

สมดุลมวลในการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ

เมื่อขยายเวลาของอายุตะกอน

Mass Balances of Biological Nutrient Removal with Extended Sludge Retention Time

ฉัตรลดา เพี้ยซ่าย, นิตยา บูณเทียน*, ธันย์ชนก พรตอน 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

การศึกษาสมดุลมวลของซีโอดี (chemical oxygen demand, COD) ไนโตรเจน (nitrogen, N) และ ฟอสฟอรัส (phosphorus, P) ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (enhanced biological phosphorus removal, EBPR) ที่อาศัยสถานะแอนแอโรบิก แอนออกซิก และแอโรบิก โดยแหล่งของคาร์บอนเป็นกรดอะซิติก กำหนดอายุตะกอน (sludge retention time, SRT) 60 วัน พบว่าปริมาณ TCOD, TN และ TP ที่เข้าสู่สถานะแอนแอโรบิก 19.60, 1.06 และ 1.34 กรัม/วัน (g/d) ตามลำดับ และออกจากระบบ 1.12, 3.52×10^{-2} และ 0.41 g/d ตามลำดับ โดยพบความเข้มข้นของ TCOD, TN และ TP ในน้ำทิ้ง 0.21 ± 0.73 , 0.07 ± 0.00 และ 8.35 ± 2.34 มิลลิกรัม/ลิตร (mg/L) ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัด TCOD, TN และ TP เป็น 99.97 ± 0.13 , 99.49 ± 0.09 และ 61.95.48 % ตามลำดับ เมื่อ SRT เป็น 60 d ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสมากกว่า 60 % ซึ่งการทำสมดุลมวลสามารถนำมาใช้เป็นแนวทางในการควบคุมระบบ EBPR รวมถึงนำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนได้

คำสำคัญ : ซีโอดี; ไนโตรเจน; ฟอสฟอรัส; สมดุลมวล; อายุตะกอน

Abstract

This study aims to study the mass balance of chemical oxygen demand (COD), nitrogen (N) and phosphorus (P) in enhanced biological phosphorus removal (EBPR) bioreactor. This study

consists of anaerobic-anoxic-aerobic conditions. Acetic acid was used as a carbon source for synthetic wastewater through 60 days of solid retention time (SRT). The rates of TCOD, TN and TP in aerobic condition were 19.60, 1.06 and 1.34 g/d, respectively. They were reduced to be 1.12, 3.52×10^{-2} and 0.41 g/d, respectively, in the effluent. The concentrations of TCOD, TN and TP in effluent were 0.21 ± 0.73 , 0.07 ± 0.00 and 8.35 ± 2.34 mg/L. Generally, the EBPR resulted TCOD, TN and TP removal as much as 99.97 ± 0.13 , 99.49 ± 0.09 and 61.95.48 %, respectively. Using 60 days of SRT, the efficiency of phosphorus removal can be more than 60 %. The Mass balance can be used as a guideline for controlling the EBPR system and it is possible to apply in municipal wastewater treatment systems.

Keywords: COD; nitrogen; phosphorus; mass balance; sludge retention time

1. บทนำ

สมมูลมวลของซีโอดี (chemical oxygen demand, COD) ไนโตรเจน (nitrogen, N) และ ฟอสฟอรัส (phosphorus, P) นำมาใช้เพื่อประเมินการกำจัดสารอาหารในระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ [1,2] เนื่องจากช่วยในการแก้ไขความผิดพลาดในการเดินระบบ นำมาประยุกต์ใช้ร่วมกับการสอบเทียบแบบจำลอง (model calibration) [3] เพื่อใช้เป็นข้อมูลในการเดินระบบ และเปรียบเทียบกับเกณฑ์มาตรฐาน หากทำสมมูลมวลจะทำให้สามารถเดินระบบโดยลดต้นทุนในการซื้อแหล่งคาร์บอน และยังช่วยปรับปรุงคุณภาพของข้อมูลได้ Meijer และคณะ [4] เสนอวิธีการคำนวณสมมูลมวลที่ประยุกต์จากการศึกษากระบวนการหมัก Meijer และคณะ [4,5] รายงานว่าการทำสมมูลมวลช่วยทั้งระบุความผิดพลาดและช่วยปรับปรุงข้อผิดพลาดในการควบคุมปฏิกิริยาต่าง ๆ เช่น ปฏิกิริยา nitrification, denitrification โดยการทำสมมูลมวลมีทั้งในระบบปิด คือ การตรวจสอบกับอัตราการไหลและปริมาณ TP ในระบบ และในระบบเปิด โดยเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งไม่สามารถตรวจวัดระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (enhanced

biological phosphorus removal, EBPR) กำจัดได้ทั้ง TP, TN และ TCOD ซึ่งการทำสมมูลมวลจะช่วยให้สามารถประเมินการกำจัด COD, N และ P

เมื่อปริมาณของ TN และ TP สูงเกินกำหนดจะก่อให้เกิดปัญหา eutrophication ได้ ซึ่งในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนของประเทศไทยพบค่า TP เป็น 3.01-55.73 มิลลิกรัมต่อลิตร (mg/L) [6] ซึ่งเกินมาตรฐานที่กำหนดไว้ว่าไม่ควรเกิน 2 mg/L [7] ระบบ EBPR จึงนำมาใช้ในการกำจัดสารดังกล่าว และได้รับการยอมรับว่าเป็นเทคโนโลยีที่ช่วยลดต้นทุนในการบำบัด [8] กระบวนการนี้ประกอบไปด้วยสภาวะแอนแอโรบิก สภาวะแอนอกซิก และสภาวะแอโรบิก โดยกระบวนการนี้ต้องอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มแบคทีเรียเฮเทโรโทรฟิก (heterotrophic) ที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าเซลล์ปกติ ชื่อว่า พีโอโอ (polyphosphate accumulating organisms, PAOs) [9,10] ซึ่งจะกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสีย โดยมี 2 กลไก คือ การคายออโรฟอสเฟต (ortho-P) ออกมาจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต (poly-P) ในสภาวะแอนแอโรบิก ซึ่งได้พลังงานที่สามารถนำไปใช้ในการกำจัด acetic acid ในน้ำเสีย โดยการเปลี่ยนรูปเป็น PHA (polyhydroxyalkanoates) [11] การดึง ortho-

P ที่อยู่ในน้ำเสียมาเก็บไว้ในเซลล์ในรูป poly-P [12,13] การกำจัดฟอสฟอรัสออกจากระบบ ทำได้โดยการทิ้งตะกอน เนื่องจากฟอสฟอรัสอยู่ภายในตะกอนจุลินทรีย์ จะเห็นว่าฟอสฟอรัสเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งควบคุมได้ยาก ทำให้พบปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งเกินมาตรฐาน และจุลินทรีย์ PAOs ต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปของ acetic acid [14] ซึ่งมีราคาแพง และยังพบว่าอายุตะกอน (sludge retention time, SRT) มีผลต่อบทบาทของ PAOs ในระบบ การศึกษาของ Wentzel และคณะ [15] พบว่า PAOs มีบทบาทสำคัญในระบบ และประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มสูงขึ้น ภายใต้อายุที่ SRT นาน เนื่องจากอัตราการสลายตัวของ PAOs ต่ำกว่าเชื้ออื่น และการศึกษาของ Chuang [16] พบว่า SRT มีบทบาทสำคัญที่เกี่ยวข้องกับการคายและการจับใช้ฟอสฟอรัส โดยพบว่าที่ SRT สูงจะเกิดการคายฟอสฟอรัสมากกว่าที่ SRT ต่ำ แต่การศึกษาของ Seviour และคณะ [17] และ Rodrigo และคณะ [18] พบว่าเมื่อควบคุมให้ SRT มาก จุลินทรีย์กลุ่ม glycogen accumulating organisms (GAOs) จะมีบทบาทสำคัญมากกว่า PAOs โดย Rodrigo ศึกษาที่ SRT 11-65 d และใช้แหล่งคาร์บอนเป็น acetic acid ซึ่งเป็นปัจจัยเสริมที่ช่วยให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสไม่ลดต่ำลง แต่ต่างกับการศึกษาของ Randall และคณะ [19] ที่พบว่าการเพิ่มค่า SRT ในระบบ ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ

การสอบเทียบ activated-sludge model no.2d (ASM2d) ซึ่งเป็นโมเดลที่อธิบายการเปลี่ยนแปลงของสารในการกำจัด การสะสมสารอาหาร การเจริญเติบโต และย่อยสลายของจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph, autotroph และ PAOs เมื่อต้องการศึกษามอดุลมวลของระบบ EBPR [20] ความเข้าใจ

กลไกต่าง ๆ นี้สามารถช่วยกำจัด TP, TN และ TCOD เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้ง และยังช่วยลดต้นทุนในการซื้อ acetic acid ที่ต้องใช้ในการเดินระบบ เนื่องจากการกำจัด TP, TN และ TCOD เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย ต้องใช้ acetic acid ที่เหมาะสมให้กับระบบ EBPR ซึ่งงานวิจัยนี้จะเป็นแนวทางในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียของประเทศไทย โดยการนำโมเดลและสมมูลมวลมาใช้ในการเดินระบบร่วมกับการศึกษาระบบที่ใช้ SRT สูง โดยงานวิจัยต่างประเทศ รายงานความน่าจะเป็นของการหมักของเสียจากระบบตะกอนเร่งทดแทนการซื้อสารเคมี เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส [17,18] Xiong และคณะ [18] ศึกษาการหมักตะกอนจากเศษอาหาร เพื่อเพิ่มการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยพบว่ามี VFAs 66.30 % ของปริมาณ COD และช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส 78.20 และ 95.20 % ตามลำดับ เมื่อใช้สารหมักด้วยสภาวะต่างเป็นแหล่งคาร์บอนนอกให้กับระบบ โดยการศึกษาของ Puig และคณะ [17] ศึกษาข้อมูลของระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งใช้สมมูลมวลในการตรวจสอบข้อมูล โดยผลการทดลองพบว่าเมื่อคุณภาพของข้อมูลการเดินระบบต่ำ เนื่องจากส่วนใหญ่ศึกษาเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด ซึ่งวิเคราะห์พารามิเตอร์เฉพาะในน้ำที่เข้าและน้ำออกจากกระบวน อาจทำให้เกิดข้อผิดพลาด ซึ่งเงื่อนไขที่ก่อให้เกิดความผิดพลาด เช่น SRT การใช้ออกซิเจน (O₂) และการหมุนเวียนภายในระบบ (internal conversions rate) ซึ่งจะแก้ไขคุณภาพของข้อมูลได้โดยการคำนวณสมมูลมวลใหม่เพื่อประเมินกระบวนการและออกแบบระบบบำบัดน้ำเสีย ทำให้ทราบว่า acetic acid ใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียได้จริงก็เปอร์เซ็นต์ และจุลินทรีย์ heterotroph ใช้ acetic acid ที่เหลือในน้ำที่เหลือใน

การเจริญเติบโต และกำจัดไนเตรทในน้ำเป็นไนตรัสออกไซด์ (N_2O) และ N_2 และสะสมไว้ในเซลล์ [17] ซึ่งจะเห็นว่าการทำงานสมดุลมวลในระบบ EBPR นี้ ส่วนใหญ่จะศึกษาสมดุลมวลของ COD และ N [21] แต่สมดุลของ P จะศึกษาเพิ่มเติมในการศึกษานี้ ซึ่งจะช่วยให้เพิ่มเติมความรู้เกี่ยวกับการควบคุมคุณภาพของระบบน้ำเสียชุมชน

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาสมดุลมวลของ COD, N และ P ของระบบ EBPR เมื่อขยายระยะเวลาพักเก็บ (SRT) และศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD, TN และ TP รวมถึงประสิทธิภาพในการกำจัด TP เมื่อ SRT สูง เพื่อลดต้นทุน และเป็นแนวทางในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียของชุมชน

2. อุปกรณ์และวิธีการ

2.1 การศึกษาคุณลักษณะตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อใช้ในการเดินระบบ

นำจุลินทรีย์จากถังตกตะกอนขั้นที่ 2 ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของ บริษัท เสริมสุข จำกัด (มหาชน) เติมน้ำในถังปฏิกรณ์ เพื่อเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบ EBPR โดยศึกษาพารามิเตอร์ดังนี้ ค่า DO (dissolve oxygen), พีเอช (pH), อุณหภูมิ (temperature), TCOD, ค่าซีโอดีที่ละลาย (soluble chemical oxygen demand, SCOD), แอมโมเนียมไอออน (ammonium, NH_4^+), ไนไตรท์ (nitrite, NO_2^-), ไนเตรท (nitrate, NO_3^-) ของแข็งทั้งหมด (total solids, TS), ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (total volatile solids, TVS), TP และ ortho-P

2.2 การออกแบบชุดการทดลอง

ถังขนาด 100 ลิตร (L) ใช้บรรจุน้ำเสียสังเคราะห์ โดยมีเครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบปริสติก (peristaltic pump) ที่มีอัตราการไหลเข้าสู่ระบบ 60 ลิตรต่อวัน (L/d) เข้าสู่สถานะแอนแอโรบิก และสถานะ

แอนอกซิกที่มีเวลาเก็บกัก 2 ชั่วโมง (Hr) ส่วนสถานะแอโรบิกมีเวลาเก็บกัก 8 Hr ที่มีปริมาตร 5, 5, 20 L ตามลำดับ และถังตกตะกอน ดังรูปที่ 1 ซึ่งตะกอนจากถังตกตะกอนบางส่วนจะไหลเวียนกลับสู่สถานะแอนแอโรบิก ต่อเนื่องไปยังสถานะอื่น ๆ ตามลำดับ เพื่อรักษาปริมาณตะกอนในระบบให้สม่ำเสมอ กำหนดอัตราการสูบลบตะกอนเวียนกลับ 105 L/d สังเคราะห์น้ำเสียเข้าระบบโดยมีค่า TCOD 500 mg/L และ TP 25 mg/L เพื่อให้จุลินทรีย์ในระบบเกิดการปรับตัว ควบคุมอายุตะกอน (SRT) อยู่ที่ 60 d เนื่องจาก SRT นานพอจะช่วยให้ PAOs ทำงานได้ดี โดย SRT ที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 3-40 d [16,17,19] ชุดการทดลองอ้างอิงจากงานวิจัยของ Piasai และคณะ [21] โดยใช้ acetic acid เป็นแหล่งคาร์บอน [22] อัตราปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการสังเคราะห์น้ำเสียประกอบด้วย CH_3COONa 29.164 กรัม (g), NH_4Cl 5.732 g, KH_2PO_4 10.967 g และ trace element 100 มิลลิลิตร (mL) ที่ประกอบด้วย $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.88 g, $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ 1.40 g, KCl 0.38 g, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 1.5 g, KI 0.18 g, H_3BO_3 0.15 g, $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ 0.15 g, $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ 0.12 g, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.12 g, $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$ 0.06 g, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ 0.03 g, EDTA ($C_{10}H_{16}N_2O_8$) 10 g ในน้ำ 1 L และนำไปละลายผสมกับน้ำประปาลงในถังน้ำเข้าระบบขนาด 100 L [23] โดยระบบไม่มีการควบคุม pH น้ำเสียที่ใช้มีค่า pH 7.07 ± 0.20 โดยเดินระบบจนพบว่าค่าที่วิเคราะห์ในแต่ละวันมีค่าใกล้เคียงกัน ในเวลาเดียวกันของทุกวัน ซึ่งถือว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (steady stage) และจะเลือกสัดส่วน TP ต่อ COD เท่ากับ 1 : 20 [22,23]

2.3 การทำสมดุลมวลของ P, N และ COD

หลักในการวิเคราะห์จะใช้หลักการทำสมดุลมวลสาร (mass balance) ซึ่งเป็นหลักการพื้นฐานของกฎการอนุรักษ์มวลว่ามวลสารไม่สูญหาย

หรือถูกทำลายไป ถ้าพิจารณาระบบที่มีมวลสารไหลผ่านเข้าออก การศึกษาวิเคราะห์จะสมมติว่าระบบอยู่ในสภาวะคงที่ (steady state) หมายถึง สารที่เข้าและออกคงที่ไม่เปลี่ยนแปลงไปตามเวลา สมการทั่วไปของสมดุลมวลสารในแต่ละกระบวนการ และระบบรวม ดังสมการที่ 1 อ้างอิงจากงานวิจัยของ Piasai และคณะ [21] สมดุลมวลทั้งหมดในระยะของแข็ง ของเหลว และ

แก๊สของระบบ EBPR ซึ่งสารอินทรีย์คาร์บอน และ N ของระบบจะถูกกำจัดในรูปของ CO₂ และ N₂ ซึ่งการเปลี่ยนแปลงไปในรูปของแก๊สจะไม่ถูกวัด ซึ่งสมดุลของ P, N และ COD จะถูกคำนวณจากรูปที่ 1 ฟอสฟอรัสในระบบ จะไม่ออกจากระบบในรูปของแก๊ส ซึ่งสามารถวัด TP ที่เข้าและออกจากระบบโดยตรวจสอบอัตราการไหลร่วมด้วย

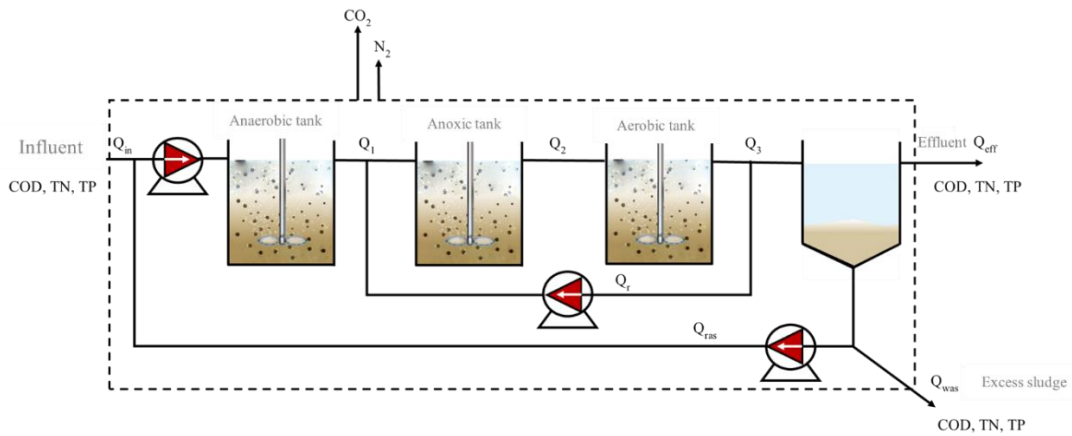


Figure 1 Mass balance of TP, TN and TCOD in EBPR process

$$\text{สารที่สะสมในระบบ} = \text{สารที่เข้าสู่ระบบ} - \text{สารที่ออกจากระบบ} \tag{1}$$

$$TN_{INF} - TN_{WAS} - TN_{EFF} - TN_{SE} = 0 \text{ (กิโลกรัมไนโตรเจน/วัน; kg.N/d)} \tag{2}$$

$$TCOD_{INF} - TCOD_{WAS} - TCOD_{EFF} - TCOD_{SE} = 0 \text{ (กิโลกรัมซีไอดี/วัน; kg.COD/d)} \tag{3}$$

$$TP_{INF} - TP_{WAS} - TP_{EFF} = 0 \text{ (กิโลกรัมฟอสเฟต/วัน; kg.P/d)} \tag{4}$$

สมดุลมวลของ COD และ TN สามารถวิเคราะห์หองค์ประกอบในแต่ละถังปฏิกิริยา ดังสมการที่ 2 และ 3 ตามลำดับ ในส่วนสมดุลมวลของ P ปริมาณฟอสฟอรัสในรูปของสารละลายสันนิษฐานว่าอยู่ในรูป ortho-P ซึ่งผลการวัดฟอสฟอรัสทั้งหมดของตะกอนและ ortho-P นำมาคำนวณได้ ซึ่งกลไกที่เกิดขึ้นมี 2 ชั้น คือ (1) การคาย ortho-P ในสภาวะที่ไม่มี O₂ และไนเตรท (2) การจับใช้ ortho-P ในสภาวะที่มี O₂ หรือไนเตรท โดย ortho-P จะถูกดึงมาเก็บไว้ในเซลล์ของ

จุลินทรีย์แทนในรูปของ poly-P ดังนั้นการหาสมดุลมวล P ของระบบ EBPR ทั้ง 3 ถังปฏิกิริยา การทดลองสามารถหาจากการหามวลของ TP ในน้ำเสียที่เข้าระบบ มวล TP ในน้ำทิ้งที่ออกในแต่ละส่วนของระบบ และมวล TP ในตะกอน ตามสมการที่ 4

2.4 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาสมดุลมวลของ COD, N และ P ของระบบ EBPR และศึกษาประสิทธิภาพกำจัดฟอสฟอรัส โดยจุดเก็บตัวอย่าง คือ ภายใน

ถึงน้ำเสีย ถังแอนแอโรบิก ถังแอนออกซิก ถังแอโรบิก และถังน้ำทิ้ง เพื่อนำไปวิเคราะห์ TCOD, SCOD, NH_4^+ , ไนไตรท์ (NO_2^-), ไนเตรต (NO_3^-), ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยง่าย (volatile-fatty acid, VFA), ส่วน pH และ อุณหภูมิ, ortho-P, acetic acid, propionic acid, butyric acid และ total Phosphate (TP) วัดด้วยเครื่อง Ohaus starter 5000 ส่วนวิธีการวิเคราะห์ที่นำมาใช้ในงานวิจัยนั้นอ้างอิงจาก standard method for examination of water and wastewater (APHA) [24] นอกจากนั้นจะวิเคราะห์ mixed liquor suspended solids (MLSS) ในถังจนกระทั่งระบบอยู่ในสภาวะคงที่ ค่า TCOD และ TP ในตะกอนส่วนเกินใช้วิธีการวิเคราะห์ตามงานของ Abd และคณะ [25] ซึ่งใช้วิธี digestion method

3. ผลการวิจัยและวิจารณ์

3.1 ประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD ของระบบ

การทดลองเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของ TCOD เข้าระบบ 410.48 ± 31.31

mg/L เนื่องจากใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจาก acetic acid ที่ละลายน้ำ ทำให้ค่า TCOD เท่ากับ SCOD ในน้ำที่เข้าระบบ โดยพบว่ามีค่าความเข้มข้น SCOD ในน้ำทิ้งเฉลี่ย 0.13 mg/L ประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD เฉลี่ย 99.97 % ดังรูปที่ 2 ซึ่งผ่านตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง (TCOD ไม่เกิน 120 mg/L) [7] ทั้งหมด แสดงว่าจุลินทรีย์ในระบบย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนได้อย่างมีประสิทธิภาพ อธิบายได้ว่าแต่ละถังปฏิกิริยามีจุลินทรีย์ที่ใช้สารอาหารในการเจริญเติบโต ทำให้ SCOD ที่เป็นแหล่งคาร์บอนลดลง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยง่าย เช่น acetic acid จะทำให้ PAOs ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนได้ง่ายขึ้น ระบบจึงสามารถกำจัด TCOD สอดคล้องกับงานวิจัยของ Piasai และคณะ [25] ที่ศึกษาการใช้อะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอนในระบบ EBPR พบว่าอะซิเตทมีความเหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาอื่น พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD เฉลี่ยสูงกว่างานวิจัยของ Piasai และคณะ [21] ซึ่งพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD เฉลี่ย 99.20 ± 1.02 % เมื่อใช้ SRT ที่ 20 d

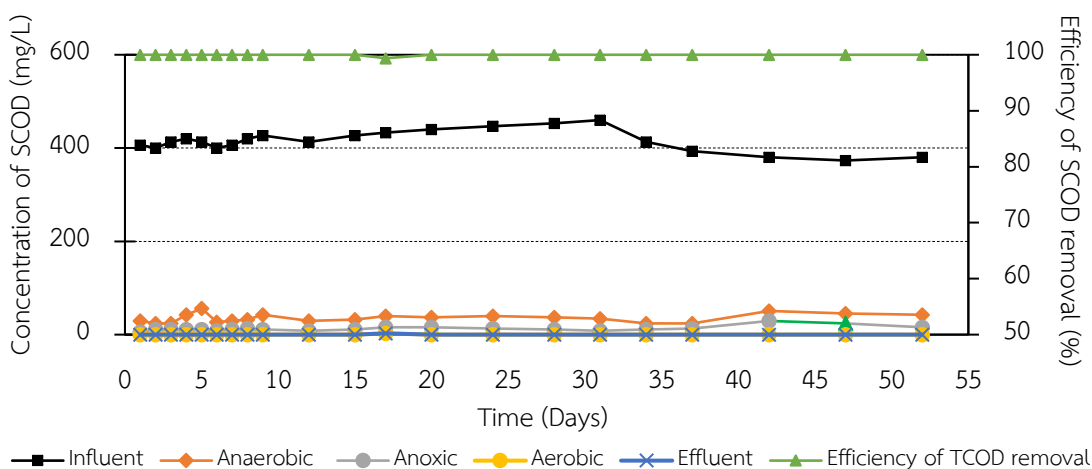


Figure 2 The concentration and efficiency of SCOD in EBPR process. Microorganisms are used carbon sources in SCOD form.

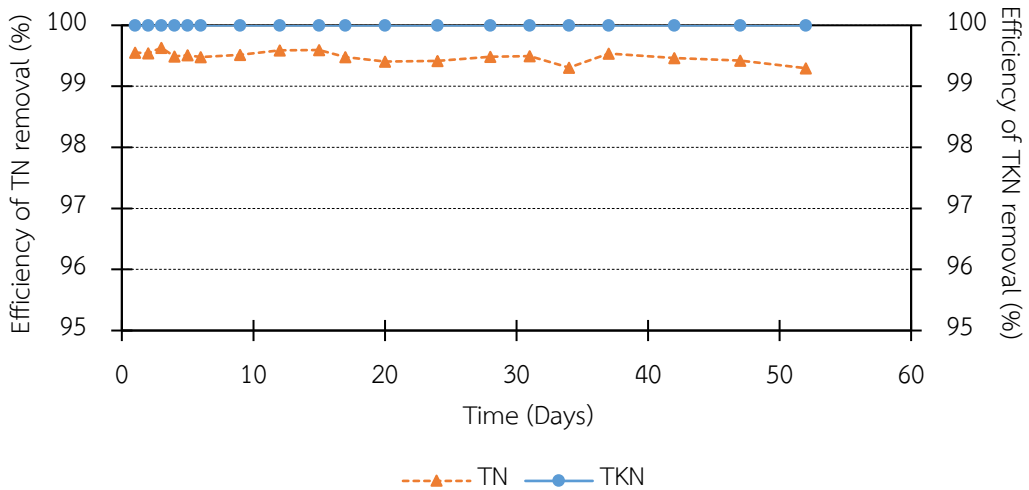


Figure 3 The efficiency of TN (TKN + nitrite + nitrate) removal (%) and the efficiency of TKN removal in EBPR processes

สารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยกลุ่ม heterotroph เกิดผลิตภัณฑ์เป็น CO_2 , H_2O และ acetic acid จะถูกจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่ง คือ PAOs นำไปใช้ผลิตเป็นพลังงานเก็บไว้ในเซลล์ในรูปของ PHA ซึ่งในสภาวะแอนแอโรบิกจะมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนสูงสุด โดยสารอินทรีย์ที่เหลือจะเข้าสู่สภาวะแอนออกซิก สภาวะนี้จะเกิดปฏิกิริยา denitrification โดยเกิดการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเพื่อเปลี่ยนไนเตรทเป็น N_2 จะเกิดการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนร่วมด้วย และสุดท้ายสารอินทรีย์ที่เหลือจะถูกกำจัดด้วยปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบใช้อากาศ โดยใช้ O_2 ในการเปลี่ยนสารอินทรีย์คาร์บอนเป็น CO_2 , H_2O และพลังงานในการเจริญเติบโต สภาวะแอนแอโรบิก SCOD หายไปมากที่สุด ดังรูปที่ 2 เกิดจากกลไกการหมักของ heterotroph และ short chain fatty acid (SCFAs) ถูกใช้โดย PAOs หลังจากสลาย poly-P จนได้พลังงาน

3.2 ประสิทธิภาพในการกำจัด TN ของระบบ

พบว่า TN ที่เข้าระบบเฉลี่ย 13.71 ± 1.71 mg/L ความเข้มข้นน้ำทิ้งของ TN เฉลี่ย 0.07 mg/L และมีประสิทธิภาพการกำจัด TN เฉลี่ย 99.49 % (รูปที่ 3) เนื่องจากในระบบเกิดปฏิกิริยา ammonification, nitrification และ denitrification รวมถึงการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ EBPR ด้วย โดยเกิดการปฏิกิริยา nitrification ทำให้ NH_4^+ เปลี่ยนรูปเป็นไนไตรท์และไนเตรทในสภาวะที่มี O_2 ในถังเติมอากาศ ซึ่งผลการทดลองแสดงถึงปริมาณของ O_2 เพียงพอต่อการบำบัด NH_4^+ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TN เฉลี่ยของการศึกษานี้สูงกว่าการศึกษาก่อนหน้าของ Piasai และคณะ [21] ที่พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TN ของระบบ EBPR เฉลี่ย 98.67 ± 1.04 % เมื่อใช้ SRT ที่ 20 d

แสดงว่า SRT มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด TN ของระบบ EBPR [26] โดยสอดคล้องกับการศึกษาของ Yu [27] ซึ่งพบว่า การกำจัด COD, N และ P ที่ SRT สูงกว่า 11 d ประสิทธิภาพในการกำจัด N จะสูงกว่า และสอดคล้องกับการศึกษาของ Chuang

Table 1 O₂ requirement in nitrification reaction.

Reaction	Equations	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 3.50 mg/L (1.94 x 10 ⁻⁴ mole)	3.88 x 10 ⁻⁴ mole
	$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^-$	Concentration of NO ₂ ⁻ was produced in aerobic tank 1.55 x 10 ⁻² mg/L	1.68 x 10 ⁻⁴ mole

และคณะ [16] ซึ่งศึกษาการกำจัด N ที่ SRT ต่างกัน คือ 5, 10, 12 และ 15 d พบว่า SRT มีนัย สำคัญต่อการกำจัด N โดยสรุปว่าที่ SRT มากกว่า 10 d จะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัด N สูงขึ้น

NH₄⁺ ในน้ำเสียที่เข้าสู่สภาวะแอโรบิก 1 mole จะต้องใช้ O₂ 2 mole ในการเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรท ซึ่งพบว่า NH₄⁺ ที่เข้าสู่สภาวะแอโรบิก 3.50 mg/L (คิดเป็น 1.94 x 10⁻⁴ mole) ฉะนั้นต้องเติม O₂ 3.88 x 10⁻⁴ mole ถึงจะเพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา nitrification ที่เปลี่ยน NH₄⁺ เป็นไนเตรท และจำเป็นต้องใช้ O₂ 1.68 x 10⁻⁴ mole เพื่อกำจัดไนไตรท์ 1.55 x 10⁻² mg/L ที่อยู่ในสภาวะแอโรบิก แสดงดังตารางที่ 1 ซึ่งนอกจากปฏิกิริยา nitrification แล้วยังมีปฏิกิริยาของกลุ่มจุลินทรีย์ PAOs และ GAOs ที่ใช้ O₂ ในการเจริญเติบโตและสร้างพลังงาน

3.3 ไนไตรท์และไนเตรท

ในสภาวะแอโรบิก พบปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้น 0.15±0.02 mg/L ซึ่งถูกกำจัดด้วยปฏิกิริยา denitrification ในสภาวะแอนอกซิก เหลือไนเตรท 0.06±0.01 mg/L ดังรูปที่ 4 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TN เฉลี่ย 99.49 % พบว่าปริมาณไนเตรทที่ถูกกำจัดเฉลี่ย 0.09 mg/L เมื่อเปรียบเทียบกับงานของ Piasai และคณะ [21] พบว่าปริมาณไนเตรทที่ถูกกำจัดเฉลี่ย 0.07 mg/L เมื่อใช้ SRT ที่ 20 d ซึ่งสอดคล้อง

กับการศึกษาของ Lian [27] ที่พบว่า SRT ที่ 15 d จะมีปริมาณไนเตรทในถังแอนอกซิกต่ำกว่า SRT ที่ 5 d และจะพบปริมาณของไนเตรทสูงที่สุดในถังแอโรบิกเมื่อควบคุม SRT ให้สูงกว่า 9 d แสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยา nitrification เกิดขึ้นได้ดี อธิบายได้ว่าเป็นผลของประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่เพิ่มสูงขึ้นโดยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม denitrifying phosphate accumulating organism (DNPAOs) ซึ่งสามารถพิสูจน์ได้จากผลการทดลองที่พบว่าอัตราส่วนของฟอสฟอรัสที่ถูกใช้ในสภาวะแอนอกซิกต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดที่ถูกใช้ไปในกระบวนการ EBPR 58.80 % ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Zhengyu และคณะ [28] ที่พบว่าอัตราส่วนของฟอสฟอรัสที่ถูกใช้ในสภาวะแอนอกซิกต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดที่ถูกใช้ไปในกระบวนการ anaerobic-anoxic-oxic/sequencing batch side stream phosphorus recovery (AAO-SBSPR) เพิ่มขึ้นจากกระบวนการ anaerobic-anoxic-oxic (AAO) จาก 41.70 เป็น 77.50 % การทดลองนี้หมุนเวียนน้ำเสียและจุลินทรีย์ในสภาวะแอโรบิกไปยังสภาวะแอนอกซิกเพื่อกำจัดไนเตรทที่อัตราส่วน 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ ซึ่งมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด TN โดยเฉพาะไนเตรทซึ่งจะถูกผลิตขึ้นในสภาวะแอโรบิกจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม ammonia oxidizers และ nitrite oxidizers

เรียกว่าปฏิกิริยา nitrification [29] และจะถูกกำจัดเป็น N_2 ที่สภาวะแอนอกซิกด้วยปฏิกิริยา denitrification โดยจะมีการใช้ SCOD โดยอาศัยจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph ซึ่งปริมาณ DO ที่เข้าสู่ถังแอนอกซิกจากการหมุนเวียนกลับจะถูกกำจัด โดยจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph ในถังแอนอกซิก Rodrigo [18] ได้ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR เมื่อควบคุมอายุตะกอน 11-45 d โดยใช้การหมุนเวียนกลับจากถังแอโรบิกไปยังถังแอนอกซิก 3 เท่า

ปริมาณของจุลินทรีย์ที่เข้าสู่สภาวะแอนอกซิกอาจมีผลต่อการกำจัดไนเตรท ไนโตรเจน และ ortho-P ในสภาวะแอนอกซิกด้วย สังเกตได้จากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป SCOD ที่เข้าและ

ออกจากสภาวะแอนอกซิก พบว่าปริมาณ SCOD ที่เข้าสู่สภาวะแอนอกซิก 35.43 ± 9.20 mg/L และออกจากสภาวะแอนอกซิก 12.70 ± 5.46 mg/L ในช่วงที่ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส 61.95 % เนื่องจากมีการใช้ SCOD ในการเกิดปฏิกิริยา สอดคล้องกับการศึกษาของ Hu และคณะ [30] ซึ่งพบว่ากำจัด TN และจับใช้ ortho-P ในสภาวะแอนอกซิกของระบบ EBPR เป็นผลมาจากปริมาณของจุลินทรีย์ที่ถูกหมุนเวียนกลับมายังสภาวะแอนอกซิก ซึ่งกระบวนการ nitrification เกิดจากจุลินทรีย์กลุ่ม ammonia oxidizers และ nitrite oxidizers ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่ม autotroph

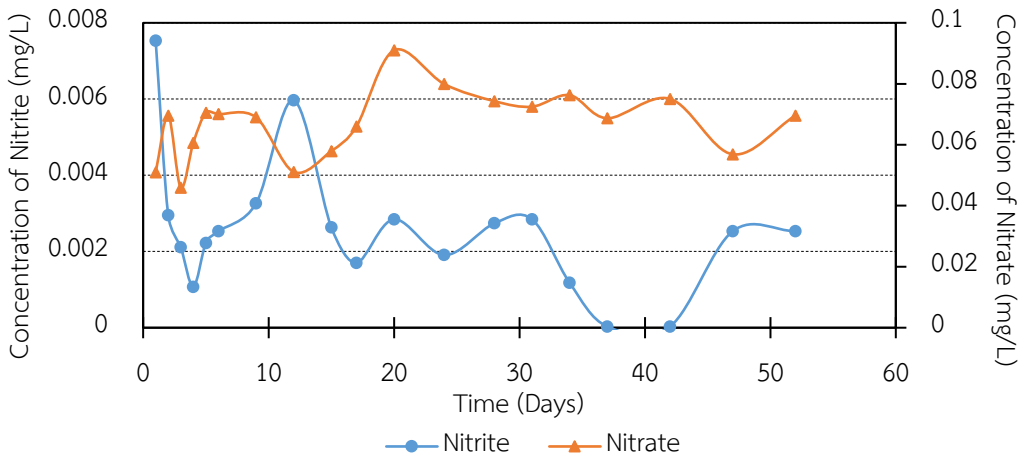


Figure 4 The concentrations of nitrate and nitrite in the effluent when operated the EBPR processes at 60 days of SRT.

3.4 ประสิทธิภาพในการกำจัด TP ของระบบ

ประสิทธิภาพในการกำจัด TP ของระบบ EBPR เฉลี่ย 61.95 % ดังรูปที่ 5 ซึ่งมีปริมาณ TP ในน้ำทิ้ง 10.86 ± 2.10 mg/L โดยมีอัตราส่วน TCOD:P เป็น 1:20 และใช้ acetic acid เป็นแหล่งคาร์บอน 100 % และควบคุม SRT ที่ 60 d พบว่าประสิทธิภาพ

ในการกำจัด TP มีค่าเฉลี่ย 45.58 % มากกว่าในงานของ Piasai และคณะ [21] ที่ศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด TP ของระบบ EBPR ที่ใช้ SRT ที่ 20 d ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด TP เท่ากับ 53.26 % แต่น้อยกว่างานวิจัยของ Guojing และคณะ [31] ที่ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR พบว่าเมื่อใช้

อัตราส่วนอะซิเตทต่อกลีเซอรอล 100 : 0 % มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงถึง 90.20 % โดยพบปริมาณ TP ในน้ำทิ้ง 11.16 ± 1.87 mg/L ปริมาณของ TP และ ortho-P ในแต่ละถังปฏิกิริยาแสดงในรูปที่ 5 พบว่าในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ มีปริมาณของ TP เท่ากับ 22.05 ± 1.51 mg/L เมื่อไหลเข้าสู่สถานะแอนแอโรบิก จุลินทรีย์กลุ่ม PAOs จะสลาย poly-P ภายในเซลล์ ได้ผลิตภัณฑ์เป็น ortho-P และพลังงาน ซึ่ง PAOs จะใช้ฟอสฟอรัสในรูป ortho-P ดังสมการ ortho-P + พลังงาน (PHA) → Poly-P (5)

พบว่าปริมาณของ ortho-P ในสถานะแอนแอโรบิกมีค่า 82.02 ± 8.72 mg/L ซึ่งคิดเป็น 3.72 เท่าของ ortho-P ที่เข้าสู่ระบบ ซึ่งมากกว่าในงานวิจัยของ Piasai และคณะ [21] ที่พบว่าเมื่อใช้ SRT ที่ 20 d จะเกิดการคาย ortho-P 2.88 เท่าของ ortho-P ที่

เข้าสู่ระบบ ซึ่งพลังงานที่เกิดจากการสลาย poly-P จะถูกนำไปใช้ในการดึง SCOD เข้ามาเก็บไว้ในรูปของ PHA ภายในเซลล์ และใช้ในการเจริญเติบโตของเซลล์ ซึ่งแสดงว่าในสภาวะแอนแอโรบิกจะไม่เกิดการกำจัด ortho-P แต่ ortho-P จะกำจัดได้ในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก โดยจะเกิดการสลายพลังงานที่สะสมไว้ในเซลล์ PAOs ในรูปของ PHA เกิดเป็นพลังงานที่ใช้ในการเจริญเติบโตของเซลล์ และใช้ในการดึง ortho-P เข้ามาเก็บไว้ในเซลล์ของ PAOs โดยอยู่ในรูปของ poly-P ซึ่งกระบวนการนี้จะทำให้เกิดการกำจัด ortho-P ออกจากน้ำเสีย โดยการสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ของ PAOs ซึ่งจะถูกกำจัดออกจากระบบผ่านการทิ้งตะกอนส่วนเกิน โดยกระบวนการทั้งสองนี้แสดงดังรูปที่ 6

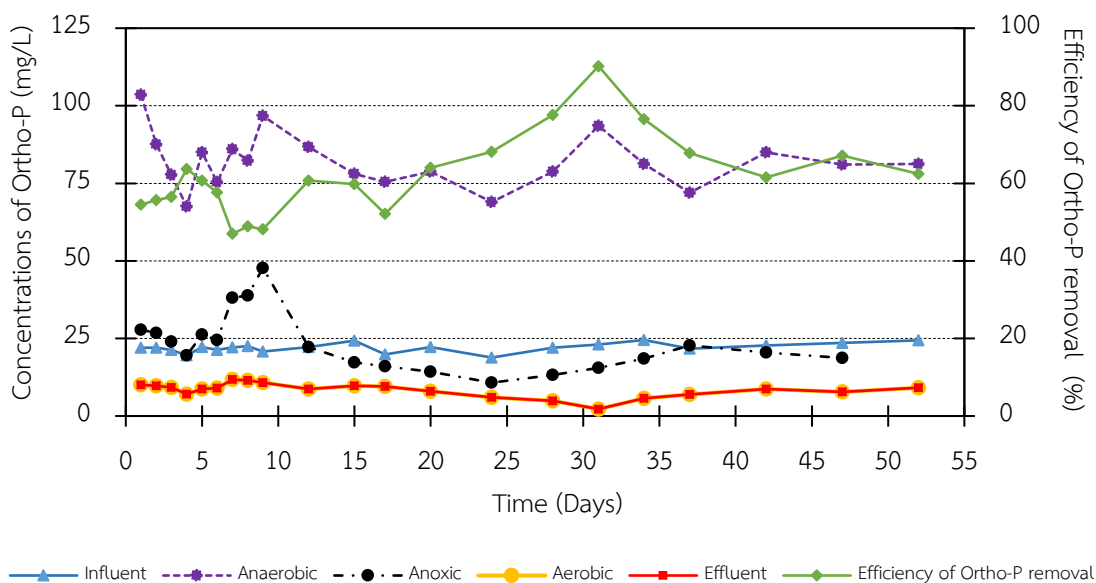


Figure 5 The concentrations of ortho-P in anaerobic, anoxic, aerobic and effluent conditions.

3.5 ความสัมพันธ์ของปริมาณ alkalinity

ต่อประสิทธิภาพของระบบ EBPR

การทดลองนี้เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด P ของระบบ EBPR ที่มีการควบคุมค่า alkalinity

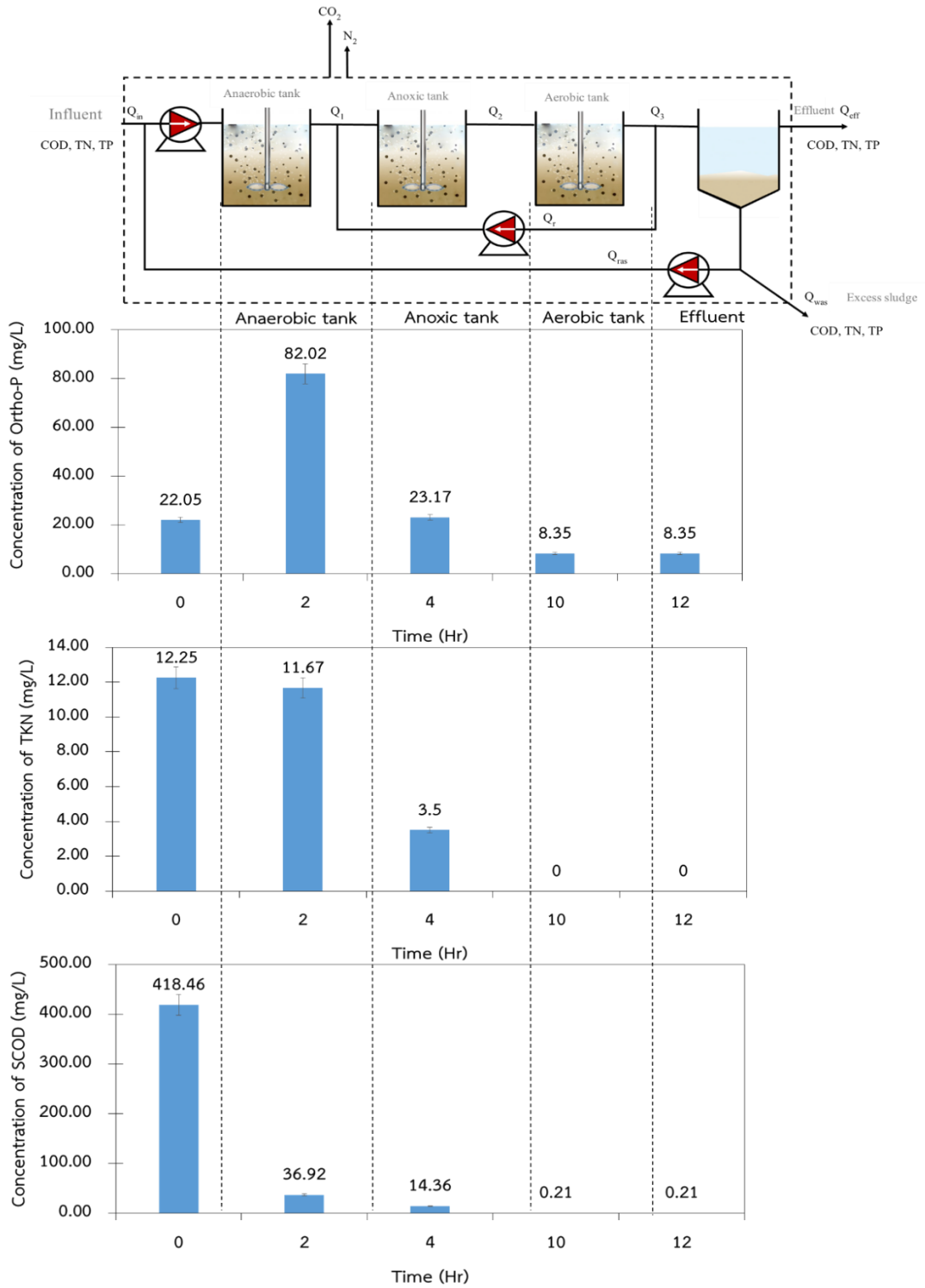


Figure 6 Trends in concentrations of SCOD, TKN and ortho-P in anaerobic, anoxic and aerobic conditions.

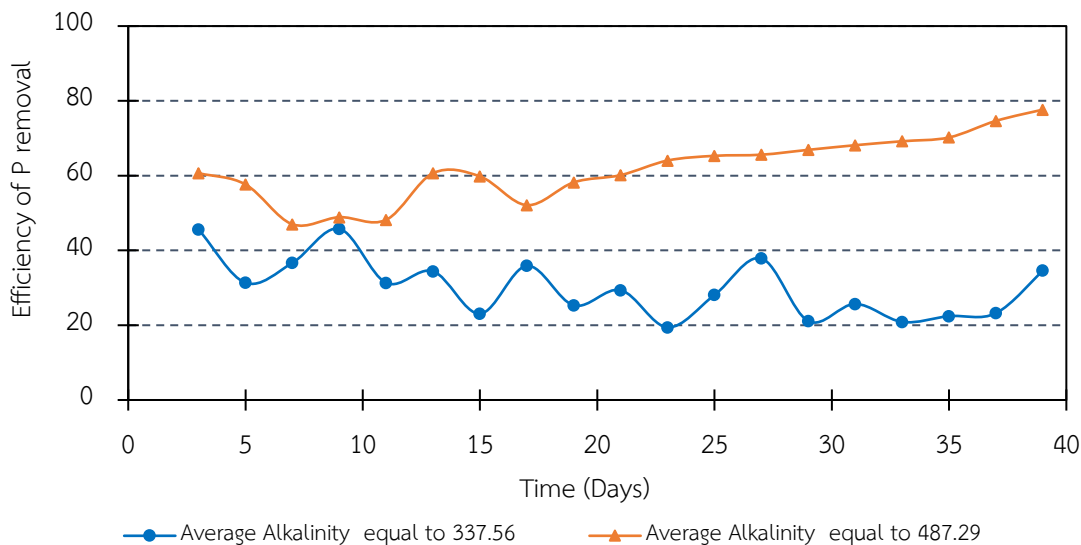


Figure 7 Mass balance for P over the EBPR processes when using SRT for 60 days.

เฉลี่ย 2 ช่วง เมื่อ SRT ที่ 60 d แสดงดังรูปที่ 7 พบว่าค่า alkalinity มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด P โดยพบว่าค่า alkalinity ในระบบเฉลี่ย 487.29 mg/L จะส่งผลให้ปริมาณของ P ถูกคายสูงที่สุดในสถานะแอนแอโรบิก ซึ่งการคาย P ในสถานะแอนแอโรบิกสูง แสดงว่าจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs สามารถใช้พลังงานจาก acetic acid ได้มากขึ้น และส่งผลให้ระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดี เมื่อเปรียบเทียบกับค่า alkalinity ต่ำกว่า 350 mg/L ซึ่งพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด P ลดต่ำลง เนื่องจากค่า alkalinity ช่วยให้จุลินทรีย์ในระบบสามารถทำงานได้ดี โดยการศึกษาของ Aiking และคณะ [32] และ Bond และคณะ [33] ที่พบว่าค่า alkalinity ในเซลล์ของ PAOs สามารถส่งผลให้เกิดการคาย ortho-P ซึ่งสอดคล้องกับค่า CH_3COONa ภายในเซลล์ที่เป็นกรดจะยับยั้งการคาย ortho-P ในสถานะแอนแอโรบิกได้ ซึ่งการสลายของ poly-P ในสถานะแอนแอโรบิกจะตอบสนองต่อค่า alkalinity ในเซลล์จุลินทรีย์เช่นกัน

3.6 สมดุลของ COD, N และ P

การกำจัด TCOD ในระบบบำบัดน้ำเสียด้านชีวภาพเกิดขึ้นจาก 4 หลักการ คือ (1) การออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของเซลล์ (2) สารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไปเพื่อสังเคราะห์เซลล์ (3) สารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไปเนื่องจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ (4) สารอินทรีย์มีการสะสมอยู่ในระบบ ซึ่งการประเมินกลไกการหายไปของค่า TCOD และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ สามารถทำได้จากสมการที่ 2 การกำจัดไนโตรเจนประกอบด้วยกลไก 3 ส่วน คือ (1) กระบวนการไนตริฟิเคชัน (2) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ (3) การดูดซึมเข้าสู่เซลล์ โดยการศึกษานี้ทำสมดุลมวลของ TCOD และ TN ตามการศึกษาของ Baker และ Dold [34] Racho [35] และ ศิริกานดา [36] ซึ่งในน้ำทิ้งของระบบมีความเข้มข้นของ TN เฉลี่ย 0.07 mg/L โดยพบความเข้มข้นของไนโตรท์และไนเตรทเฉลี่ย 2.56×10^{-3} และ 0.07 mg/L ตามลำดับ การศึกษาสมดุลมวลพบว่าการหายไปของ TN จากระบบ EBPR ซึ่งหาได้จากสมการที่ 3 กลไก การกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR เกิดขึ้น 2

กลไก คือ การคาย ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก และการจับใช้ ortho-P ไว้ในเซลล์ PAOs ในสภาวะแอนออกซิกและแอโรบิก ซึ่งจากการทดลองใช้สัดส่วน TCOD:P เป็น 1 : 20 โดยมี ortho-P ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ 25.00 mg/L จะเห็นว่าปริมาณ TCOD ที่ถูกกำจัดในสภาวะแอนแอโรบิก 374.57 mg/L แสดงว่าจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph และจุลินทรีย์กลุ่ม GAOs กำจัด TCOD ได้ 316.65 mg/L และตารางที่ 2 แสดงให้เห็นว่าในสภาวะแอนแอโรบิกปริมาณ TCOD จะหายไป 22.78 g/d แต่เกิด NH_4^+ และ ortho-P 0.36 และ 3.44 g/d ส่วนสภาวะแอนออกซิกจะเกิดการกำจัดทั้ง ortho-P, NH_4^+ และ TCOD เท่ากับ 3.73, 0.83 และ 1.32 g/d รวมถึงกำจัดไนเตรท 5.24×10^{-3} g/d และสภาวะแอโรบิกจะเกิดการกำจัด ortho-P, NH_4^+ และ TCOD เท่ากับ 0.63, 0.14 และ 0.92 g/d แต่จะเกิดไนเตรทขึ้น 5.24×10^{-3} g/d โดยไนเตรทที่เกิดขึ้นจะถูกเวียนกลับไปกำจัดที่สภาวะแอนออกซิก ซึ่งเป็นไปตามปริมาณสัมพันธ์ใน ASM2d ซึ่ง Pai และคณะ [14] ใช้ ASM2d เพื่ออธิบายการเปลี่ยนรูปขององค์ประกอบที่เปลี่ยนแปลงภายในของระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ ทั้งในสภาวะแอนแอโรบิก แอนออกซิก และแอโรบิก ตั้งแต่ kinetics และปริมาณสัมพันธ์ ซึ่ง ASM2d ช่วยในการประเมินปริมาณของสารละลายน้ำในกระบวนการต่าง ๆ เช่น S_s , S_{NH_4} , S_{NO_3} และ S_{PO_4} ซึ่งการศึกษานี้สามารถนำ ASM2d มาอธิบายได้ เนื่องจากการคายและใช้ ortho-P ในแต่ละสภาวะคล้ายกับ ASM2d รวมถึงเกิดปฏิกิริยากำจัดไนเตรทในสภาวะแอนออกซิกด้วยปฏิกิริยา denitrification เกิดเป็น N_2

การศึกษามูลของ P พบว่าในสภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดกลไกที่ PAOs สลาย poly-P ภายในเซลล์ได้ผลิตภัณฑ์เป็น ortho-P และพลังงานซึ่งพลังงานนั้นจะนำไปใช้ในการดึง CH_3COONa เข้าสู่

เซลล์ในรูปของ PHA ซึ่งจะเป็นพลังงานที่ถูกนำไปใช้ในสภาวะแอนออกซิกและแอโรบิกต่อไป โดยการทดลองพบความเข้มข้นของ ortho-P เพิ่มสูงขึ้นเป็น 82.02 mg/L ซึ่งคิดเป็น 3.72 เท่าของความเข้มข้น ortho-P ที่เข้าสู่ระบบ จะเห็นได้ว่าปริมาณของ ortho-P ที่เพิ่มสูงขึ้นสัมพันธ์กับปริมาณของ acetic acid และปริมาณของ poly-P ในเซลล์ PAOs ดังตารางที่ 3 จาก ASM2d อธิบายได้ว่าปริมาณ ortho-P ที่ถูกคายออกมา 0.40 mole PAOs จะใช้ acetic acid ไป 1 mole ซึ่งจากการทดลองพบว่าโดยปริมาณของ TP ที่เข้า และออกจากระบบ 1.34 และ 0.41 g/d โดยพบปริมาณ ortho-P ที่คายออกมาในสภาวะแอนแอโรบิก 59.97 mg/L (3.70×10^{-4} mole) แสดงว่า acetic acid ที่ถูกใช้โดยจุลินทรีย์ PAOs ในสภาวะแอนแอโรบิกเท่ากับ 9.25×10^{-4} mole คิดเป็น 5.55×10^{-2} g อธิบายได้ว่าปริมาณ TP หายไปจากการที่ PAOs นำไปใช้ และสะสมไว้มากที่สุด ส่วน heterotroph จะใช้ COD:N:P เท่ากับ 100 : 1 : 0.2 ในสภาวะแอนแอโรบิก และ 100 : 5 : 1 ในสภาวะแอนออกซิกและแอโรบิก โดยปริมาณของ TP ที่ถูกใช้ไปทั้งหมดเปรียบเทียบสัดส่วนได้จาก ASM2d พบว่าเมื่อมีการกำจัด COD 2.26 g/d จะเกิดจับใช้ ortho-P ในสภาวะแอนออกซิกและสภาวะแอโรบิก 4.36 g/d ดังตารางที่ 3 จะเห็นว่าปริมาณ TCOD ถูกกำจัดมากที่สุดที่ในสภาวะแอนแอโรบิกจาก ASM2d อธิบายได้ว่าในสภาวะนี้จุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญ คือ กลุ่ม PAOs ที่เปลี่ยน TCOD เป็นพลังงานในรูปของ PHA เก็บไว้ในเซลล์ แต่พบว่าสัดส่วน mole ที่ถูกกำจัดในระบบจริงสูงกว่าใน ASM2d เนื่องจากสภาวะจริงจะเกิดการใช้ TCOD โดยจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph ซึ่งรวมถึง GAOs ซึ่งมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน แต่ไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสจาก ASM2d พบว่าจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph ใช้ TP ในการเจริญเติบโต และใน

ปฏิกิริยา denitrification PAOs ใช้ TP ในขั้นตอนการเก็บเป็น poly-P ในเซลล์ ในสภาวะแอนอโรบิกและออโรบิก ส่วน autotroph ใช้ TP ในสภาวะออโรบิก โดยสามารถหาปริมาณของ TP ที่ถูกออกซิไดซ์หรือถูกกำจัดในระบบได้จากปริมาณสัมพันธ์ใน ASM2d สภาวะแอนอโรบิก และสภาวะออโรบิก PAOs ใช้ ortho-P โดยเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของ poly-P ที่ถูกเก็บไว้ในเซลล์ ส่วน autotroph ใช้ ortho-P ในสภาวะออโรบิก โดยสามารถหาปริมาณของ ortho-P ที่ถูกออกซิไดซ์หรือถูกกำจัดในระบบจากปริมาณสัมพันธ์ใน

ASM2d ซึ่งในการคำนวณสมดุลมวลของ P ในระบบนี้ กำหนดค่า k, Ks และ Y ในแต่ละสภาวะดังตารางที่ 4 [14,37]

โดยความเป็นจริง การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ EBPR พบว่าค่า TCOD ในสภาวะแอนอโรบิกถูกกำจัดจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม heterotroph และ GAOs ด้วย ซึ่งต่างจาก ASM2d เพราะข้อจำกัดของ ASM2d คือ ในสภาวะแอนอโรบิกโมเดลนี้จะไม่พิจารณาการเจริญเติบโตของ heterotroph [38]

Table 2 Parameters analyzed in the EBPR processes at 60 days of SRT. Experimental results for mass balance were measured from October 20th to December 2nd, 2018.

Parameters	Unit	Average±SD					
		Influent	Effluent	Excess sludge	Anaerobic tank	Anoxic tank	Aerobic tank
Q	m ³ /d	0.06	5.98×10 ⁻²	2.17×10 ⁻⁴	-	-	-
SCOD	g COD/m ³	417.33±33.44	0.27±0.84	0.27±0.84	37.60±8.47	15.73±6.47	0.27±0.84
TKN	g N/m ³	13.70±1.71	0.52±1.49	117.4±26	296.2±133	145.22±58	183.20±92
TKN _{fil}	g N/m ³	10.27±2.06	0	0	16.33±3.31	2.33±1	0
Nitrate	g N/m ³	0	6.72×10 ⁻²	0	5.31×10 ⁻² ±0.04	5.88×10 ⁻² ±0.01	1.46×10 ⁻¹ ±0.05
TP	g P/m ³	22.29±1.83	6.91±2.23	488±59	435±39	286±51	393±42
Ortho-P	g P/m ³	22.29±1.83	6.91±2.23	0	79.60±6.82	17.38±4.16	6.91±2.23

Table 3 The content of ortho-P, NH₄⁺ and SCOD in the EBPR processes at 60 days of SRT. Experimental results for mass balance were measured from October 20th to December 2nd, 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	25.04	0.61	1.34	2.26	0.97	4.77	8.76×10 ⁻³	0.94	0.14	1.04	3.52×10 ⁻³
Accumulation	-22.78	0.36	3.44	-1.32	-0.83	-3.73	-5.24×10 ⁻³	-0.92	-0.14	-0.63	5.24×10 ⁻³
Effluent	2.26	0.97	4.77	0.94	0.14	1.04	3.52×10 ⁻³	0.02	0	0.41	8.76×10 ⁻³
Efficiency	90.97	*	*	58.41	85.57	78.20	59.82	97.87 %	100.00 %	60.58	*

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

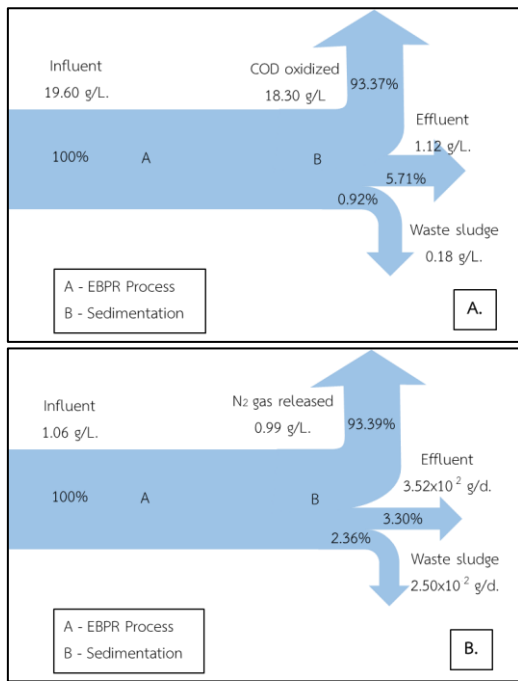


Figure 8 (A) Mass balance for COD over the EBPR processes when using acetic acid as a carbon source calculations based on Baker and Dold [34] (B) Mass balance for N over the EBPR processes when using acetic acid as a carbon source calculations based on Baker and Dold [34]

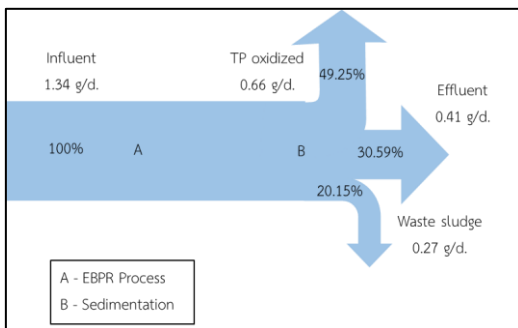


Figure 9 Mass balance for P over the EBPR processes when using SRT for 60 days.

งานวิจัยของ Liu และคณะ [37] กล่าวว่า GAOs สามารถเจริญเติบโตในระบบ EBPR โดย GAOs จะย่อยสลายภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก และ glycogen ถูกเก็บผ่านปฏิกิริยา glycolysis เพื่อใช้เป็นพลังงานสำหรับการจับใช้ VFAs และภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก GAOs จะออกซิไดซ์ PHA ที่ถูกสังเคราะห์มาจากสภาวะแอนแอโรบิก เพื่อให้พลังงานสำหรับการเจริญเติบโตและสร้าง glycogen โดย Liu และคณะ [39] และ Oehmen [40] GAOs ไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสออกจากรน้ำเสีย แต่สามารถใช้ VFAs ในสภาวะแอนแอโรบิก เช่นเดียวกับ PAOs แต่ไม่เกิดกลไกการกำจัด P ทั้ง 2 กลไก คือ การคาย ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก และจับใช้ ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก

สมดุลของ TN ตามงานของ Baker และ Dold [34] สามารถหาได้จากสมการที่ 6 โดยตั้งสมมติฐานว่าไนเตรทในน้ำเข้าเป็น 0 พบว่าปริมาณ TN ที่เข้าสู่ระบบ ออกจากระบบและสะสมในตะกอนส่วนเกิน 1.06, 0.04 และ 2.50×10^{-1} g/d ซึ่งที่เหลือจะเกิดเป็น N_2 เท่ากับ 0.99 g/d โดยสามารถคำนวณได้จากปริมาณไนเตรทที่หายไป

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

การศึกษาสมดุลมวลของ COD, N และ P ของระบบ EBPR ในการศึกษาครั้งนี้ ดังรูปที่ 8 และ 9 สมดุลมวลของ COD เมื่อเปรียบเทียบกับค่าทางทฤษฎีในการศึกษาของ Gans [41] พบว่าค่า COD ในน้ำทิ้งของการทดลอง (5.71 %) ใกล้เคียงกับค่าทางทฤษฎี (5.30 %) ส่วนค่า COD ในตะกอนมีค่าน้อยกว่าทางทฤษฎีและ COD ที่ถูก oxidize มีค่าสูงกว่าทางทฤษฎี อาจเนื่องจากระบบมีความสามารถในการ oxidize สารอินทรีย์คาร์บอนเป็น CO_2 สูงกว่า ซึ่งอาจเป็นผลจากปัจจัยอื่น ๆ เช่น COD:N:P อุณหภูมิ ส่วนสมดุล

Table 4 Stoichiometric constants for calculate 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

มวลของ P ในระบบ พบว่าค่า P ในน้ำทิ้ง (30.59 %) ใกล้เคียงกับค่าทางทฤษฎี (30.09 %) และค่า P ในตะกอนรวมกับปริมาณ P ที่จุลินทรีย์ใช้สะสมในเซลล์ มีค่าใกล้เคียงกับปริมาณ P ในตะกอน ส่วนสมดุลมวลของ N พบว่าค่า N ในน้ำทิ้ง (3.30 %) ปริมาณ N ที่ถูกเปลี่ยนเป็น N_2 (93.39 %) และ N ที่สะสมในตะกอน (2.36 %) ซึ่งเป็นค่าที่แตกต่างกับค่าทางทฤษฎี ซึ่งสมดุลมวลของ N ขึ้นอยู่กับอัตราการไหลที่ควบคุมในระบบ EBPR รวมถึงอัตราการหมุนเวียนไนเตรทของระบบด้วย

สมดุลมวลของ COD, N และ P ของระบบ EBPR ในสถานะคงที่ ซึ่งแสดงภาพรวมของระบบโดยคำนวณจากมวลต่อวันของสารที่เข้าและออกจากระบบ เมื่อกำหนดหาปริมาณ TCOD ที่ถูกออกซิไดซ์ในสถานะแอนอ็อกซิกและแอโรบิก 2.84 และ 4.56 g/d โดยการ ทำงานของจุลินทรีย์ที่นำไปใช้ในการเจริญเติบโต TCOD จะถูกเปลี่ยนเป็น CO_2 และ TCOD ที่หายไปบางส่วนจะถูกใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ heterotroph และ PAOs ซึ่งปฏิกิริยาในสถานะแอโรบิก จุลินทรีย์ต้องใช้สารอินทรีย์และสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต จึงเกิดการสะสมสารอินทรีย์คาร์บอนในตะกอน ซึ่งการศึกษานี้แสดงผลดังรูปที่ 8A การทดลองสมดุลมวลของ COD ตามงานของ Baker และ Dold [34] พบว่ากำจัดค่า TCOD ได้ 19.60 g/d โดยถูกกำจัดมากที่สุดสถานะแอนแอโรบิก เนื่องจากการทำงานของ PAOs และ heterotroph ซึ่งสมดุลของ TN และ TCOD ปริมาณเข้าระบบ 0.61 และ

25.04 g/d และปริมาณที่ออกจากระบบโดยไม่รวมรูปของ N_2 และ CO_2 เท่ากับ 0.99 และ 2.84 g/d ดังรูปที่ 8B และ 8A ซึ่งปริมาณที่หายไปของ TP, TN และ TCOD เกิดจากการที่จุลินทรีย์กลุ่ม PAOs, heterotroph และ autotroph ส่วนสมดุลของ P จะพบว่ามีปริมาณเข้าระบบ ออกจากระบบ และสะสมในระบบ 1.34, 0.41 และ 0.93 g/d ตามลำดับ ดังรูปที่ 9 โดยปริมาณที่ออกจากระบบ นำมาจากค่าในน้ำทิ้งรวมกับค่า TP ในตะกอนส่วนเกิน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุล จะทำให้ทราบว่าระบบมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมปัจจัยใดบ้างที่มีผลสำคัญ ซึ่งจะเห็นว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนมีความสำคัญมาก จะเห็นว่าสามารถนำสมดุลมวลมาใช้ในการควบคุมระบบ โดยทำให้ทราบว่าต้องเติมสารอาหารปริมาณเท่าไร ซึ่งจากการทบทวนวรรณกรรมพบว่าจำเป็นต้องใช้ acetic acid เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งจะเห็นว่าสามารถควบคุม ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนให้พอเหมาะกับระบบ โดยลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนภายนอกที่เติมให้กับระบบ EBPR ทำให้ไม่สิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการซื้อ acetic acid ให้ระบบเกินความจำเป็น

4. สรุป

ความเข้มข้นของ TCOD ในน้ำเข้า น้ำทิ้ง และสะสมในระบบ 19.60, 1.12 และ 0.18 g/d ตามลำดับ ส่วนความเข้มข้นของ TN ในน้ำเข้า น้ำทิ้ง และสะสมในระบบ 1.06, 3.52×10^{-2} และ 2.50×10^{-2} g/d และ

TP ในน้ำเข้า น้ำทิ้ง และสะสมในระบบ 1.34, 0.41 และ 0.66 g/d โดยพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด TCOD, TN และ TP เท่ากับ 99.97 ± 0.13 , 99.49 ± 0.09 และ 61.95.48 % ตามลำดับ ซึ่งพบปริมาณ TCOD, TN และ TP ในน้ำทิ้ง 0.21 ± 0.73 , 0.07 ± 0.00 และ 8.35 ± 2.34 mg/L ตามลำดับ ถ้าใช้ SRT ที่ 60 d จะส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงกว่า 60 % ซึ่งเป็นแนวทางในการควบคุมระบบ EBPR โดยควบคุมปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด COD, N และ P เช่น ค่า alkalinity SRT สัดส่วน COD:P อัตราการไหลของน้ำเข้า อัตราการไหลในการหมุนเวียนไนเตรท อัตราการหมุนเวียนตะกอน โดยการทำสมดุลมวลสามารถนำมาใช้เป็นแนวทางในการควบคุมระบบ EBPR รวมถึงช่วยแก้ไขข้อผิดพลาดในการควบคุมระบบ ซึ่งสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

ข้อเสนอแนะในการทำวิจัย ผลการทดลองพบว่าค่า TP ในน้ำทิ้งไม่ผ่านมาตรฐาน แต่สามารถแก้ไขโดยการเพิ่มแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ EBPR ซึ่งมาจากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบ เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด TP, TKN และ TCOD เพิ่มขึ้น

5. กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจาก “ทุนกิตติบัณฑิต” ปีการศึกษา 1/2558 สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ

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, *Water Sci. Tech.* 39: 133-120.
- [3] Brun, R., Kühni, M., Siegrist, H., Gujer, W. and Reichert, P., 2002, Practical identify ability 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(12): 1025-1038.
- [15] 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.
- [16] S. H. Chuang, C. F. Ouyang, H. C. Yuang and S. J. You, 1997, Effects of SRT and do on nutrient removal in a combined as-biofilm process, *Water. Sci. Technol.* 36(12): 19-27.
- [17] 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.
- [18] 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. Tech.* 20: 1055-1063.
- [19] 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.

- [20] 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.
- [21] Piasai, C. , Boontian, N. , Phondon, T. and Padri, M. , 2020, Mass balances of cod nitrogen and phosphorus in enhanced biological nutrient removal processes, *Thai Sci. Technol. J.* 28(6): 1029-1048. (in Thai)
- [22] Piasai, C. , Boontian, N. , Yingchon, U. , Phondon, T. and Padri, M, in the process, Study of optimum conditions to produce acetic acid from various excess sludge for using in biological phosphorus removal processes, *Thai Sci. Technol. J.* 28(2): 274-293. (in Thai)
- [23] 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. Develop.* 28(2): 41-52. (in Thai)
- [24] APHA American Public Health Association, 2005, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Ed., Washington, DC.
- [25] Azzouz, A.A.H. , Naas, N.A. and Darwish, K.M., 2017, Physicochemical characterization of the sewage sludge from guarchia wastewater treatment plant in benghazi-libya evaluation of the organic composition, *MOJBOC* 1(2): 30-48.
- [26] Li, B. and Wu, G. , 2014, Effects of sludge retention times on nutrient removal and nitrous oxide emission in biological nutrient removal processes, *Int. J. Environ. Res. Public. Health.* 11: 3553-3569.
- [27] Yu, L., 2011, Effect of SRT on nitrogen and phosphorus removal in modified carrousel oxidation ditch process, *Adv. Mater. Res.* 396-398: 1995-2001.
- [28] 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.
- [29] 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. Env.* 8: 33-40.
- [30] 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(4): 305-316.
- [31] 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.
- [32] Aiking, H., Stijnman, A., van Garderen, C., van Heerikhuizen, H. and van't Riet, J., 1984, Inorganic phosphate accumulation and cadmium detoxification in *Klebsiella aerogenes* NCTC 418 growing in continuous culture, *Appl. Environ. Microbiol.* 47: 374-377.
- [33] Bond, P.L., Keller, J. and Blackall, L.L., 1999, Anaerobic phosphate release from activated sludge with enhanced biological phosphorus removal: A possible mechanism of intracellular pH control, *Biotechnol. Bioeng.* 63: 507-515.
- [34] Barker, P.S. and Dold, P.L., 1995, COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems, *Water Res.* 29: 633-643.
- [35] Racho, P., 2009, Investigation of Downflow Hanging Sponge (DHS) System Using Bacterial and Fungal Cultures as a Post Treatment for the UASB Effluent of a Tapioca Starch Wastewater, Doctoral Dissertation, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima.
- [36] Thammaphorn, S., 2012, The Application of the Integrated System Between Down flow Hanging Sponge (DHS) that Uses Fungi and Bacteria as Microorganisms to Treat Wastewater with High Carbohydrate Contamination, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima. (in Thai)
- [37] Liu, W.T., Mino, T., Nakamura, K. and Matsuo, T., 1994, Role of glycogen in acetate uptake and polyhydroxyalkanoate synthesis in anaerobic-aerobic activated sludge with a minimized polyphosphate content, *J. Ferment. Bioeng.* 77: 535-540.
- [38] Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and van Loosdrecht, M.C.M., 2000, *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, Reprint Ed., IWA Publishing, London, 121 p.
- [39] 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.
- [40] 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 Phosphorus Removal Process*, School of Engineering, The University of Queensland, St. Lucia.
- [41] Gans, N., Mobini, S. and Zhang, X., 2007, *Mass and Energy Balances at the Gaobeidian Wastewater Treatment Plant in Beijing, China*, Available Source: <http://www.chemeng.lth.se/exjobb/E458.pdf>, July 25, 2019.