฟอสฟอรัสทั้งหมดของตะกอน และ ortho-P สามารถนำมาคำนวณ ซึ่งกลไกที่เกิดขึ้นมี 2 ขั้น คือ (1) การคาย ortho-P ในสภาวะที่ไม่มี O_2 และไนเตรท และ (2) การจับใช้ ortho-P ในสภาวะที่มี O_2 หรือไนเตรท โดย ortho-P จะถูกดึงมาเก็บไว้ในเซลล์ของจุลินทรีย์แทนในรูปของ poly-P ดังนั้นการหาสมดุลมวล P ของระบบ EBPR ทั้ง 3 ถังปฏิกิริยา การทดลองสามารถหาได้จากการหามวลของ TP ในน้ำเสียที่เข้าระบบ มวล TP ในน้ำทิ้งที่ออกในแต่ละส่วนของระบบและมวล TP ในตะกอน ตามสมการที่ 4

2.4 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาสมดุลมวลของ P, N และ COD ของระบบ EBPR และศึกษาประสิทธิภาพกำจัดฟอสฟอรัส โดยจุดเก็บตัวอย่าง คือ ภายในถังน้ำเสีย ถังแอนแอโรบิก ถังแอนอกซิก ถังแอโรบิก และถังน้ำทิ้ง เพื่อนำไปวิเคราะห์ TCOD, SCOD, NH_4^+ ไนไตรท์ (NO_2^-) ไนเตรท (NO_3^-) ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยง่าย (volatile-fatty acid, VFA) โดยใช้เครื่อง GC รุ่น 6890 ส่วน pH และอุณหภูมิวัดด้วยเครื่อง Ohaus Starter 5000, ortho- P, acetic acid, propionic acid, butyric acid และ total phosphate (TP) วิธีการวิเคราะห์ที่นำมาใช้ในงานวิจัยอ้างอิงจาก Standard Method for Examination of Water and Wastewater (APHA) [25] นอกจากนั้นวิเคราะห์ mixed liquor suspended solids (MLSS) ในถังจนกระทั่งระบบอยู่ในสภาวะคงที่ ค่า TCOD และ TP ในตะกอนส่วนเกินใช้วิธีการวิเคราะห์ตามงานของ Abd และคณะ (2017) ซึ่งใช้วิธี digestion method [26]

3. ผลการวิจัยและวิจารณ์

3.1 ประสิทธิภาพในการกำจัด TP ของระบบ

ประสิทธิภาพในการกำจัด TP ของระบบ EBPR เฉลี่ย 45.58 % ดังรูปที่ 2 ซึ่งมีปริมาณ TP ในน้ำทิ้ง 11.16±1.87 มก/ล โดยมีอัตราส่วน TCOD : P เท่ากับ 1 : 20 และใช้ acetic acid เป็นแหล่งคาร์บอน 100.00 % ซึ่งน้อยกว่างานวิจัยของ Guojing และคณะ (2018) ที่ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR โดยใช้อะซิเตทต่อกลีเซอรอลเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าเมื่อใช้อะซิเตท 100.00 % มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงถึง 90.20 % [27] ปริมาณของ TP และ ortho-P ในแต่ละถังปฏิกิริยาแสดงในรูปที่ 3 พบว่าในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีปริมาณของ TP 21.91±1.06 มก/ล เมื่อไหลเข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิก จุลินทรีย์กลุ่ม PAOs จะสลาย poly-P ภายในเซลล์ ได้ผลิตภัณฑ์เป็น ortho-P และพลังงาน ซึ่ง PAOs จะใช้ฟอสฟอรัสในรูป ortho-P ดังสมการที่ 5

ortho-P + พลังงาน (PHA) $\rightarrow$ poly-P (5)

พบว่าปริมาณของ ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิกมีค่าสูงขึ้น 63.08±13.34 มก/ล ซึ่งคิดเป็น 2.88 เท่าของ ortho-P ที่เข้าสู่ระบบ ส่วนพลังงานที่ใช้ในการดึง acetic acid เข้ามาเก็บไว้ในเซลล์ในรูปของ PHA [12] และใช้ในการเจริญเติบโตของเซลล์ ซึ่งแสดงว่าในสภาวะแอนแอโรบิกจะไม่เกิดการกำจัด

ortho-P แต่ ortho-P จะกำจัดได้ในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก โดยจะเกิดการสลายพลังงานที่สะสมไว้ในเซลล์ PAOs ในรูปของ PHA เกิดเป็นพลังงานที่ใช้ในการเจริญเติบโตของเซลล์และใช้ในการดึง ortho-P เข้ามาเก็บไว้ในเซลล์ของ PAOs โดยอยู่ในรูปของ poly-P ซึ่งกระบวนการนี้จะทำให้เกิดการกำจัด ortho-P ออกจากน้ำเสีย โดยการสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ของ PAOs ซึ่งจะกำจัดออกจากระบบผ่านการทิ้งตะกอนส่วนเกิน โดยกระบวนการทั้งสองนี้แสดงดังรูปที่ 4 ซึ่งพบว่าค่า TP ไม่ผ่านมาตรฐาน แต่สามารถแก้ไขโดยการเพิ่มแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ EBPR ซึ่งมาจากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบและการเพิ่ม SRT ของระบบ โดยควรมีการทำวิจัยเพิ่มเติมในการหาสัดส่วนที่เหมาะสมที่สุดของ PAOs ต่อจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด

3.2 ประสิทธิภาพในการกำจัด TN ของระบบ

พบว่า TN ที่เข้าระบบเฉลี่ย 14.38 มก/ล และความเข้มข้นน้ำทิ้งของ TN เฉลี่ย 0.12 มก/ล และมีประสิทธิภาพในการกำจัด TN เฉลี่ย 99.20 % (รูปที่ 5) เนื่องจากในระบบเกิดปฏิกิริยา ammonification, nitrification และ denitrification รวมถึงการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ EBPR ด้วย โดยเกิดการ

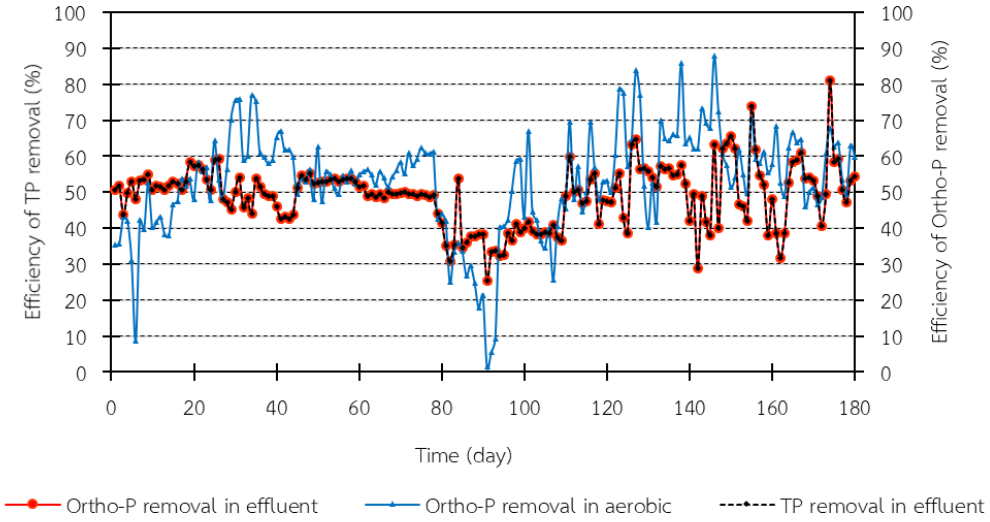

Figure 2 Efficiency of TP and ortho-P removal in the EBPR processes, that operated at 20 days of SRT.

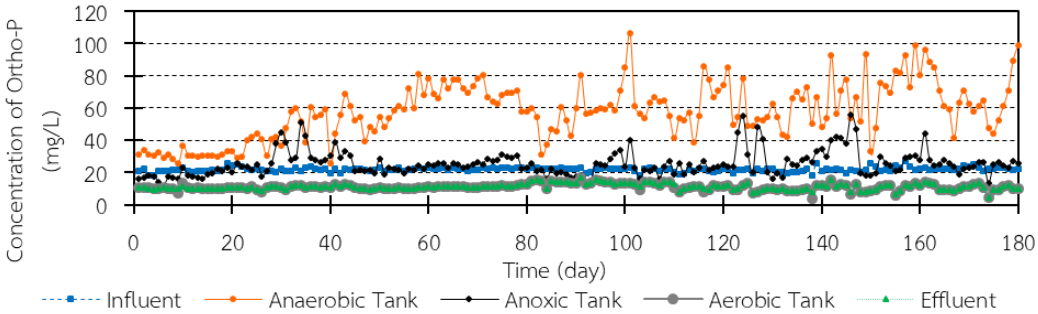

Figure 3 The concentration of ortho-P in anaerobic, anoxic, aerobic and effluent conditions, that operated at 20 days of SRT.

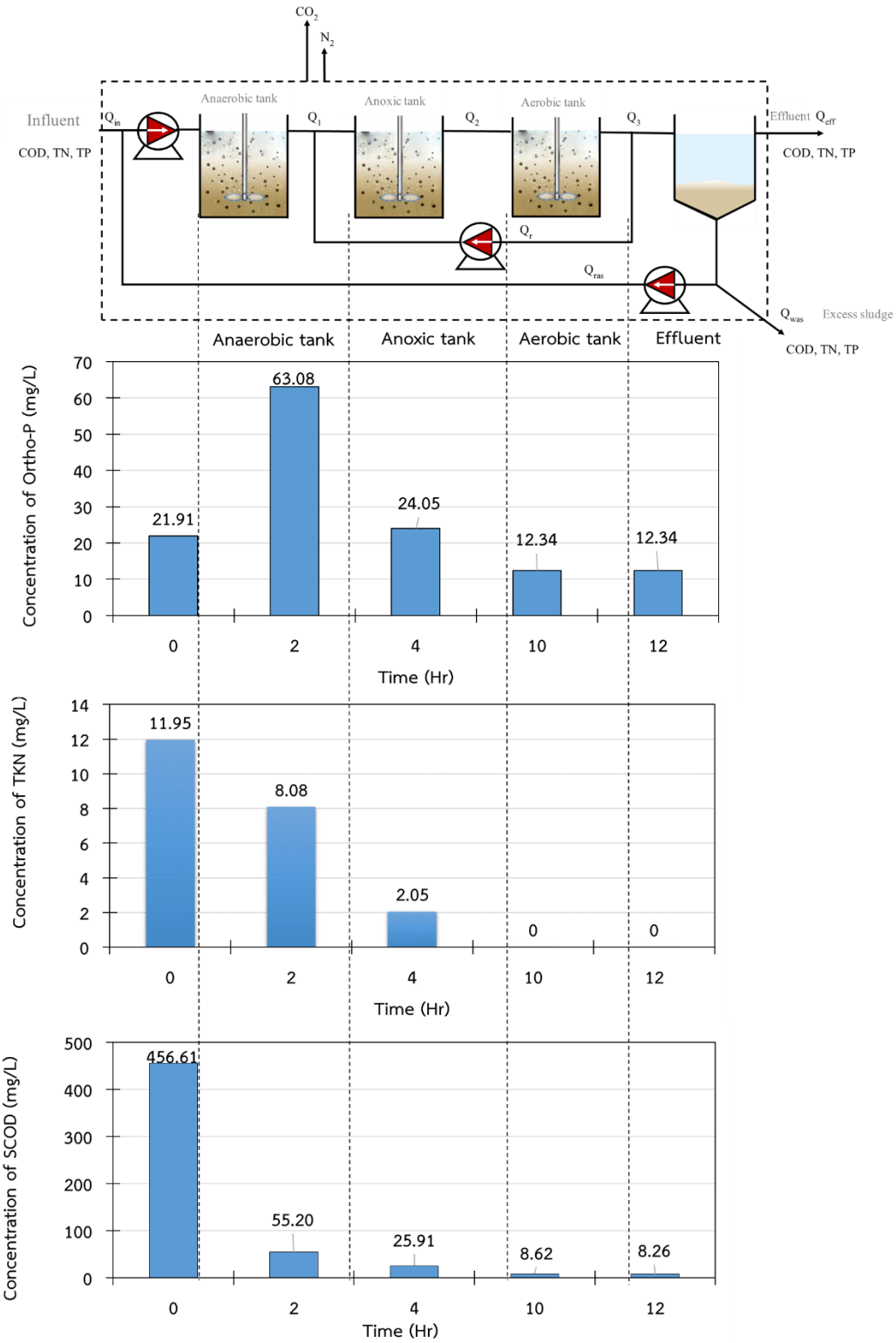

Figure 4 The concentration of SCOD, TKN and ortho-P in anaerobic anoxic and aerobic conditions.

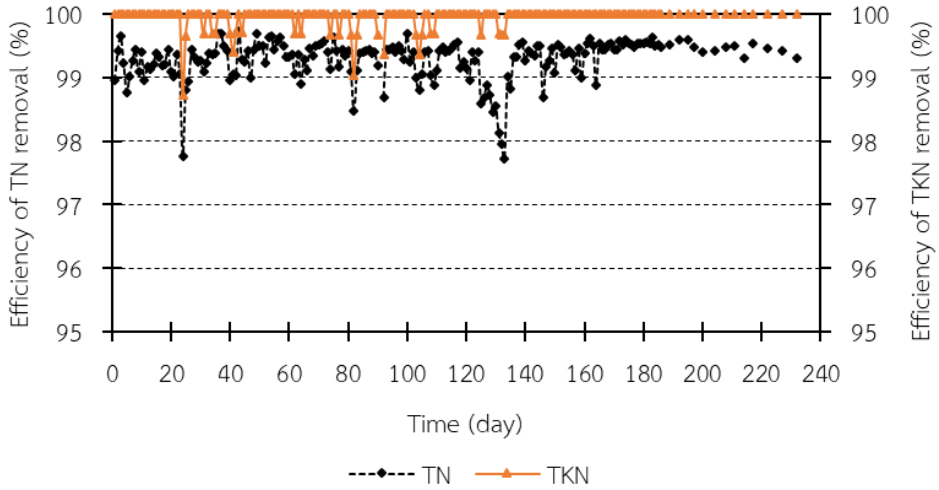

Figure 5 The efficiency of TN (TKN + nitrite + nitrate) removal (%) and the efficiency of TKN removal (%) in EBPR processes.

Table 1 O_2 requirement in nitrification reaction

Reaction	Equation	Conditions	O_2 requirement
Nitrification (remove NH_4^+)	$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + 2H^+ + H_2O$	Concentrations of NH_4^+ flow into aerobic tank 4.67 mg/L (2.59×10^{-4} mole)	3.75×10^{-4} mole
	$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^-$	Concentration of NO_2^- was produced in aerobic tank 1.42×10^{-2} mg/L	1.54×10^{-4} mole

ปฏิกิริยา nitrification ทำให้ NH_4^+ เปลี่ยนรูปเป็นไนไตรท์และไนเตรทในสภาวะที่มี O_2 ในถังเติมอากาศ ซึ่งผลการทดลองแสดงถึงปริมาณของ O_2 เพียงพอต่อการบำบัด NH_4^+ โดยงานวิจัยของ Xiongliu และคณะ (2013) พบว่าเกณฑ์ที่เป็นพิษของความเข้มข้น FA (free ammonia) สำหรับการใช้ฟอสฟอรัส 17.76 มก ไนโตรเจน/ล ที่ pH 7.5-8.0 [28]

NH_4^+ ในน้ำเสียที่เข้าสู่สภาวะแอโรบิก 1 โมล จะต้องใช้ O_2 2 โมล ในการเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรท ซึ่งพบว่า NH_4^+ ที่เข้าสู่สภาวะแอโรบิก 4.67 มก/ล (คิดเป็น 2.59×10^{-4} โมล) ฉะนั้นต้องเติม O_2 3.75×10^{-4} โมล (คิดเป็น 0.72 ก O_2/ว) ถึงจะเพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา nitrification ที่เปลี่ยน NH_4^+ เป็นไนเตรท และจำเป็นต้องใช้ O_2 1.54×10^{-4} โมล (คิดเป็น 0.30 ก O_2/ว) เพื่อกำจัดไนไตรท์ 1.42×10^{-2} มก/ล ที่อยู่ในสภาวะแอโรบิก แสดงดังตารางที่ 1 ซึ่งนอกจากปฏิกิริยา nitrification แล้วยังมีปฏิกิริยาของกลุ่มจุลินทรีย์ PAOs และ GAOs ที่ใช้ O_2 ในการเจริญเติบโตและสร้างพลังงาน

3.3 ไนไตรท์และไนเตรท

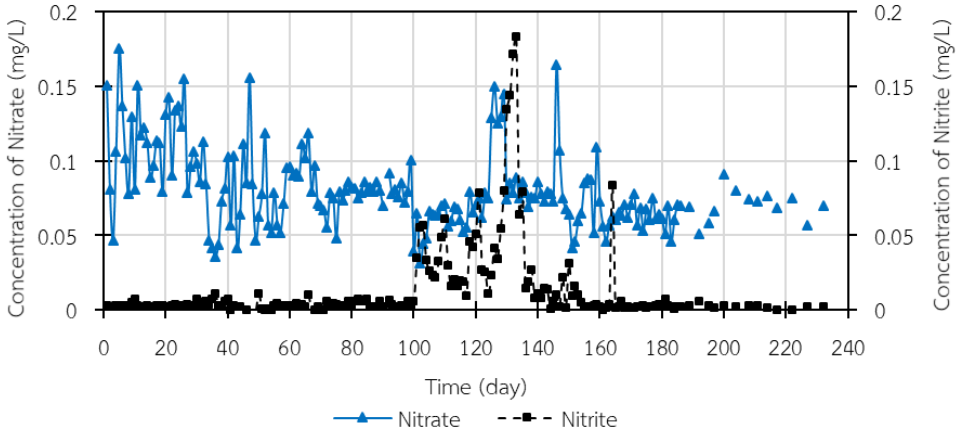

Figure 6 The concentrations of nitrate and nitrite in effluent when operated the EBPR processes at 20 days of SRT.

ผลการทดลองพบว่าปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นในสภาวะแอโรบิก 0.12±0.03 มก/ล และกำจัดด้วยปฏิกิริยา denitrification ในสภาวะแอนอกซิกเหลือไนเตรท 0.05±0.01 มก/ล ดังรูปที่ 6 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TN เพิ่มสูงขึ้น โดยประสิทธิภาพในการกำจัด TN เฉลี่ย 99.20 % ซึ่งเป็นผลมาจากประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่เพิ่มสูงขึ้น โดยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม denitrifying phosphate accumulating organism (DNPAOs) สามารถพิสูจน์จากผลการทดลองที่พบว่าอัตราส่วนของฟอสฟอรัสที่ใช้ในสภาวะแอนอกซิกต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดที่ใช้ไปในกระบวนการ EBPR 58.80 % ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Zhengyu และคณะ (2018) ที่พบว่าอัตราส่วนของฟอสฟอรัสที่ใช้ในสภาวะแอนอกซิกต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดที่ใช้ไปในกระบวนการ anaerobic-anoxic-oxic/ sequencing batch side-stream phosphorus recovery (AAO- SBSPR) 77.50 % เพิ่มขึ้นจากกระบวนการ anaerobic-anoxic-oxic (AAO) (41.70 %) [29]

การทดลองนี้มีการหมุนเวียนน้ำเสียและจุลินทรีย์ในสภาวะแอโรบิกไปยังสภาวะแอนอกซิกเพื่อกำจัดไนเตรท โดยใช้อัตราส่วนการหมุนเวียนกลับเป็น 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ โดยพบว่าในถังแอนอกซิกจะมีปริมาณ DO เฉลี่ย 0.24 มก/ล ซึ่งมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด TN โดยเฉพาะไนเตรทที่ผลิตขึ้นในสภาวะแอโรบิก การทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม ammonia oxidizer และ nitrite oxidizer เรียกว่าปฏิกิริยา nitrification [30] และจะกำจัดเป็น N_2 ที่สภาวะแอนอกซิกด้วยปฏิกิริยา denitrification โดยจะมีการใช้ SCOD โดยอาศัยจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph ซึ่งเป็นปฏิกิริยาสมบูรณ์เมื่อรวมทั้ง nitrification และ denitrification แต่ปริมาณ DO ที่เข้าสู่ถังแอนอกซิกจากการหมุนเวียนกลับจะกำจัดโดยจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph ในถังแอนอกซิก การศึกษาของ Rodrigo (1999) ที่กำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR โดยใช้การหมุนเวียนกลับจากถังแอโรบิกไปยังถังแอนอกซิก 3 เท่า พบจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs ที่อายุตะกอน 11-45 วัน

ปริมาณของจุลินทรีย์ที่เข้าสู่สภาวะแอนอกซิกอาจมีผลต่อการกำจัดไนเตรทไนโตรเจนและ ortho-P ในสภาวะแอนอกซิกด้วย สังเกตได้จากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป SCOD ที่เข้าและ

ออกจากสภาวะแอนอกซิก พบว่าปริมาณ SCOD ที่เข้าสู่สภาวะแอนอกซิกเฉลี่ย 55.20±13.56 มก/ล และออกจากสภาวะแอนอกซิก 25.91±9.41 มก/ล ในช่วงที่ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส 49.00 % เนื่องจากมีการใช้ SCOD ในการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Hu และคณะ (2001) ซึ่งพบว่าการกำจัด TN และจับใช้ ortho-P ในสภาวะแอนอกซิกของระบบ EBPR เป็นผลมาจากปริมาณของจุลินทรีย์ที่หมุนเวียนกลับมายังสภาวะแอนอกซิก ซึ่งกระบวนการ nitrification เกิดจากจุลินทรีย์กลุ่ม ammonia oxidizer และ nitrite oxidizer ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่ม autotroph [31]

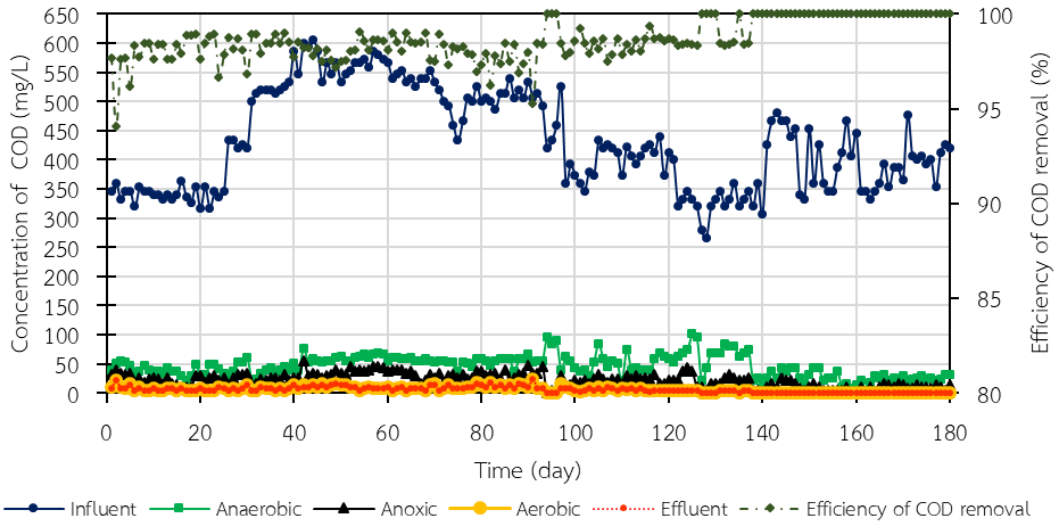

Figure 7 The concentration and efficiency of SCOD in EBPR process.

3.4 ประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD ของระบบ

การทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD 87.00-100.00 % และการทดลองเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของ TCOD เข้าระบบ 500 มก/ล เนื่องจากใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจาก acetic acid ที่ละลายน้ำ ทำให้ค่า TCOD เท่ากับ SCOD ในน้ำที่เข้าระบบ โดยพบว่ามีความเข้มข้น SCOD ในน้ำทิ้ง 0.00-18.67 มก/ล ดังรูปที่ 7 ซึ่งผ่านตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง (TCOD ไม่เกิน 120 มก/ล) [7] ทั้งหมด แสดงว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนอย่างมีประสิทธิภาพ โดยแต่ละถังปฏิกิริยาจุลินทรีย์มีการใช้สารอาหารในการเจริญเติบโต จึงทำให้ SCOD ที่เป็นแหล่งคาร์บอนลดลง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยง่าย เช่น acetic acid จะทำให้ PAOs สามารถใช้สารอินทรีย์คาร์บอนง่ายขึ้น ระบบจึงสามารถกำจัด TCOD สอดคล้องกับงานวิจัยของ Piasai และคณะ (2017) ที่ศึกษาการใช้อะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอนในระบบ EBPR พบว่าอะซิเตทมีความเหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [32]

สารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ โดยจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph เกิดผลิตภัณฑ์เป็น CO_2 และ H_2O ส่วน acetic acid จะถูกจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่ง คือ PAOs นำไปใช้ผลิตเป็นพลังงานเก็บไว้ใน

เซลล์ในรูปของ PHA ซึ่งในสภาวะแอนแอโรบิกจะมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนสูงที่สุด จากนั้นสารอินทรีย์ที่เหลือเมื่อเข้าสู่สภาวะแอนอกซิกจะเกิดปฏิกิริยา denitrification เกิดการกำจัดไนเตรทโดยเปลี่ยนเป็น N_2 จะเกิดการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนด้วย และสุดท้ายสารอินทรีย์ที่เหลือจะกำจัดด้วยปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบใช้อากาศ โดยใช้ O_2 ในการเปลี่ยนสารอินทรีย์คาร์บอนเป็น CO_2 H_2O และพลังงานในการเจริญเติบโต สภาวะแอนแอโรบิก SCOD หายไปมากที่สุด ดังรูปที่ 7 เกิดจากกลไกการหมักของ heterotroph และ short chain fatty acid (SCFAs) ถูกใช้โดย PAOs หลังจากสลาย poly-P จนได้พลังงาน

3.5 สมดุลของ P, N และ COD

การกำจัด TCOD ในระบบบำบัดน้ำเสียทางด้านชีวภาพเกิดขึ้นจาก 4 หลักการ คือ (1) การออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของเซลล์ (2) สารอินทรีย์ที่ใช้ไปเพื่อสังเคราะห์เซลล์ (3) สารอินทรีย์ที่ใช้ไปเนื่องจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ (4) สารอินทรีย์มีการสะสมอยู่ในระบบ [33] ซึ่งการประเมินกลไกการหายไป

Table 2 Parameters analyzed in the EBPR processes at 60 days of SRT. Experimental results for mass balance were measured from August 8, 2018 to September 19, 2018.

Parameters	Unit	Average ±SD					
		Influent	Effluent	Excess sludge	Anaerobic tank	Anoxic tank	Aerobic tank
Q	m^3/d	0.06	6.00×10^{-4}	5.94×10^{-2}	0.06	0.06	0.06
SCOD	g COD/m^3	398.00±58	9.78±9	1,559.64±282	13,777.78±5,595	4,142.22±1088	3,786.00±1,070
TKN	g N/m^3	19.40	1.19±2	122.50±30	307.42±215	120.75±60	192.50±84
TKN_{fil}	g N/m^3	12.17±1	0.00	1.05±1	11.24±4.20	2.63±1	0.00
Nitrate	g N/m^3	0	8.90×10^{-2}	0	6.30×10^{-2}±0.03	5.90×10^{-2}±0.01	1.53×10^{-1}±0.08
TP	g P/m^3	20.08±3	8.37±3	424.50±67	426.05±220	269.60±133	360.33±110
ortho-P	g P/m^3	20.08±3	8.37±3	0	64.87±12	31.65±13	9.09±3

Table 3 The contents of ortho-P, NH_4^+ and SCOD in the EBPR processes at 60 days of SRT. Experimental results for mass balance were measured from August 8th, 2018 – September 19th, 2018.

	Anaerobic tank			Anoxic tank				Aerobic tank			
	COD (g/d)	TKN (g/d)	PO_4^{3-} (g/d)	COD (g/d)	TKN (g/d)	PO_4^{3-} (g/d)	NO_3^- (g/d)	COD (g/d)	TKN (g/d)	PO_4^{3-} (g/d)	NO_3^- (g/d)
Influent	22.86	0.52	1.20	2.10	1.71	11.24	6.70×10^{-3}	0.90	0.87	10.44	4.40×10^{-3}
Accumulation	-20.76	1.19	8.53	-1.20	-1.32	-0.80	-2.30×10^{-3}	-0.90	-0.87	-7.67	4.00×10^{-3}
Effluent	2.10	1.71	9.73	0.90	0.39	10.44	4.40×10^{-3}	0.00	0.00	2.77	8.30×10^{-3}
Efficiency	90.81	*	*	57.14	77.19	7.12	34.32	100.00 %	100.00 %	73.47	*

* Not efficiency because the overall condition of the system does not eliminate such substances.

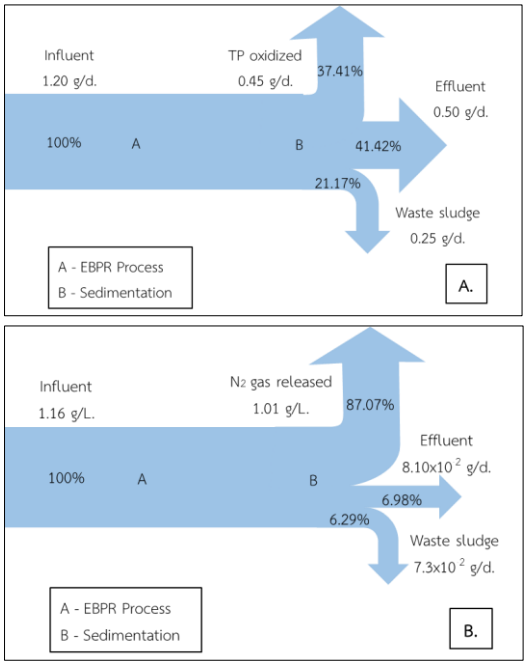

Figure 8 (A.) Mass balance for phoaphorus over the EBPR processes when using acetic acid as a carbon source, calculations based on Baker and Dold (1995) [34], (B.) Mass balance for nitrogen over the EBPR processes when using acetic acid as a carbon source, calculations based on Baker and Dold (1995) [34]

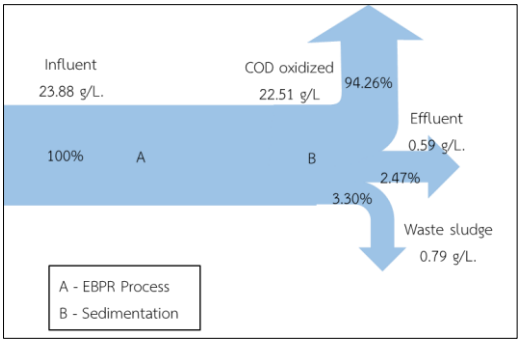

Figure 9 Mass balance for COD over the EBPR processes when using acetic acid as a carbon source, calculations based on Baker and Dold (1995) [34]

ของค่า TCOD และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบสามารถหาจากสมการที่ 2 การกำจัดไนโตรเจนประกอบด้วยกลไก 3 ส่วน คือ (1) กระบวนการไนตริฟิเคชัน (2) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ (3) การดูดซึมเข้าสู่เซลล์

โดยการศึกษานี้ทำสมดุลมวลของ COD และ N ตามการศึกษาของ Baker และ Dold (1995) และ Thammaporn (2012) [34,35] ซึ่งในน้ำทิ้งของระบบมีปริมาณไนไตรท์และไนเตรทเฉลี่ย 0.03 มก/ล และ 7.50×10^{-2} มก/ล ตามลำดับ พบว่ามีการหายไปของ N จากระบบ EBPR ซึ่งหาได้จากสมการที่ 3 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR เกิดขึ้น 2 กลไก คือ การคาย ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก และการจับใช้ ortho-P ไว้ในเซลล์ PAOs ในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก ซึ่งจากการทดลองใช้สัดส่วน TCOD : P เป็น 20 : 1 โดยมี ortho-P ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ 25.00 มก/ล ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณ TCOD ที่ถูกกำจัดในสภาวะแอนแอโรบิก 388 มก/ล แสดงว่าจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph และจุลินทรีย์กลุ่ม GAOs สามารถกำจัด TCOD 328.00 มก/ล และตารางที่ 2 แสดงให้เห็นว่าในสภาวะแอนแอโรบิกปริมาณ TCOD จะหายไป 20.76 ก/ว แต่เกิด NH_4^+ และ ortho-P 1.19 และ 8.53 ก/ว ส่วนสภาวะแอนอกซิกจะเกิดการกำจัดทั้ง ortho-P, NH_4^+ และ TCOD เท่ากับ 0.80, 1.32 และ 1.20 ก/ว รวมถึงกำจัดไนเตรท 2.30×10^{-3} ก/ว และสภาวะแอโรบิกจะเกิดการกำจัด ortho-P, NH_4^+ และ TCOD เท่ากับ 7.67, 0.87 และ 0.90 ก/ว แต่จะเกิดไนเตรทขึ้น 4.00×10^{-3} ก/ว โดยไนเตรทที่เกิดขึ้นจะถูกเวียนกลับไปกำจัดที่สภาวะแอนอกซิก ซึ่งเป็นไปตามปริมาณสัมพันธ์ใน ASM2d โดย Pai และคณะ (2001) ใช้ ASM2d อธิบายการเปลี่ยนรูปขององค์ประกอบที่เปลี่ยนแปลงภายในของระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ ทั้งในสภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก และ

แอโรบิก ตั้งแต่ kinetic และปริมาณสัมพันธ์ ซึ่ง ASM2d ช่วยในการประเมินปริมาณของสารละลายน้ำในกระบวนการต่าง ๆ ได้แก่ S_s, S_{NH4}, S_{NO3} และ S_{PO4} [14] ซึ่งการศึกษานี้นำ ASM2d มาอธิบายได้ เนื่องจากเกิดการคายและใช้ ortho-P ในแต่ละสภาวะคล้ายกับ ASM2d รวมถึงเกิดปฏิกิริยาการกำจัดไนเตรทในสภาวะแอนอกซิกด้วยปฏิกิริยา denitrification เกิดเป็น N_2

สมดุลของ P ในสภาวะแอนแอโรบิกมีปริมาณ ortho-P เพิ่มสูงขึ้นเป็น 77.25 มก/ล ซึ่งคิดเป็น 3 เท่าของปริมาณ ortho-P ที่เข้าสู่ระบบ โดยเกิดจากกลไกที่ PAOs สลาย poly-P ภายในเซลล์ได้ผลิตภัณฑ์เป็น ortho-P และพลังงาน โดยพลังงานนั้นจะนำไปใช้ในการดึง CH_3COONa เข้าสู่เซลล์ เก็บเป็นพลังงานในรูปของ PHA ซึ่งจะนำไปใช้ในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก ตารางที่ 2 จะเห็นได้ว่าปริมาณของ ortho-P ที่เพิ่มสูงขึ้นจะสัมพันธ์กับปริมาณของ acetic acid และปริมาณของ poly-P ในเซลล์ PAOs ซึ่งปฏิกิริยานี้จะเกิดในสภาวะแอนแอโรบิก โดย ASM2d พบว่าหากปริมาณ ortho-P ที่คายออกมา 0.40 โมล PAOs จะใช้ acetic acid ไป 1 โมล ซึ่งจากการทดลองพบว่าปริมาณ ortho-P ที่คายออกมาในสภาวะแอนแอโรบิก 64.80 มก/ล คิดเป็น 4.00×10^{-4} โมล แสดงว่า acetic acid ที่ใช้โดยจุลินทรีย์ PAOs ในสภาวะแอนแอโรบิก 1.00×10^{-3} โมล คิดเป็น 0.06 ก หรือ 60.00 มก/ล โดยปริมาณของ TP ที่เข้าและออกจากระบบ 1.20 และ 0.50 ก/ว อธิบายได้ว่าปริมาณ TP ที่หายไปจะถูก PAOs นำไปใช้ และสะสมไว้มากที่สุด ส่วน heterotroph จะใช้ COD : N : P เท่ากับ 100 : 1 : 0.2 ในสภาวะแอนแอโรบิก และ 100 : 5 : 1 ในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก โดยปริมาณของ TP ที่ใช้ไปทั้งหมดสามารถเทียบสัดส่วนได้จาก ASM2d ซึ่งพบว่าเมื่อมีการกำจัด COD 2.10 ก/ว จะเกิดจับใช้ ortho-P ในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก 0.46 ก/ว ซึ่งใกล้เคียงกับรูปที่ 8A

ตารางที่ 3 จะเห็นว่าปริมาณ TCOD ถูกกำจัดมากที่สุดในสภาวะแอนแอโรบิกจาก ASM2d อธิบายได้ว่าในสภาวะนี้จุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญ คือ กลุ่ม PAOs ที่เปลี่ยน TCOD เป็นพลังงานในรูปของ PHA เก็บไว้ในเซลล์ แต่พบว่าสัดส่วนโมลที่ถูกกำจัดในระบบจริงสูงกว่าใน ASM2d เนื่องจากสภาวะจริงจะเกิดการใช้ TCOD โดยจุลินทรีย์ heterotroph ซึ่งรวมถึง GAOs ที่มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน แต่ไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสที่อยู่ด้วย จาก ASM2d พบว่าจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph จะใช้ TP ในการเจริญเติบโต และในปฏิกิริยา denitrification PAOs ใช้ TP ในขั้นตอนการเก็บเป็น poly-P ในเซลล์ ทั้งในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก ส่วน autotroph ใช้ TP ในสภาวะแอโรบิก โดยสามารถหาปริมาณของ TP ที่ถูกออกซิไดซ์หรือกำจัดในระบบได้จากปริมาณสัมพันธ์ใน ASM2d ซึ่งในการคำนวณสมดุลมวลของ P ในระบบนี้กำหนดค่า k, Ks และ Y ในแต่ละสภาวะดังตารางที่ 4 [14,36]

Table 4 Stoichiometric constants for calculation the mass balance of P in EBPR processes.

Typical stoichiometric constants			
Y_{PAO}	Yield coefficient (biomass/PHA)	0.63	g COD/g COD
Y_{PO4}	PP requirement (S_{PO4} release) for PHA storage	0.40	g P/g COD
Y_{PHA}	PHA requirement for PP storage	0.20	g COD/g COD

โดยความเป็นจริงการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ EBPR ในสภาวะแอนแอโรบิกจะถูกกลุ่มจุลินทรีย์ heterotroph และ GAOs ใช้สารอินทรีย์คาร์บอน ทำให้ค่า TCOD ในสภาวะแอนแอโรบิกถูกกำจัดต่างจาก ASM2d เนื่องจากข้อจำกัดของ ASM2d คือ สภาวะแอนแอโรบิกโมเดลนี้จะไม่พิจารณาการเจริญเติบโตของ heterotroph [36] งานวิจัยของ Liu และคณะ (1994) ภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก GAOs จะสามารถย่อยสลาย และ glycogen ถูกเก็บผ่านปฏิกิริยา glycolysis เพื่อใช้เป็นพลังงานที่ใช้สำหรับการใช้ VFAs และภายใต้สภาวะแอโรบิก GAOs จะออกซิไดซ์ PHA ที่สังเคราะห์ในสภาวะแอนแอโรบิก เพื่อให้พลังงานสำหรับการเจริญเติบโต และสร้าง glycogen ดังนั้น GAOs สามารถเจริญเติบโตในระบบ EBPR [37] Liu และคณะ (1997) และ Adrian (2004) พบว่า GAOs ใช้ VFAs ในสภาวะแอนแอโรบิก เช่นเดียวกับ PAOs แต่ไม่สามารถคาย ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก และจับใช้ ortho-P ในสภาวะแอโรบิกได้ ดังนั้นจึงไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสีย [38,39] ซึ่ง Zhou และคณะ (2008) ได้ศึกษาปริมาณและชนิดของ GAOs และ PAOs ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่าจุลชีพเป็นชนิด accumulibacter ถึง 80.00 % ที่เป็นจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [40] สอดคล้องกับการศึกษานี้ที่พบกลุ่มจุลินทรีย์ PAO

สมดุลของ N ตามงานของ Baker และ Dold (1995) [34] สามารถหาได้จากสมการที่ 6 โดยตั้งสมมติฐานว่าไนเตรทในน้ำเข้าเป็น 0 พบว่าปริมาณ TN ที่เข้าระบบ ออกจากระบบ และสะสมในตะกอนส่วนเกิน เท่ากับ 1.16, 0.81 และ 7.30×10^{-2} ก/ว ซึ่งที่เหลือจะเกิดเป็น N_2 สามารถคำนวณได้จากปริมาณไนเตรทที่หายไป คือ 1.01 ก/ว

$$M_{TKN,\,inf} + M_{NO2\text{-}N,\,inf} + M_{NO3\text{-}N,\,inf} = M_{TKN,\,eff} + M_{NO2\text{-}N,\,eff} + M_{NO3\text{-}N,\,eff} + M_{N,\,sludge} + M_{loss} \qquad (6)$$

สมดุลมวลของ P, N และ COD ของระบบ EBPR ในสภาวะคงที่ แสดงภาพรวมของระบบโดยคำนวณจากมวลต่อวันของสารที่เข้าและออกจากระบบ ซึ่งสมดุลของ P พบว่ามีปริมาณเข้าระบบ ออกจากระบบ และสะสมในระบบ เท่ากับ 1.20, 0.50 และ 0.70 ก/ว ตามลำดับ โดยปริมาณที่ออกจากระบบนำมาจากค่าในน้ำทิ้งรวมกับค่า TP ในตะกอนส่วนเกิน ส่วนสมดุลของ N และ COD ปริมาณเข้าระบบ 1.16 และ 23.88 ก/ว และปริมาณที่ออกจากระบบโดยไม่รวมรูปของ N_2 และ CO_2 เท่ากับ 1.01 และ 1.38 ก/ว ดังรูปที่ 8B และรูปที่ 9 ซึ่งปริมาณที่หายไปของ TP, TN และ TCOD เกิดจากการที่จุลินทรีย์กลุ่ม PAOs, heterotroph และ autotroph เมื่อคำนวณหาปริมาณ TCOD ที่ถูกออกซิไดซ์ในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก เท่ากับ 2.90 และ 4.66 ก/ว โดยการทำงานของจุลินทรีย์ที่นำไปใช้ในการเจริญเติบโต TCOD จะเปลี่ยนเป็น CO_2 และ TCOD ที่หายไปบางส่วนจะใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ heterotroph และ PAOs ซึ่งปฏิกิริยาในสภาวะแอโรบิกจุลินทรีย์ต้องใช้สารอินทรีย์และสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต จึงเกิดการสะสมสารอินทรีย์คาร์บอนในตะกอน การศึกษานี้แสดงผลดังรูปที่ 9 การทดลองสมดุลมวลของ COD ตามงานของ Baker และ Dold (1995) [34] พบว่าสามารถกำจัดค่า TCOD 23.29 ก/ว โดยกำจัดได้มากที่สุดในสภาวะแอนแอโรบิก เนื่องจากการทำงานของ PAOs และ heterotroph เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุลจะทำให้ทราบว่าระบบมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมปัจจัยใดบ้างที่มีผลสำคัญ ซึ่งจะเห็นว่าการเติม

สารอินทรีย์คาร์บอนมีความสำคัญมาก โดยสามารถนำสมดุลมวลมาใช้ในการควบคุมระบบ ทำให้ทราบว่าต้องเติมสารอาหารปริมาณเท่าไหร่ การทบทวนวรรณกรรมพบว่าจำเป็นต้องใช้ acetic acid เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน สามารถควบคุมปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนให้พอเหมาะกับระบบ โดยลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนภายนอกที่เติมให้กับระบบ EBPR ทำให้ไม่สิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการซื้อแหล่งคาร์บอนภายนอกให้ระบบเกินความจำเป็น

4. สรุป

ปริมาณ TP, TN และ TCOD ที่เข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิก 1.20, 1.16 และ 23.88 ก/ว ตามลำดับ โดยมีปริมาณ TP, TN และ TCOD ที่ออกจากระบบ 0.49, 8.10×10^{-2} และ 0.59 ก/ว การศึกษาการกำจัด TP, TN และ TCOD พบว่าประสิทธิภาพ 53.26±14.13, 98.67±1.04 และ 99.20±1.02 % ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ ทั้งนี้อาจเนื่องจาก SRT ในระบบน้อย (SRT = 20 วัน) ถ้าควบคุมให้ PAOs มีบทบาทสำคัญในระบบ จะส่งผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งสามารถนำมาใช้เป็นแนวทางในการเตรียมสารอาหารให้กับระบบ EBPR รวมถึงสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียของประเทศไทย ข้อเสนอแนะในการทำวิจัยพบว่าน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน 4 พารามิเตอร์ คือ TKN, TCOD, ไนไตรท์ และไนเตรทผ่านมาตรฐาน โดยมี TP ไม่ผ่านมาตรฐาน แต่สามารถแก้ไขได้โดยการเพิ่มแหล่งคาร์บอนให้กับระบบและการเพิ่ม SRT ของระบบ โดยน่าจะวิจัยเพิ่มเติมในการหาสัดส่วนที่เหมาะสมที่สุดของ PAOs ต่อจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด TP, TKN และ TCOD

5. กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณ ทุนกิตติบัณฑิต ปีการศึกษา 1/2558 สำนักวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี มูลนิธิพระบรมราชานุสรณ์ พระบาทสมเด็จพระปกเกล้าเจ้าอยู่หัว และสมเด็จพระนางเจ้ารำไพพรรณี สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ ที่สนับสนุนและให้คำปรึกษาในการวิจัยครั้งนี้

6. References

[1] John, L.A., Robert, D.W., Timothy, J.B., Judith, C.C., John, G.W., George, G.R. and Paul, J.L., 1998, Chemical mass balance source apportionment of lead in house dust, Environ. Sci. Technol. 32: 108-114.

[2] Nowak, O., Franz, A., Svardal, K., Müller, V. and Kühn, V., 1999, Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances, Wat. Sci. Tech. 39: 133-120.

[3] Brun, R., Kühni, M., Siegrist, H., Gujer, W. and Reichert, P. , 2002, Practical identifiability of ASM2d parameters systematic selection and tuning of parameter subsets, Water Res. 36: 4113-4127.

[4] Meijer, S.C., van Loosdrecht, M.C. and Heijnen, J., 2002, Modeling the start-up of a full-scale biological phosphorous and nitrogen removing WWTP, Water Res. 36: 4667-4682.

[5] Meijer, S.C., van Loosdrecht, M.C. and Heijnen, J., 2001, Metabolic modelling of full- scale biological nitrogen and phosphorus removing wwtp's, Water Res.

35: 2711-2723.

[6] Ministry of Natural Resources and Environment, Domestic Wastewater Treatment System, Available Source: http: / / mews. onep. go. th/ default. aspx, March 16, 2016. (in Thai)

[7] Pollution Control Department, Ministry of Natural Resources and Environment, 2004, Wastewater Quality Standards, Available Source: http://www.pcd.go.th/ info_serv/reg_std_water04.html, October 16, 2016. (in Thai)

[8] Guerrero, J., Guisasola, A. and Baeza, J. A., 2015, Controlled crude glycerol dosage to prevent EBPR failures in C/N/P removal WWTPs, Chem. Eng. J. 271: 114-127.

[9] Wei, Y., Wang, S., Ma, B., Li, X., Yuan, Z., He, Y. and Peng, Y., 2014, The effect of poly- β- hydroxyalkanoates degradation rate on nitrous oxide production in a denitrifying phosphorus removal system, Bioresour. Technol. 170: 175-182.

[10] Wang, R., Peng, Y., Cheng, Z. and Ren, N., 2014, Understanding the role of extracellular polymeric substances in an enhanced biological phosphorus removal granular sludge system, Bioresour. Technol. 169: 307-312.

[11] Chaiyaphan, W., Khiriratnikom, S. and Intharangsang, N., 2007, Study of Microbial Community and the Possibility on Saline Enhanced Biological Phosphorus Removal Using Sequencing Batch Reactor System, Master Thesis, Thaksin University, Songkhla, 722 p. (in Thai)

[12] Zuthi, M.F.R., Guo, W.S., Ngo, H.H., Nghiem, L. D. and Hai, F. I., 2013, Enhanced biological phosphorus removal and its modeling for the activated sludge and membrane bioreactor processes, Bioresour. Technol. 139: 363-374.

[13] Zheng, X., Sun, P., Han, J., Song, Y., Hu, Z., Fan, H. and Lv, S., 2014, Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) – A mini-review, Process. Biochem. 49: 2207-2213.

[14] Pai, T.Y., Ouyang, C.F., Su, J.L. and Leu, H.G., 2001, Modelling the steady- state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid, Appl. Math. Model. 25: 1025-1038.

[15] Arun, V., Mino, T. and Matsuo, T., 1988, Biological mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems, Water Res. 22: 565-570.

[16] Wentzel, M.C., Ekama, G.A. and Marais, G.v.R., 1992, Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems- a review, Water Sci. Technol. 25(6): 59-82.

[17] Chuang, S.H., Ouyang, C.F., Yuang, H.C. and You, S.J., 1997, Effects of SRT and do on nutrient removal in a combined as-biofilm process, Water Sci. Technol. 36

(12): 19-27.

[18] Puig, S., Coma, M., Monclús, H., van Loosdrecht, M. C. M., Colprim, J. and Balaguer, M. D., 2008, Selection between alcohols and volatile fatty acids as external carbon sources for EBPR, Water Res. 42: 557-566.

[19] Rodrigo, M. A., Seco, A., Ferrer, J. and Penya-Roja, J. M., 1999, The effect of the sludge age on the deterioration of the enhanced biological phosphorus removal process, Environ. Technol. 20: 1055-1063.

[20] Randall, C. W., Barnard, J. L. and Stensel, H. D., 1992, Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal, Technomic Publishing, Lancaster.

[21] Mannina, G., Cosenza, A., Viviani, G. and Ekama, G. A., 2018, Sensitivity and uncertainty analysis of an integrated ASM2d MBR model for wastewater treatment, Chem. Eng. J. 351: 579-588.

[22] Tayà, C., Garlapati, V.K., Guisasola, A. and Baeza, J. A., 2013, The selective role of nitrite in the PAO/ GAO competition, Chemosphere 93: 612-618.

[23] Chuang, S. H., Chang, W. C., Huang, Y. H., Tseng, C.C. and Tai, C.C., 2011, Effects of different carbon supplements on phosphorus removal in low C/ P ratio industrial wastewater, Bioresour. Technol. 102: 5461-5465.

[24] Piasai, C., Boontian, N., Yingchon, U. and Pyae, H.A., 2017, Efficiency enhancement of biological phosphorus removal with difference carbon sources, EIT Eng. J. Res. Dev. 28(2): 41-52. (in Thai)

[25] Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Franson, M. A. H., American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Ed., American Public Health Association, Washington, D.C.

[26] Azzouz, A. A. H., Naas, N. A. and Darwish, K. M., 2017, Physicochemical characteriza tion of the sewage sludge from guarchia wastewater treatment plant in benghazi-libya evaluation of the organic composition, MOJBOC. 1(2): 30-48.

[27] Guojing, Y., Dongbo, W., Qi, Y., Jianwei, Z., Yiwen, L., Qilin, W., Guangming, Z., Xiaoming, L. and Hailong, L., 2018, Effect of acetate to glycerol ratio on enhanced biological phosphorus removal, Chemosphere 196: 78-86.

[28] Zheng, X., Sun, P., Lou, J., Cai, J., Song, Y., Yu, S. and Lu, X., 2013, Inhibition of free ammonia to the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability, Bioresour. Technol. 148: 343-351.

[29] Zhengyu, Z., Wenling, C., Tao, T. and Yongmei, L., 2018, A novel AAO-SBSPR process based on phosphorus mass

balance for nutrient removal and phosphorus recovery from municipal wastewater, Water Res. 144: 763-773.

[30] Hoang, P.H., Nguyen, H.T., Tran, T.T., Tran, T.T., Do, L.P. and Le, T.N.C., 2016, Isolation and selection of nitrifying bacteria with high biofilm formation for treatment of ammonium polluted aquaculture water, J. Viet. Environ. 8: 33-40.

[31] Hu, X., Sobotka, D., Czerwionka, K., Zhou, Q., Xie, L. and Makinia, J., 2018, Effects of different external carbon sources and electron acceptors on interactions between denitrification and phosphorus removal in biological nutrient removal processes, J. Zhejiang Univ. Sci. B 19: 305-316.

[32] Piasai, C., Boontian, N., Yingchon, U. and Pyae, H.A., 2017, Effect of acetate as a sole carbon source for enhance biological phosphorus removal, Renewable Energy Sources - Research and Business (RESRB) 2017 Conference, Wrocław.

[33] Boontian, N., 2012, Using the Activated Sludge Model 2d (ASM2d) to Understand and Predict the Phosphorus Accumulating Organism Mechanism in Enhanced Biological Phosphorus Removal in Relation to Disintegrated Sludge as a Carbon Source, Doctoral Dissertation, Cranfield University, Bedford, 267 p.

[34] Barker, P.S. and Dold, P.L., 1995, COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems, Water Res. 29: 633-643.

[35] Thammaporn, S., 2012, The Application of the Integrated System between Downflow Hanging Spone (DHS) that Uses Fungi and Bacteria as Microorganisms to Treat Wastewater with High Carbohydrate Contamination, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, 159 p. (in Thai)

[36] Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and van Loosdrecht, M. C. M., 2000, Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publishing, London, 121 p.

[37] Liu, W.T., Mino, T., Nakamura, K. and Matsuo, T., 1994, Role of glycogen in acetate uptake and polyhydroxyalkan oate synthesis in anaerobic- aerobic activated sludge with a minimized polyphosphate content, J. Ferment. Bioeng. 77: 53-540.

[38] Liu, W.T., Nakamura, K., Matsuo, T. and Mino, T., 1997, Internal energy- based competition between polyphosphate- and glycogen- accumulating bacteria in biological phosphorus removal reactors – effect of P/C feeding ratio, Water Res. 31: 1430-1438.

[39] Adrian, O., 2004, Enhanced Biological Phosphorus Removal: Optimization through Process Analysis and Operational Improvements, The Competition Between Polyphosphate Accumulating Organisms And Glycogen Accumulating Organisms In

The Enhanced Biological Phosphorous Removal Process, School of Engineering, The University of Queensland, St Lucia.

[40] Zhou, Y., Pijuan, M., Zeng, R.J., Lu, H. and Yuan, Z., 2008, Could polyphosphate-accumulating organisms (PAOs) be glycogen-accumulating organisms (GAOs)?, Water Res. 42: 2361-2368.