



การเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพโดยใช้แหล่งคาร์บอนที่ต่างกัน

EFFICIENCY ENHANCEMENT OF BIOLOGICAL PHOSPHORUS REMOVAL WITH DIFFERENCE CARBON SOURCES

ฉัตรลดา เพ็ชร์ชัย¹ นิตยา บุญเทียน² อุษา ยิ่งชล³ และ Htay Aung Pyae⁴

^{1,3,4}นักศึกษานักเรียน, สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

²อาจารย์, สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทคัดย่อ

การศึกษานิตยของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสีย โดยใช้ระบบ EBPR ซึ่งจะอาศัยสภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก ใช้สูตรอาหารทั้งหมด 4 สูตร ที่มีอัตราส่วนของกลูโคสต่อกรดอะซิติก (CH_3COOH) ที่แตกต่างกัน กำหนด SRT เท่ากับ 20 วัน พบว่าทุกสูตรสามารถกำจัด COD ได้สูง (ร้อยละ 70 - 100) ประสิทธิภาพในการกำจัด NH_3 สูงถึงร้อยละ 100 ปริมาณ NO_2^- และ NO_3^- ในน้ำทิ้งมีค่าต่ำกว่า 0.01 และ 0.1 มก./ล.ตามลำดับ แต่สูตรที่ 4 ที่ใช้แหล่งคาร์บอนเป็นอะซิเตท (CH_3COONa) ทั้งหมด มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงที่สุดถึงร้อยละ 99 กล่าวได้ว่า PAOs มีความสามารถกำจัดฟอสฟอรัสที่อาศัย CH_3COONa รวมถึงที่อัตราส่วน COD:P ที่เหมาะสม ซึ่งจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส

คำสำคัญ: อะซิเตท, อีบีพีอาร์, จีเอโอ, พีเอโอ, ฟอสฟอรัส

ABSTRACT

The aim of this project is to study biological phosphorous removal in term of different carbon source. Anaerobic-anoxic-aerobic conditions included in enhanced biological phosphorus removal (EBPR). This study used 4 types of synthetic wastewater having different ratio of glucose to acetic acid. The SRT was 20 days. Overall experimental results demonstrated that the COD removal (70 - 100%). The removal efficiency of NH_3 found almost 100%. Nitrite and nitrate in the effluent were less than 0.01 and 0.1 mg/L., respectively. However Part 4 was effective in removing phosphorus up to 99%, in which usage of carbon source was 100%. These conditions were suitable for growth of PAOs that have the ability to eliminate phosphorus. Acetate and the ratio of COD:P influenced the efficiency of phosphorus removal.

KEYWORDS: Acetate, EBPR, GAOs, PAOs, Phosphorus

1. บทนำ

ปัจจุบันปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (eutrophication) เป็นปัญหาที่เกิดจากปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสูงเกินกำหนด รวมถึงความเข้มข้นของฟอสเฟตสูงในน้ำทิ้งที่ปล่อยสู่แหล่งน้ำ โดยระบบบำบัดน้ำเสีย (WWTPs) พบค่าฟอสเฟตอยู่ระหว่าง 3.01 - 55.73 มิลลิกรัมฟอสฟอรัสต่อลิตร [1] ซึ่งเกินมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดชุมชนของประเทศไทยที่ได้กำหนดมาตรฐานของฟอสฟอรัสไว้ไม่เกิน 2 มก./ล. ในรูปของฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total phosphorus) [2] ระบบ enhanced biological phosphorus removal (EBPR) ถูกนำมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย และได้รับการยอมรับว่าเป็นเทคโนโลยีที่ประหยัดในการกำจัดฟอสฟอรัสจากน้ำเสีย [3] โดยกระบวนการนี้ประสบความสำเร็จเนื่องจากมีจุลินทรีย์ที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าเซลล์ปกติ เป็นกลุ่มแบคทีเรียเฮเทโรโทรฟิก (heterotrophic) ที่ชื่อว่าฟีโอโอ (polyphosphate accumulating organisms, PAOs) [4-5] ซึ่งจะปล่อยฟอสเฟตออกมาจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต (Poly-P) ซึ่งให้พลังงานและคายพลังงานออกมาพร้อมกัน [6] กระบวนการนี้ประกอบไปด้วยสภาวะแอนแอโรบิก สภาวะแอกซิก และสภาวะแอโรบิก ซึ่งจะกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียให้ลดน้อยลง ภายใต้สภาวะที่จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนและจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน หมักกรด โดยอาศัยเอนไซม์นอกเซลล์ (extracellular enzymes) หลายชนิด และเปลี่ยนรูปเป็นสารอินทรีย์ย่อยง่าย ส่วนใหญ่จะเป็นกรดไขมันระเหยง่าย หรือวีเอเฟ (Volatile fatty acids, VFAs) ซึ่งจะเป็นแหล่งอาหารของจุลินทรีย์ เพื่อสร้างอะดีโนซีนไตรฟอสเฟต (Adenosine Triphosphate, ATP) และอะดีโนซีนไดฟอสเฟต (Adenosine Diphosphate, ADP) ซึ่งจะถูกลูกกลืนเก็บไว้ในตัวของ PAOs เพื่อให้เกิดพลังงานที่จะถูกกลืนฟอสเฟตจากสารละลาย ซึ่งฟอสเฟตที่ถูกกลืนจะมากกว่าฟอสเฟตที่ถูกปล่อยออกมา เมื่อเราให้น้ำผ่านกระบวนการตกตะกอน กำจัดเซลล์จุลินทรีย์ออกจากระบบ ฟอสฟอรัสจึงถูกกำจัดออกไปด้วย [7-9]

จากการศึกษาของ Kee et al [10] พบว่าการกำจัดฟอสเฟตมีประสิทธิภาพที่อัตราส่วน CH_3COOH ต่อฟอสฟอรัสเท่ากับ 10:1 ในการศึกษาของ Alistair et al [11] ที่อัตราส่วน COD:P เป็น 15:1 ระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าร้อยละ 99 ส่วนการศึกษาของ Carlota et al; Shaomei et al [12-13] ใช้อัตราส่วน COD:P เท่ากับ 20:1 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟตเท่ากับร้อยละ 98 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราส่วนของ COD:P มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส และในงานวิจัยของ Seyoum et al [7] ได้ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสโดยระบบ SBR ด้วยกระบวนการแบบ EBPR ซึ่งได้มีการศึกษาอัตราส่วนของสารอินทรีย์ที่แตกต่างกันของกลูโคส และ acetate อัตราส่วนร้อยละ 25/75 , 50/50 , 75/25 และ 100 ของกลูโคสและ acetate พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบนี้มีค่าสูงที่อัตราส่วน กลูโคสต่อ CH_3COONa ร้อยละ 25/75 , 50/50 และ CH_3COONa ร้อยละ 100 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงถึงร้อยละ 99.8 แสดงให้เห็นถึงชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่แตกต่างกันก็มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพเช่นกัน

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาอัตราส่วนของคาร์บอนต่อฟอสฟอรัสที่เหมาะสมหรือชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสีย เพื่อใช้ในการควบคุมระบบในการกำจัดฟอสฟอรัส

2. วิธีการดำเนินการวิจัย

2.1 การดำเนินการทดลอง

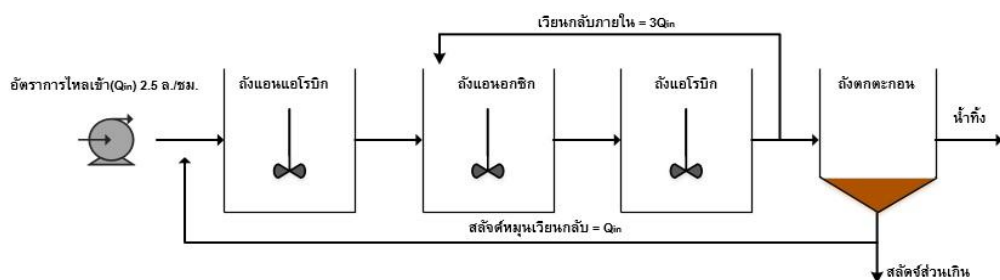
2.1.1 ออกแบบชุดการทดลอง ถังเก็บน้ำเสียสังเคราะห์ขนาด 100 ลิตร โดยมีเครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบรีดสาย (peristaltic pump) อัตราการไหลเข้าสู่ระบบ 60 ลิตร/วัน ระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic retention time, HRT) 12 ชั่วโมง กำหนดอัตราการสูบน้ำตะกอน

เวียนกลับ 60 ลิตร/วัน เพื่อรักษาปริมาณตะกอนในระบบให้สม่ำเสมอ น้ำเสียจะถูกสูบเข้าสู่ถังแอนแอโรบิก และไหลสู่ถังแอนอกซิก และถังแอนโรบิก ปริมาตร 5, 5 และ 20 ลิตร ตามลำดับ (ตารางที่ 1) และตามด้วยถังตกตะกอน

ตารางที่ 1 ค่า HRT และปริมาตรแต่ละถังของระบบ EBPR

ถังปฏิกริยา	HRT (ชั่วโมง)	ปริมาตรถัง (ลิตร)	การสูบตะกอนเวียนกลับ	การเวียนกลับภายใน
แอนแอโรบิก	2	5	60 ลิตร/วัน	180 ลิตร/วัน
แอนอกซิก	2	5		
แอโรบิก	8	20		

2.1.2 นำจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Activated sludge จากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำอัดลม บริษัท เสริมสุข จำกัด (มหาชน) ตำบลปรุใหญ่ จังหวัดนครราชสีมา มาเติมในถังแอนแอโรบิก, ถังแอนอกซิก, ถังแอโรบิก เพื่อเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ EBPR ซึ่งจะมีการเดินระบบ (รูปที่ 1)



รูปที่ 1 กระบวนการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพแบบ EBPR

2.2 เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบ 4 สูตร ที่มี COD:P และแหล่งคาร์บอนที่แตกต่างกัน ดำเนินการทดลองเป็นช่วงเวลาดังนี้ สูตรอาหารที่ 1 ตั้งแต่วันที่ 8/7/2559 จนถึงวันที่ 8/8/2559 (32 วัน) กำหนดให้ COD เข้าระบบ 500 มก/ล. ซึ่งมาจากสองแหล่ง คือ CH_3COOH 300 มก/ล. และ glucose 200 มก/ล. โดยให้ฟอสฟอรัสเข้าระบบเป็น 30 มก/ล. สัดส่วน COD:P = 16.67:1 ดัดแปลงมาจากงานวิจัยของ คมสัน [14]

สูตรอาหารที่ 2 ตั้งแต่วันที่ 9/8/2559 จนถึงวันที่ 25/8/2559 (17 วัน) กำหนดให้ COD เข้าระบบ 500 มก/ล. ซึ่งมาจากสองแหล่งคือ CH_3COOH 125 มก/ล. และ glucose 375 มก/ล. โดยฟอสฟอรัสเข้าระบบเป็น 12.5 มก/ล. สัดส่วน COD:P = 40:1 ดัดแปลงมาจากงานวิจัยของ Javier et al [3]

สูตรอาหารที่ 3 ตั้งแต่วันที่ 26/8/2559 จนถึงวันที่ 5/9/2559 (11 วัน) ใช้แหล่งคาร์บอนที่มาจาก CH_3COOH 375 มก/ล. และ glucose 125 มก/ล. โดยให้ฟอสฟอรัสเข้าระบบเป็น 25 มก/ล สัดส่วน COD:P = 20:1 ดัดแปลงมาจากงานวิจัยของ Carlota et al; Shaomei et al [12-13]

สูตรอาหารที่ 4 ตั้งแต่วันที่ 6/9/2559 ถึงวันที่ 31/10/2559 (56 วัน) กำหนดให้ COD เข้าระบบ 500 มก./ล. จาก CH_3COONa และฟอสฟอรัสเข้าระบบ 25 มก./ล. สัดส่วน COD:P = 20:1 คัดแปลงมาจากงานวิจัยของ Carlota et al; Shaomei et al [12-13] และ วาสนา [15] (ตารางที่ 2)

ตารางที่ 2 สรุปความเข้มข้นของสารเคมีที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียดังเคราะห์ช่วงที่ 1 – 4

สารเคมี	สูตรที่ 1	สูตรที่ 2	สูตรที่ 3	สูตรที่ 4
CH_3COOH	300 มก.ซีไอดี/ล.	125 มก.ซีไอดี/ล.	375 มก.ซีไอดี/ล.	-
$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	200 มก.ซีไอดี/ล.	375 มก.ซีไอดี/ล.	125 มก.ซีไอดี/ล.	-
CH_3COONa	-	-	-	500 มก.ซีไอดี/ล.
H_3PO_4	30 มก. ฟอสฟอรัส/ล.	12.5 มก. ฟอสฟอรัส/ล.	25 มก. ฟอสฟอรัส/ล.	-
KH_2PO_4	-	-	-	25 มก. ฟอสฟอรัส/ล.
KCl	18.87 มก./ล.			-
NH_4Cl	15 มก. ไนโตรเจน/ล.			
NaHCO_3	420 มก./ล.			
FeCl_3	7.2 มก./ล.			
MgSO_4	28.8 มก./ล.		63.2 มก./ล.	
CaCl_2	26.5 มก./ล.		34.5 มก./ล.	

2.3 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาอัตราส่วนของ COD:P ที่เหมาะสมให้กับระบบบำบัดน้ำเสียดแบบ EBPR เพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งพารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์ดังนี้

ตารางที่ 3 พารามิเตอร์ วิธีในการวิเคราะห์ และความถี่ในการเก็บ

พารามิเตอร์	วิธีการ/เครื่องมือวิเคราะห์	ความถี่
pH	pH meter	ทุกวัน
Temperature	Thermometer	
SCOD	Close reflux method	
Ortho-phosphate	Vanadate molybdophosphoric acid	
NH_3	Nesslerization	
TKN	Kjeldahl method	
Nitrate, Nitrite	Colorimetric method	
Solid (TS, MLSS, MLVSS)	Gravimetric method	สัปดาห์ละครั้ง
BOD	Dilution method	

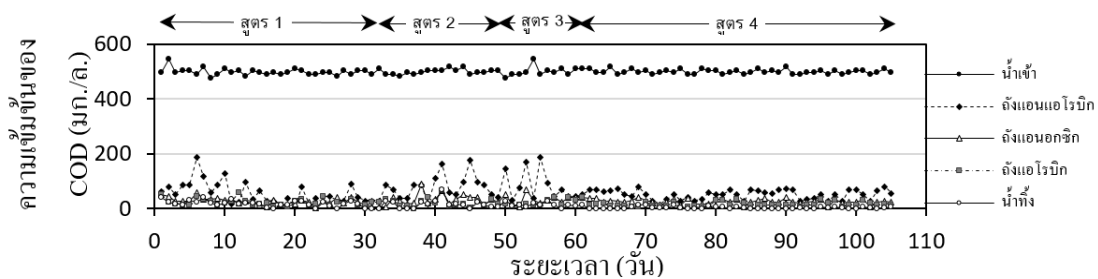
โดยการเก็บตัวอย่าง (ตารางที่ 3) จะนำตัวอย่างไปวิเคราะห์ค่าบีโอดีละลาย (Soluble Biological Oxygen Demand, SBOD), ค่าซีโอดีละลาย (Soluble Chemical Oxygen Demand, SCOD), แอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia Nitrogen, NH_3), ไนเตรท (NO_3^-), ไนไตรท์ (NO_2^-), ทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN), ของแข็งทั้งหมด (Total Solids, TS), ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids, TSS), ออโรฟอสเฟต (Ortho-phosphorus) นอกจากนั้นจะทำการวิเคราะห์ MLSS ในถังจนกระทั่งระบบอยู่ในสภาวะคงที่ (Steady state) วิธีการวิเคราะห์ที่นำมาใช้ในงานวิจัย (ตารางที่ 3) อ้างอิงจาก Standard Method for examination of water and wastewater [16]

3. การทดลองและวิจารณ์ผลการทดลอง

การทดลองนี้ แบ่งออกเป็น 4 สูตร ที่มีอัตราส่วนของ COD:P ที่แตกต่างกัน เพื่อศึกษาผลของสารอินทรีย์คาร์บอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพดังนี้

3.1 ประสิทธิภาพการกำจัด COD ในระบบ EBPR

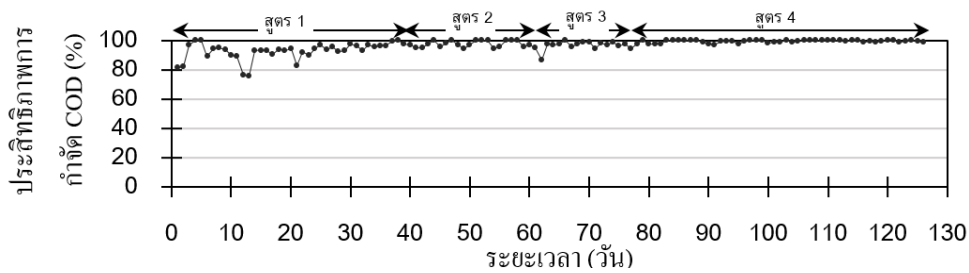
พบว่าทั้ง 4 สูตรมีความเข้มข้นของ COD ที่เข้าระบบเท่ากับ 500 มก./ล. พบว่าสูตรที่ 1, 2, 3 และ 4 มีความเข้มข้น COD ในน้ำทิ้ง 0-30, 0-25, 0-28 และ 0-28 มก./ล. (รูปที่ 2) ซึ่งผ่านตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง (COD ไม่เกิน 120 มก./ล.) [3] ทั้งหมด และในการเดินระบบด้วยสูตร 1, 2, 3 และ 4 มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD อยู่ในช่วงร้อยละ 75 - 100 (รูปที่ 3) แสดงว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยแต่ละถังปฏิบัติการจุลินทรีย์มีการใช้สารอาหารในการเจริญเติบโต จึงทำให้ COD ที่เป็นแหล่งคาร์บอนลดลง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยง่าย เช่น CH_3COOH จะทำให้ PAOs สามารถใช้สารอินทรีย์คาร์บอนได้ง่ายขึ้น ระบบจึงสามารถกำจัด COD ได้ แม้ว่าจะมีอัตราส่วนของ COD:P ที่แตกต่างกัน ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของคมสัน [14] ที่ได้ศึกษาผลของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ EBPR ซึ่งใช้อัตราส่วน COD:P ที่แตกต่างกันเท่ากับ 60:1, 30:1, 20:1, 10:1, 5:1, และ 3:1 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD มีค่าประมาณร้อยละ 90 ทุกชุดการทดลองที่อัตราส่วน COD:P ต่าง ๆ แม้ว่าจะมีอัตราส่วนของ PAOs และ GAO ต่างกัน เนื่องจากจุลินทรีย์ทั้งสองมีอัตราการดูดซับสารอินทรีย์ที่ใกล้เคียงกัน



รูปที่ 2 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ COD ในระบบกับระยะเวลา

อธิบายได้ว่าสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ถังแอนแอโรบิกจะเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน เกิดผลิตภัณฑ์เป็น CO_2 , H_2O และ CH_4 ซึ่งมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนได้สูงที่สุด จากนั้นสารอินทรีย์ที่เหลือเมื่อเข้าสู่ถังแอนอกซิกจะเกิดปฏิกิริยา Denitrification เกิดการกำจัด NO_3^- โดยเปลี่ยนเป็น N_2 จะเกิดการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนด้วย และสุดท้าย

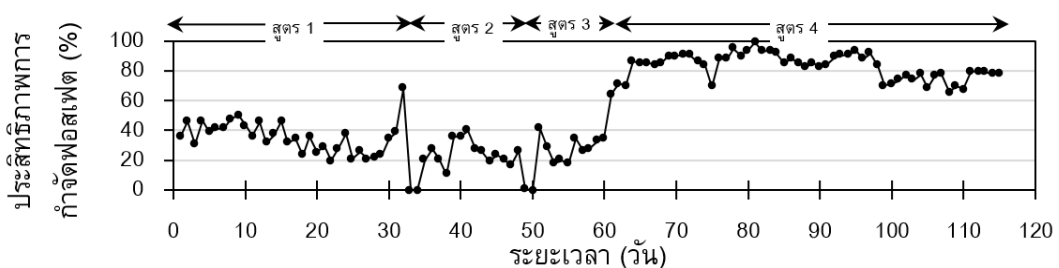
สารอินทรีย์ที่เหลือจะถูกกำจัดด้วยปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบใช้ออกาศ โดยใช้ออกซิเจนในการเปลี่ยนสารอินทรีย์คาร์บอนเป็น CO_2 , H_2O และพลังงานในการเจริญเติบโต



รูปที่ 3 ประสิทธิภาพการกำจัด COD กับระยะเวลาการเดินระบบ

3.2 ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR

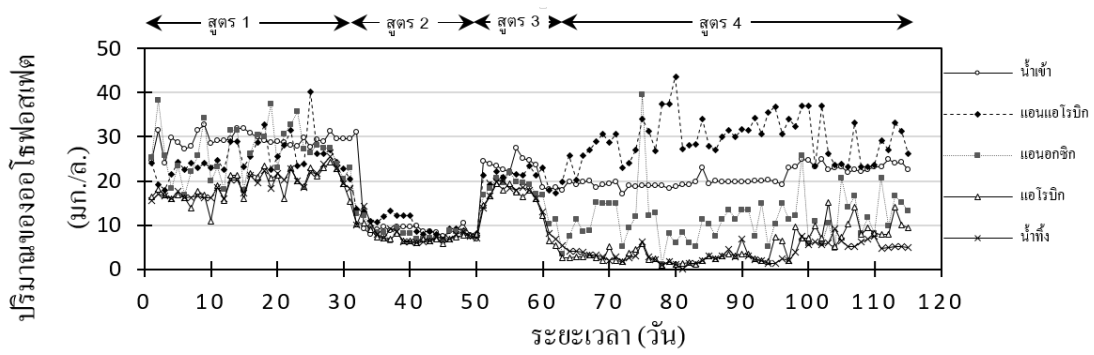
จากการทดลองสูตรที่ 1, 2 และ 3 มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ (ร้อยละ 0 - 65) โดยมีอัตราส่วน COD:P อยู่ที่ 16.67:1, 40:1 และ 20:1 ตามลำดับ แต่สูตรที่ 4 มีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงที่สุดประมาณร้อยละ 80 - 99 ซึ่งสูตรที่ 4 มีอัตราส่วน COD:P เท่ากับ 20:1 สอดคล้องกับงานวิจัยของ Shun et al [17] ที่ได้ศึกษาผลของคาร์บอนที่แตกต่างกันในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยใช้กลูโคส สารละลายจากการหมัก และ CH_3COONa ในระบบแอนแอโรบิก-แอโรบิก พบว่าความเข้มข้นฟอสเฟตเท่ากับ 1 มก./ล. ในน้ำทิ้ง และมีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงถึงร้อยละ 98 เมื่ออัตราส่วนของ COD:P มากกว่า 18 - 20 และพบว่าที่อัตราส่วน COD:P มากกว่า 25:1 ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะลดลง โดยไม่ขึ้นกับแหล่งคาร์บอน แต่ผลแตกต่างจากการศึกษานี้ที่แหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน เนื่องจากพบว่ากลูโคสและสารละลายที่ได้จากการหมักมีประสิทธิภาพดีกว่า CH_3COONa



รูปที่ 4 ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟตกับระยะเวลาการเดินระบบแต่ละสูตรอาหาร

การศึกษานี้สอดคล้องกับงานวิจัยของ Zhijian et al [18] ซึ่งพบว่ามากกว่า 2 ใน 3 ของระบบบำบัดที่ไม่ประสบความสำเร็จในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งให้ต่ำกว่า 0.5 มก./ล. เนื่องจากอัตราส่วน COD:P ที่สูงเกินไป (28.6 - 196.2) อย่างไรก็ตามสูตรที่ 3 และ 4 แม้ว่าจะมีอัตราส่วน COD:P เท่ากัน แต่มีแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนแตกต่างกัน โดยสูตรที่ 3 ใช้ CH_3COOH ต่อกลูโคสเป็น 3:1 ส่วนสูตรที่ 4 ใช้ CH_3COONa เป็นแหล่งคาร์บอนทั้งหมด ซึ่งจากการพิจารณาพบว่าสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นปัจจัยที่มีผล

ต่อการทำงานของ PAOs ในระบบ EBPR โดยจากผลการทดลองพบว่าเมื่อใช้แหล่งคาร์บอนทั้งหมดเป็นกลูโคส หรือมีปริมาณของกลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอน (สูตร 1, 2 และ 3) จะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ (ร้อยละ 0 - 50) สอดคล้องกับงานวิจัย Javier et al [19] ที่พบว่าการใช้แหล่งคาร์บอนทั้งหมดเป็นซูโครส($C_{12}H_{22}O_{11}$) จะทำให้ระบบ EBPR ล้มเหลวอย่างรวดเร็ว ซึ่งซูโครสประกอบด้วย ฟรักโทส (fructose) และกลูโคส ส่วนการใช้ CH_3COONa ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพสูง (ร้อยละ 80 - 99) เนื่องจากสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย (VFAs) ที่ PAOs สามารถนำไปใช้ในการเจริญเติบโตและสร้างพลังงานได้ง่ายจึงสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้สูง ซึ่งยังสอดคล้องกับงานวิจัยของ Javier et al [8] ที่ได้ศึกษาอัตราส่วนของกลูโคสและ CH_3COONa ที่อัตราส่วนต่างๆในระบบ SBR พบว่าเมื่ออัตราส่วนของ CH_3COONa เพิ่มถึงร้อยละ 100 ที่อัตราส่วน COD:P เท่ากับ 23.5:1 ระบบสามารถกำจัดฟอสเฟตได้เพิ่มขึ้น



รูปที่ 5 ปริมาณของฟอสเฟตในระบบกับระยะเวลา

Dong et al [20] ได้ศึกษา HRT ที่ต่างกัน (7.5, 6, 4.5 และ 5.2 ชั่วโมง) โดยมีอัตราส่วน COD:P เท่ากับ 20:1 มีค่า MLSS เท่ากับ 6,000 มก./ล. ซึ่งพบว่าที่ HRT มากกว่า 6 ชั่วโมง ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงกว่าร้อยละ 95 และมีฟอสเฟตในน้ำทิ้งน้อยกว่า 0.5 มก./ล. ซึ่งสอดคล้องในงานวิจัยนี้ที่มีค่า MLSS เท่ากับ 4,370 มก./ล. ในถังเดิมอากาศ และ HRT ทั้งหมดอยู่ที่ 12 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟตเฉลี่ยร้อยละ 87.97 ซึ่งอธิบายได้ว่า HRT สั้นๆ จะทำให้ PAOs มีเวลาไม่มากพอในการสังเคราะห์สารอินทรีย์ให้เป็น PHAs ในสภาวะแอนแอโรบิก และเมื่ออยู่ในสภาวะแอโรบิกจะเกิดการสลาย PHAs ในสภาวะที่มีออกซิเจนละลายเพียงพอ ซึ่งจะเกิดเป็นพลังงานที่ใช้ในการสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ โดยมีเพียงกลุ่ม PAOs ที่สามารถสะสม PHAs ได้ โดยเมื่อใช้ CH_3COONa เป็นแหล่งคาร์บอนช่วยให้ PAOs สามารถสะสม PHAs ไว้ในเซลล์ได้ง่ายกว่าชนิดอื่น ซึ่งผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าปริมาณฟอสเฟตในน้ำทิ้งผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่กำหนดให้ปริมาณฟอสเฟตในน้ำทิ้งไม่เกิน 2 มก./ล. [2] ซึ่งในสูตรที่ 4 เมื่อต้องการกำจัดฟอสฟอรัสได้อย่างมีประสิทธิภาพ ในช่วงที่ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสได้สูงกว่าร้อยละ 89.95

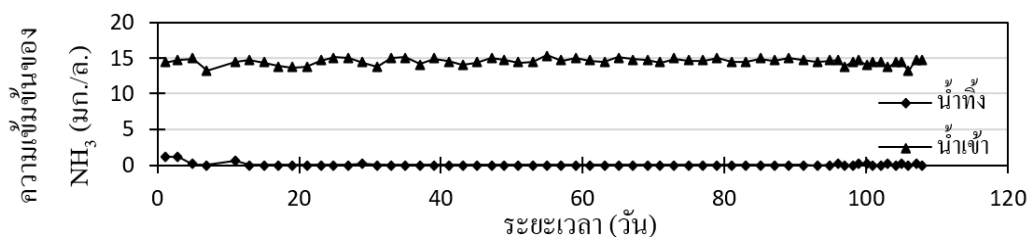
จากสูตรที่ 2 และ 3 มีระยะเวลาในการเดินระบบต่ำกว่าค่า SRT เนื่องจากประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสในช่วงนี้ต่ำมากสังเกตจากแนวโน้มในช่วงสูตรที่ 1 พบว่าเดินระบบ 32 วัน แต่ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสยังไม่เพิ่มสูงขึ้น และเห็นว่าทั้งสูตร 1, 2 และ 3 ไม่เกิดการคายฟอสฟอรัสในถังแอนแอโรบิก ซึ่งในสูตรที่ 4 แสดงให้เห็นว่าเมื่อเดินระบบด้วยสภาวะที่เหมาะสมแล้วจะเกิดการคายฟอสเฟตในถังแอนแอโรบิก และเกิดการใช้ฟอสเฟตทั้งในถังแอนออกซิกและแอโรบิกขึ้น ซึ่งปริมาณสารอาหาร

อื่น ๆ ที่อาจจะมีผลต่อการเดินระบบ เช่น Ca^{2+} และ Mg^{2+} แต่ในการเดินระบบนี้ (ช่วง 26.5 – 34.5 มก./ล.) ไม่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส แต่เป็นสารอาหารเสริมที่อาจมีผลต่อการช่วยให้จุลินทรีย์เจริญเติบโต อธิบายได้จากปริมาณของ Ca^{2+} และ Mg^{2+} ในสูตรที่ 3 และ 4 มีปริมาณเท่ากัน แต่สูตรที่ 3 ไม่มีแนวโน้มที่จะเกิดการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มสูงเท่าสูตรที่ 4 ซึ่งจากงานวิจัยของ H.-L. Zhang et al [21] พบว่า Ca^{2+} เป็นสารที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการตกตะกอน, การสังเคราะห์ poly-P ภายในเซลล์ และยังพบว่า Ca^{2+} ที่ความเข้มข้นสูง (> 79 มก. / ล.) จะมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงการเผาผลาญอาหารของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs

ในการใช้แหล่งคาร์บอนจาก CH_3COONa และ KH_2PO_4 ในสูตรที่ 4 เนื่องจากการควบคุมการเปลี่ยนแปลง pH ในระบบ ซึ่ง Oehmen et al [22] ได้อธิบายว่า PAOs ต้องการช่วง pH 7 - 8.5 ในการเจริญเติบโต ซึ่งสูตรที่ 1 และ 3 มีช่วง pH ในแต่ละถังอยู่ที่ 6.87 – 8.07 และ 6.4 – 8.5 ซึ่งมี pH ต่ำ และเป็นช่วงที่มีการเปลี่ยนแปลง pH ที่กว้าง อาจส่งผลต่อการปรับตัว และการเจริญเติบโตของ PAOs ส่วนสูตรที่ 2 และ 4 มีช่วง pH อยู่ที่ 6.87 – 8.07 และ 7.2 – 8.3 ซึ่งเป็นช่วง pH ที่มีการเปลี่ยนแปลงน้อย และอยู่ในช่วงที่เหมาะสม แต่ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสในสูตรที่ 4 สูงกว่า เนื่องจากมีปริมาณของสาร CH_3COONa ร้อยละ 100 แต่สูตรที่ 2 มีปริมาณ CH_3COOH เพียงร้อยละ 25 แม้ว่าจะเป็นสารที่ย่อยสลายง่ายเหมือนกัน แต่ถ้าปริมาณแตกต่างกัน หรือไม่สามารควบคุมการเปลี่ยนแปลง pH ได้ จะทำให้ระบบไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้อย่างมีประสิทธิภาพ แสดงให้เห็นว่าเมื่อสารอินทรีย์คาร์บอนเป็น CH_3COONa เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพมากที่สุด สรุปได้ว่าแหล่งอาหารที่ต่างกันมีผลต่อการปล่อยฟอสฟอรัสในสภาวะแอนแอโรบิก และการจับใช้ฟอสฟอรัสในสภาวะแอโรบิก ซึ่งก็เป็นผลมาจากอัตราส่วนของ COD:P ปริมาณของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย และค่า pH

3.3 ประสิทธิภาพการกำจัด NH_3 ในระบบ EBPR

พบว่า NH_3 ที่เข้าระบบอยู่ในช่วง 14 - 16 มก./ล. และความเข้มข้นน้ำทิ้งของ NH_3 น้อยกว่า 1 มก./ล. (รูปที่ 6) เนื่องจากระบบเกิดปฏิกิริยา Nitrification และ Denitrification รวมถึงการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ EBPR ด้วย โดยความเข้มข้นที่ลดลงเกิดการปฏิกิริยา Nitrification ทำให้ NH_3 เปลี่ยนรูปเป็น NO_2^- และ NO_3^- ในสภาวะที่มีออกซิเจนในถังเดิมอากาศ ซึ่งผลการทดลองแสดงถึงปริมาณของออกซิเจนเพียงพอต่อการบำบัด NH_3 ซึ่งจากงานวิจัยของ Xiongliu et al [23] พบว่าเกณฑ์ที่เป็นพิษของความเข้มข้น FA (nitrate and ammonium/free ammonia) สำหรับการเผาผลาญฟอสฟอรัส เท่ากับ 17.76 มก. ไนโตรเจน/ล.

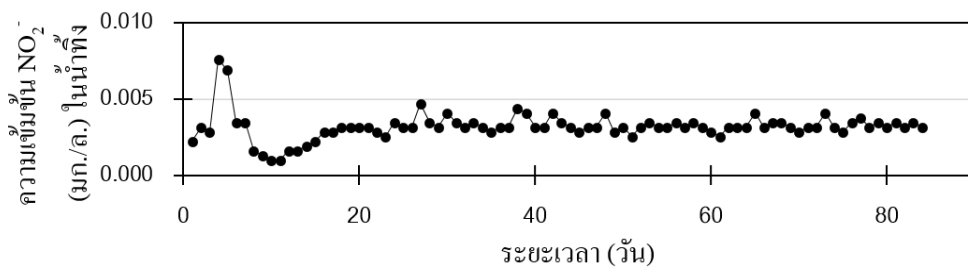


รูปที่ 6 ความสัมพันธ์ระหว่างเวลากับความเข้มข้นของ NH_3

3.4 ประสิทธิภาพการกำจัด NO_2^- และ NO_3^- ในระบบ EBPR

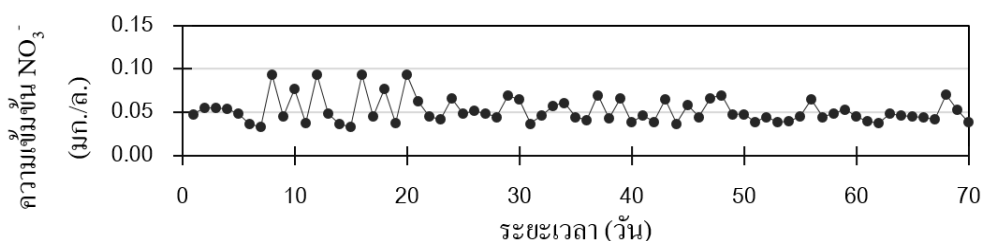
พบว่าความเข้มข้นของ NO_2^- ในสภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก แอโรบิก และน้ำทิ้งมีค่าน้อยกว่า 0.01 มก./ล. (รูปที่ 7) เมื่ออยู่ในสภาวะแอโรบิก NO_2^- จะถูกเปลี่ยนเป็น NO_3^- แสดงให้เห็นว่าปริมาณออกซิเจนละลาย 3 - 4 มก./ล. เพียงพอในการกำจัด NO_2^-

ซึ่งพบว่า PAOs สามารถลด NO_2^- ภายใต้สภาวะแอโรบิกที่มีออกซิเจนละลาย 3 มก./ล. และมี FNA (nitrite/free nitrous acid) เพิ่มขึ้น ในทางกลับกันจะยับยั้งการดูดซึมฟอสฟอรัสในสภาวะแอโรบิกได้ [23] ในงานวิจัยของ Carlota et al [12] ได้ศึกษา NO_2^- ที่มีผลต่อการแข่งขันของ PAOs และ GAOs โดยใช้โพรไพโอเนต (propionate) เป็นแหล่งคาร์บอน และเพิ่ม NO_2^- 3,500 มก. ในโตรเจน/ล. ในถังแอนอกซิก ใช้อัตราส่วน COD:P เป็น 20:1 พบว่าจากตะกอนที่มี GAOs ร้อยละ 70 สามารถเปลี่ยนเป็น PAOs ร้อยละ 85 ได้ โดยใช้ NO_2^- เป็นปัจจัยสำคัญ แสดงว่า NO_2^- ในระบบมีผลต่อการแข่งขันของ PAOs และ GAOs



รูปที่ 7 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลากับความเข้มข้นของ NO_2^- ในน้ำทิ้ง

โดยงานวิจัยของ Ye et al [24] ศึกษาผลของ FNA ต่อกระบวนการเมตาบอลิซึมของ GAOs ซึ่งใช้ CH_3COONa เป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าหากมี NO_2^- 6.3 มก./ล. ที่ pH เท่ากับ 7 จะส่งผลให้ GAOs หยุดทำงานไปร้อยละ 50 และ GAOs จะหยุดการเจริญเติบโตเมื่อความเข้มข้นของ FNA มากกว่า 7.1×10^{-3} มก./ล. (NO_2^- 30 มก. ในโตรเจน/ล.) แต่ในสภาวะแอโรบิก FNA ก่อให้เกิดการสูญเสียพลังงานของ PAOs มากกว่า GAOs และสามารถยับยั้งทั้งกระบวนการ anabolic (การเจริญเติบโต, การดูดซึมฟอสเฟตและผลิตไกลโคเจน) และ catabolic (ออกซิเดชันของ PHAs) ของ PAOs ได้ ซึ่งสามารถพิจารณาพร้อมกับค่า pH ถ้ามี pH สูงจะส่งผลดีต่อการเจริญเติบโตทั้ง PAOs และ GAOs [22] ซึ่งการศึกษาครั้งนี้ pH ในระบบอยู่ที่ 6.8 - 8.2



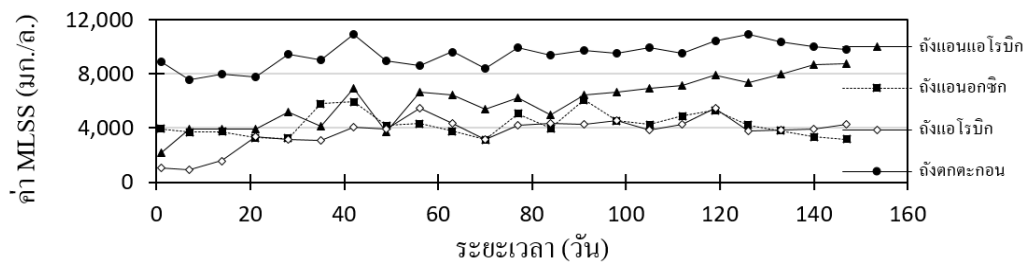
รูปที่ 8 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลากับความเข้มข้นของ NO_3^- ในน้ำทิ้ง

พบว่าความเข้มข้นของ NO_3^- ในน้ำทิ้งมีค่าน้อยกว่า 0.1 มก./ล. (รูปที่ 8) ระบบ EBPR สามารถกำจัด NO_3^- ได้โดยอาศัยสภาวะแอนอกซิก ซึ่งจะใช้ NO_3^- เป็นตัวรับออกซิเจน และเปลี่ยน NO_3^- เป็นแก๊สไนโตรเจน (N_2) ซึ่งในระบบจะมีการเวียนกลับน้ำที่ออกจากถังแอโรบิกด้วยอัตราการไหล 3 เท่าของน้ำเข้า ไปยังถังแอนอกซิก เพื่อให้สามารถเวียนกลับน้ำไปยังถังแอนอกซิกได้พอที่จะกำจัด NO_3^- ไม่ให้หลุดออกไป ซึ่ง Maite et al [25] กล่าวว่า ถ้าพบ NO_3^- ในสภาวะแอโรบิก จะยับยั้งการทำงานของ PAOs หรือ

เกิดการแข่งขันของ PAOs กับดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียได้ ซึ่งผลการทดลองไม่พบ NO_3^- ในสภาวะแอนแอโรบิก ส่งผลให้ NO_3^- ไม่มีผลในการยับยั้ง PAOs ในระบบ

3.4 ค่า MLSS ในการเดินระบบ EBPR

พบว่าค่า MLSS ถึงแอนแอโรบิก, แอนอกซิก, แอโรบิก และถึงตกตะกอนมีค่า 5,000 - 8,500, 3,000 - 5,500, 3,000 - 5,000 มก./ล. และ 7,500 - 10,000 มก./ล. ตามลำดับ โดยค่า MLSS จะสามารถบอกความเข้มข้นจุลินทรีย์ (MLVSS) ในระบบได้ จากการทดลองพบว่าค่า MLVSS เป็น 0.72 - 0.84 เท่าของ MLSS ซึ่งปริมาณของจุลินทรีย์มีความสำคัญกับการเดินระบบ เกี่ยวกับความเข้มข้นของสารอาหารในแต่ละถัง คือค่า F/M ต้องมีค่าที่เหมาะสม



รูปที่ 9 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า MLSS กับระยะเวลาในการเดินระบบ

โดยการทดลอง ค่า F/M ratio ถึงแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก มีค่าอยู่ในช่วง 0.8 - 0.5, 1 - 0.5 และ 0.8 - 0.3 ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าเป็นค่าที่เหมาะสมในการบำบัดเนื่องจากมีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดสารอินทรีย์ ช่วงหลังวันที่ 140 จะเห็นว่าที่ถึงแอนแอโรบิกมีปริมาณ MLSS สูงถึง 8,500 ซึ่งใกล้เคียงกับ MLSS ในถึงตกตะกอน เนื่องจากไบโควนในถึงแอนแอโรบิกเกิดปัญหาทำให้ตะกอนที่อยู่ในถังไม่ฟุ้งกระจาย และมีปริมาณของตะกอนอัดแน่นเกิดขึ้น ซึ่งยังคงควบคุม SRT เท่ากับ 20 วัน

4. สรุป

จากการศึกษาทดลองการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการ EBPR พบว่าการทดลองทั้ง 4 ช่วงมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ประมาณ 90% แต่สูตรอาหาร ที่ 1, 2 และ 3 มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ (0 - 65%) เมื่อเทียบกับช่วง 4 ที่มีประสิทธิภาพสูงที่สุดประมาณร้อยละ 90 - 99 ซึ่งใช้แหล่งคาร์บอนเป็น CH_3COONa และมีสัดส่วน COD:P เท่ากับ 20:1 เหมือนกับช่วงที่ 3 แต่ต่างกันที่ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ แสดงให้เห็นความแตกต่างของสารอินทรีย์ที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของ PAOs โดยสรุปว่า PAOs มีความสามารถในการเปลี่ยนกลูโคสมาเป็นพลังงานในรูป PHAs ได้ต่ำกว่า CH_3COONa เนื่องจากจุลินทรีย์ประเภทนี้สามารถเจริญเติบโตได้ดีในอาหารที่มีโมเลกุลเล็ก และย่อยสลายได้ง่าย แม้กลูโคสจัดเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็กและย่อยสลายได้ง่าย ที่ PAOs สามารถดูดซึมและย่อยสลายกลูโคสได้ แต่การเปลี่ยนรูปกลูโคสเป็นสาร PHAs ในเซลล์ PAOs ไม่สามารถทำได้โดยง่าย เช่นเดียวกับการใช้แหล่งคาร์บอนเป็น CH_3COONa ซึ่งเหมาะที่จะเปลี่ยนเป็นสาร PHAs ได้โดยตรง

กิตติกรรมประกาศ

บทความวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจาก “ทุนกิตติบัณฑิต” ปีการศึกษา 1/2558 สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ผู้วิจัยขอขอบพระคุณอาจารย์ ดร. นิตยา บุญเทียน มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่สนับสนุนและให้คำปรึกษาในการศึกษาวิจัยครั้งนี้ และขอขอบพระคุณบริษัท เสริมสุข จำกัด (มหาชน) จังหวัดนครราชสีมา ที่ให้จุดยืนทรัพยากรในการทำวิจัย

เอกสารอ้างอิง

- [1] Ministry of natural resource and environment. *Domestic wastewater treatment system*. Available from: <http://mews.onep.go.th/default.aspx> [Accessed 16 March 2016]. (In Thai)
- [2] Pollution Control Department Ministry of Natural Resources and Environment. *Announcement of the pollution control department. Design criteria of wastewater collection and integrated wastewater system of domestic*, 2010 (In Thai)
- [3] Javier, G. *et al.* Controlled crude glycerol dosage to prevent EBPR failures in C/N/P removal WWTPs. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 271, pp. 114-127.
- [4] Yan, W. *et al.* The effect of poly-b-hydroxyalkanoates degradation rate on nitrous oxide production in a denitrifying phosphorus removal system. *Bioresource Technology*, 2014, 170, pp. 175-182.
- [5] Randeng, W. *et al.* Understanding the role of extracellular polymeric substances in an enhanced biological phosphorus removal granular sludge system. *Bioresource Technology*, 2014, 169, pp. 307-312.
- [6] Welawi Chaiyaphan. Study of microbial community and the possibility on saline enhanced biological phosphorus removal using sequencing batch reactor system. In: *Proceedings of 45th Kasetsart University Annual Conference. Master of science degree in biology*, Bangkok, 30 - 2 Feb 2007. (In Thai)
- [7] Seyoum, Y.G. *et al.* Effects of glucose on the performance of enhanced biological phosphorus removal activated sludge enriched with acetate. *Bioresource Technology*, 2012, 121, pp. 19-24.
- [8] Javier, G. *et al.* Glycerol as a sole carbon source for enhanced biological. *Water research*, 2012, 46(9), pp. 2983 -2991.
- [9] Thongchai Punsawad. Biological of nitrogen and phosphorus removals. *1st. Environmental Engineering Association of Thailand*, Bangkok, 2544. (In Thai)
- [10] Kee, F.L. *et al.* Kinetic and stoichiometric characterization for efficient enhanced biological phosphorus removal (EBPR) process at high temperatures. *Bioprocess Biosyst Eng*, 2015, 38, pp. 729-737.
- [11] Alistair, B. *et al.* Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low rbCOD:P ratio. *Bioresource Technology*, 2008, 99(5), pp. 1236-1241.
- [12] Carlota, T. *et al.* The selective role of nitrite in the PAO/GAO competition. *Chemosphere*, 2013, 93, pp. 612-618.
- [13] Shaomei, H. and Katherine, D. M. Microbiology of ‘Candidatus Accumulibacter’ in activated sludge. *Microbial Biotechnology*, 2011, 4(5), pp. 603-619.
- [14] Komsan Lapapairoj. *Proportion of Microbial Population in an EBPR System at Different P:COD Ratio*, Bangkok, King Mongkut's University of Technology Thonburi, 2003. (In Thai).
- [15] Vasana Peetamongsin. Comparison of uptake phosphorus under aerobic and anoxic condition in biological phosphorus removal process at different solid retention time. *Environment Technology*, 1996. (In Thai)
- [16] APHA., AWWA., WPCF., Eaton, A. D. and Franson, M. Ann H., (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Washington DC: USA, 2005.

-
- [17] Shun, H. C. *et al.* Effects of different carbon supplements on phosphorus removal in low C/P ratio industrial wastewater. *Bioresource Technology*, 2011, 102, pp. 5461–5465.
- [18] Zhijian, Z. *et al.* Improvement strategy on enhanced biological phosphorus removal for municipal wastewater treatment plants: Full-scale operating parameters, sludge activities, and microbial features. *Bioresource Technology*, 2011, 102(7), pp. 4646–4653.
- [19] Javier, G. *et al.* The nature of the carbon source rules the competition between PAO and denitrifiers in systems for simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal. *Water Research*, 2011, 45(16), pp. 4793–802.
- [20] Dong, L. *et al.* Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Bioresource Technology*, 2016, 216, pp. 1083–1087.
- [21] Hai-Ling, Z. *et al.* Calcium effect on the metabolic pathway of phosphorus accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems. *Water Research*, 2015, 84, pp. 171–180.
- [22] Oehmen, A. *et al.* Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. *Water Research*, 2007, 41, pp. 2271–2300.
- [23] Xiongliu, Z. *et al.* Inhibition of free ammonia to the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability. *Bioresource Technology*, 2013, 148, pp. 343–351.
- [24] Ye, L. *et al.* The effect of free nitrous acid on key anaerobic processes in enhanced biological phosphorus removal systems. *Bioresource Technology*, 2013, 130, pp. 382–389.
- [25] Maite, P. *et al.* Free nitrous acid inhibition on the aerobic metabolism of poly-phosphate accumulating organisms. *Water research*, 2010, 44(20), pp. 6063–6072.