

ประสิทธิภาพของระบบเอสปีอาร์ในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมฟอกย้อม
Efficiency of Sequencing Batch Reactor (SBR) System
for Treatment of Textile Wastewater

สันตต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์* อัฐารจ ชาวชน** และ นพรัตน์ ชัยเรือง***
Suntud Sirianuntapiboon,* Attarot Chaochon** and Nopparat Chairoung***

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบเอสปีอาร์ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อมไดเร็กต์ (Direct Red 23 และ Direct Blue 15) โดยทำการศึกษา 2 การทดลอง คือ 1) ผลของความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ (Mixed Liquor Suspended Solids; MLSS) ที่ความเข้มข้นของจุลินทรีย์เท่ากับ 1,500 2,500 และ 3,500 มก./ล. และ 2) ผลของระยะเวลาเก็บน้ำ (Hydraulic Retention Time; HRT) ที่ระยะเวลาเก็บน้ำเท่ากับ 2.5, 5 และ 7.5 วัน (หรือมีอัตราภาระบรรทุกภาระสารอินทรีย์เท่ากับ 0.34, 0.17 และ 0.11 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ) การทดลองนี้มีวัฏจักรเท่ากับ 24 ชั่วโมง ผลการศึกษาพบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดสีย้อมและสารอินทรีย์ด้วยระบบเอสปีอาร์ จะมีแนวโน้มสูงขึ้นเมื่อมีความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสมและที่ระยะเวลาเก็บน้ำที่สูงขึ้น (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าลดลง) นอกจากนี้ระบบบำบัดยังมีประสิทธิภาพในการบำบัดสี Direct Red 23 สูงกว่าสี Direct Blue 15 และเมื่อควบคุมระบบบำบัดดังกล่าวที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 2,500 มก./ล. และระยะเวลาเก็บน้ำเท่ากับ 7.5 วัน (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.11 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน) ระบบจะมีประสิทธิภาพ ในการกำจัดสีย้อมและบำบัดสารอินทรีย์สูงสุด คือมากกว่าร้อยละ 90 นอกจากนี้ ระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์ยังสามารถบำบัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจนและไนเตรทได้ดีอีกด้วย

คำสำคัญ: สีไดเร็กต์, ตะกอนจุลินทรีย์, ระบบเอสปีอาร์

* ศาสตราจารย์สายวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานสิ่งแวดล้อมและวัสดุ
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี

** นักศึกษาหลักสูตรปริญญาตรีบัณฑิต สายวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานสิ่งแวดล้อมและวัสดุ
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี

*** รองอธิการบดีฝ่ายวิจัยและบริการวิชาการ มหาวิทยาลัยมหาวิทยาลักษณ์นครศรีธรรมราช

Abstract

The research aimed to observe the efficiency of sequencing batch reactor (SBR) system with synthetic wastewater containing direct dyes (Direct Red 23 and Direct Blue 15). The study consisted of two experiments. Firstly, the effect of MLSS on the efficiency of SBR system under various MLSS of 1,500 2,500 and 3,500 mg/L was investigated. Second, the effect of HRT under various HRT of 2.5, 5 and 7.5 days (organic loading rate of 0.34, 0.17 and 0.11 BOD₅/m³-d, respectively) was also determined. The cycle of SBR operation was 24 hours. The results showed that the removal efficiency of the SBR tended to increase with the optimum MLSS operation and increase of HRT operation (decrease of organic loading rate). Moreover, the system showed the higher color removal efficiency with Direct Blue 15 than that with Direct Red 23. The system at MLSS of 2,500 mg/L and HRT of 7.5 days (organic loading rate of 0.11 kg BOD₅/m³-d) gave the highest color and organic removal efficiencies of more than 90%. Moreover, the SBR system can treat organic nitrogen (ammonia, nitrite and nitrate forms) as well.

Keywords: Direct dye, Bio-sludge, Sequencing batch reactor (SBR)

1. บทนำ

อุตสาหกรรมสิ่งทอเป็นอุตสาหกรรมหนึ่งที่มีความสำคัญต่อประเทศและมีการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว อุตสาหกรรมเหล่านี้มีส่วนก่อให้เกิดปัญหาสิ่งแวดล้อม เนื่องจากอุตสาหกรรมประเภทนี้มีการใช้น้ำในกระบวนการผลิตสูง และยังใช้สารเคมีโดยเฉพาะสีย้อมเป็นจำนวนมาก ซึ่งในการผลิตเพื่อให้ได้เป็นสินค้าสำเร็จรูปนั้นจำเป็นต้องผ่านกระบวนการต่างๆ หลายขั้นตอน เช่น การผลิตเส้นใย การปั่นด้าย ทอผ้า ถักผ้า ฟอกย้อมเส้นใย เป็นต้น ในแต่ละขั้นตอนของการผลิตจะก่อให้เกิดน้ำเสียในปริมาณและสมบัติที่แตกต่างกัน โดยเฉพาะกระบวนการฟอกย้อมที่จะมีสีเพียงส่วนหนึ่งที่ติดอยู่บนเส้นด้าย และอีกส่วนหนึ่งจะปนไปกับ น้ำเสีย โดยน้ำเสียดังกล่าวมักมีความเข้มข้นของสีสูงและมีสารอินทรีย์เจือปนอยู่ สีย้อมที่ใช้กันทั่วไปในอุตสาหกรรมฟอกย้อมมีหลายชนิด ทั้งที่สามารถย่อยสลายง่ายและยาก ซึ่งสีย้อมบางประเภทนั้นมีสูตรโครงสร้างทางเคมีที่ซับซ้อนโดยเฉพาะสีที่มีโครงสร้างในกลุ่มอะโซ ซึ่งมีส่วนที่ยากต่อการย่อยสลายโดยใช้จุลินทรีย์ในสภาวะที่มีออกซิเจนและเกิดสารตัวกลางเป็นสารอะโรมาติกเอมีน (Aromatic amine) ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งและเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต (Saratale *et al.*, 2011) จากรายงานของ EU (European regulations; SCCNFP, 2002) ได้ระบุว่า สีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 เป็นสีย้อมในกลุ่มอะโซที่เมื่อย่อยสลายและเกิดสารตัวกลางเป็นสารอะโรมาติกเอมีนที่เป็นสารก่อมะเร็ง หากปล่อยลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะโดยไม่ผ่านการบำบัดก่อนอาจก่อให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำเกิดผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในน้ำทั้งทางตรงและทางอ้อม หากน้ำทิ้งจากกระบวนการฟอกย้อมเหล่านี้ถูกปล่อยออกสู่แหล่งน้ำสาธารณะในปริมาณมากจะก่อให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำที่มีความรุนแรงได้ (Banat *et al.*, 1996; Pearcea *et al.*, 2003)

ระบบบำบัดน้ำเสียของอุตสาหกรรมสิ่งทอที่ใช้กันอยู่โดยทั่วไปสามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ประเภท ได้แก่ การบำบัดน้ำเสียทางกายภาพ การบำบัดน้ำเสียทางเคมี และการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ เนื่องจากสีย้อมส่วนใหญ่เป็นสารประกอบเชิงซ้อนที่มีสูตรโครงสร้างใหญ่และซับซ้อน ย่อยสลายได้ยาก ทำให้ไม่สามารถใช้กระบวนการชนิดเดียวในการกำจัดได้ จึงมักใช้กระบวนการต่างๆ ร่วมกัน เช่น การตกตะกอนด้วยสารเคมีตามด้วยการกำจัดโดยใช้เชื้อจุลินทรีย์ หรือกระบวนการทางชีวภาพ ซึ่งสามารถกำจัดสารอินทรีย์พร้อมกับการกำจัดสีได้ สำหรับสีไดเร็กต์ซึ่งเป็นสีย้อมที่มีความสามารถในการละลายน้ำได้ดีนั้น ปัจจุบันมีวิธีการกำจัด เช่น การดูดซับสีไดเร็กต์ด้วยถ่าน การตกตะกอนด้วยสารเคมี เช่น อะลูมิเนียมซัลเฟต เพอร์ริคซัลเฟต เพอร์ริคคลอไรด์ และการออกซิเดชันด้วย Fenton's reagent ซึ่งสามารถกำจัดสีย้อมได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่วิธีนี้ต้องใช้สารเคมีมาก มีค่าใช้จ่ายสูงและมีความยุ่งยากในการบำบัด (สำนักงานเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมโรงงาน, 2542) อีกทั้งยังเกิดปัญหาในการกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้นอีกด้วย (วิวรรณ ขจรเกียรติคุณ, 2539) การใช้จุลินทรีย์หรือเอนไซม์ในการกำจัดสีย้อมและย่อยสลายสารอินทรีย์นั้นกำลังเป็นที่สนใจในปัจจุบัน เนื่องการกระบวนการเหล่านี้มีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าการใช้กระบวนการทางกายภาพหรือเคมี และมีความเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม (Parshetti *et al.*, 2010)

จากการสำรวจของกรมโรงงานอุตสาหกรรม พบว่า โรงงานฟอกย้อมในประเทศไทยส่วนใหญ่จะมีขนาดกลางและขนาดเล็ก จึงมีปัญหามลพิษในเรื่องของการบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนที่ใช้น้ำในโรงงานฟอกย้อมมีอยู่ 2 ประเภท ได้แก่ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Activated Sludge (AS) และระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor: SBR) แต่เมื่อ

พิจารณาความเหมาะสมที่จะนำมาใช้นั้น ระบบเอสปีอาร์มีความเหมาะสมมากกว่า เนื่องจากโรงงานส่วนใหญ่มีขนาดกลางและขนาดเล็ก ส่งผลให้อัตราการไหลของน้ำเสียไม่สม่ำเสมอ จึงเหมาะกับระบบเอสปีอาร์ ที่ไม่มีถังตกตะกอน ใช้ถังเติมอากาศเพียงใบเดียวทำหน้าที่เติมอากาศเพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ และทำหน้าที่เป็นถังตกตะกอนในขณะหยุดเครื่องเติมอากาศ (สำนักงานเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมโรงงาน, 2542) นอกจากนี้แล้วระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ยังมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบฟีนอลิกได้อีกด้วย (Casellas *et al.*, 2006; Singh & Srivastava, 2011; Chan & Lim, 2007) ปัจจุบัน มีงานวิจัยหลายชิ้นที่นำระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์มาประยุกต์ใช้ในการบำบัดสีย้อมในกลุ่มอะโซ เนื่องจากระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์สามารถควบคุมระบบในช่วงปฏิบัติการให้มีสภาวะต่างๆ ตามที่ต้องการได้ ไม่ว่าจะเป็นระบบบำบัดแบบแอโรบิก-แอนแอโรบิก (Ong *et al.*, 2005) ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิก-แอโรบิก (van der Zee & Villaverde, 2005; Farabegoli *et al.*, 2010) และระบบบำบัดแบบแอโรบิก (Khouni *et al.*, 2012)

งานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นที่จะทำการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพของการกำจัดสีไ้เดเร็กท์ที่ความเข้มข้นของจุลินทรีย์และระยะเวลาที่เก็บน้ำที่ต่างกัน โดยการประยุกต์ใช้ระบบเอสปีอาร์ ซึ่งเป็นระบบที่อาศัยกระบวนการทางชีวภาพ เนื่องจากเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่สามารถดัดแปลงได้ง่าย และสะดวกต่อการควบคุม มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้เป็นอย่างดี สามารถนำไปเป็นแนวทางในการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมฟอกย้อมสิ่งทอ ทั้งขนาดกลางและขนาดย่อมได้อีกทางหนึ่ง

2. วิธีดำเนินการวิจัย

2.1 สีย้อม

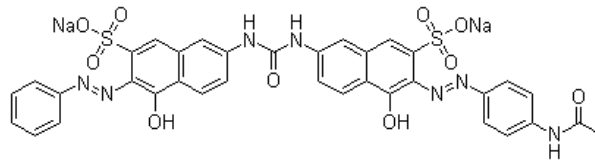
สีย้อมที่ใช้ในงานวิจัยนี้ได้เลือกสีย้อมประเภทไ้เดเร็กท์ 2 สี คือ สีย้อม Direct Red 23 (DR23) และสีย้อม Direct Blue 15 (DB15) ซึ่งมีคุณสมบัติของสีย้อมดังแสดงในตารางที่ 1 และโครงสร้างของสีย้อมดังแสดงในภาพที่ 1 แสดงโครงสร้างสีย้อม Direct Red 23 และภาพที่ 2 แสดงโครงสร้างสีย้อม Direct Blue 15

2.2 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

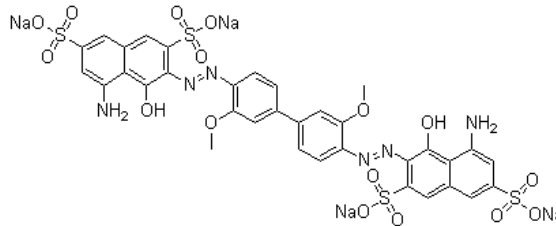
น้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ โดยใช้สีย้อมไ้เดเร็กท์ 2 ชนิด ได้แก่ สีย้อม Direct Red 23 และสีย้อม Direct Blue 15 ที่ความเข้มข้นของสีย้อมแต่ละตัวอย่างเท่ากับ 40 มก./ล. และเติมสารอาหารลงไป (Sirianuntapiboon *et al.*, 2007) จะทำให้ได้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD) เท่ากับ 2,000 มก./ล. ค่าบีโอดี₅ (Biological Oxygen Demand: BOD₅) เท่ากับ 800 มก./ล. ค่าทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen: TKN) เท่ากับ 43.50 มก./ล. และค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เท่ากับ 7.2 ดังแสดงในตารางที่ 2

ตารางที่ 1 คุณสมบัติและชนิดของสีย้อมที่ใช้ในการทดลอง

ชื่อทางการค้า	ชื่อสากล	ชนิด	โครงสร้าง	โทนสี	CI.No	ความยาวคลื่นแสงที่เหมาะสม (nm)
Direct Red 4BS	Direct Red 23	Direct	Diazo	แดง	29160	507
Direct Sky Blue 5B	Direct Blue 15	Direct	Diazo	น้ำเงิน	24400	607



ภาพที่ 1 โครงสร้างสี Direct Red 23



ภาพที่ 2 โครงสร้างสี Direct Blue 15

ตารางที่ 2 ส่วนประกอบและสมบัติทางเคมีของน้ำเสียสังเคราะห์

ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์		สมบัติทางเคมี	
สารเคมี (มก./ล.)	ความเข้มข้น (มก)	พารามิเตอร์	ความเข้มข้น
Glucose	1,042	ซีโอดี, มก./ล.	2,000 มก./ล.
Urea	107	บีโอดี, มก./ล.	800 มก./ล.
KH ₂ PO ₄	44	ทีเคเอ็น, มก./ล.	43.50 มก./ล.
NaHCO ₃	688	pH	7.2
FeCl ₃	7.25		
MgSO ₄ ·7H ₂ O	38		
CaCl ₂	14		

2.3 ตะกอนจุลินทรีย์

ตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการทดลองเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่มาจากโรงบำบัดน้ำเสียรวมสี่พระยา ซึ่งเป็นโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge)

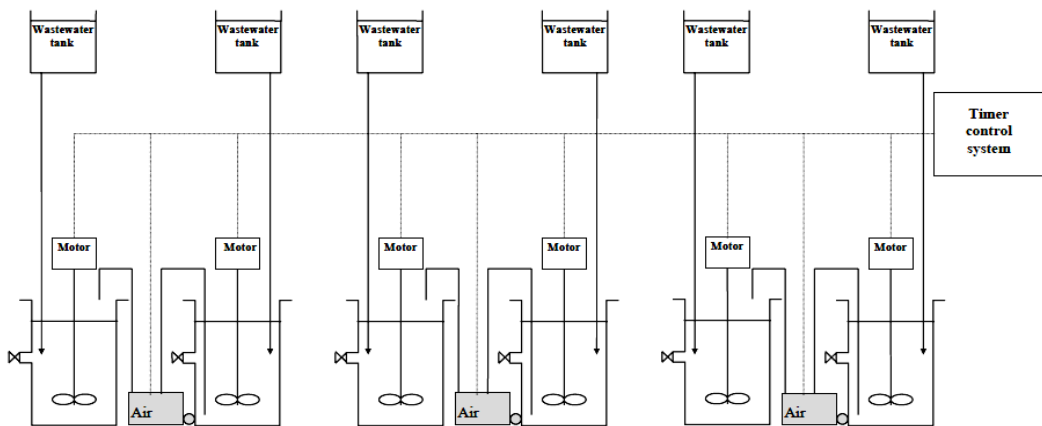
2.4 การปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

นำตะกอนจุลินทรีย์มาเลี้ยงด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดีเท่ากับ 2,000 มก./ล. (ไม่ได้เติมสี) วันละ 1 ครั้ง เป็นระยะเวลา 1 สัปดาห์ เพื่อให้ตะกอนจุลินทรีย์คุ้นเคยกับน้ำเสีย

(Acclimatize) จนได้ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ในถังเพาะเลี้ยงอยู่ในช่วง 2,500 มก./ล. จึงนำตะกอนจุลินทรีย์มาใช้ในการเดินระบบโดยส่วนที่นำมาใช้ในการเดินระบบจะดให้อาหาร 1 วัน เพื่อให้จุลินทรีย์พักตัว และใช้สารอาหารที่ดูดซับไว้ให้มากที่สุด

2.5 ถังปฏิกรณ์

ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการทดลองเป็นถังรูปทรงกระบอกใส จำนวน 6 ใบ ทำจากอะคริลิกใส เส้นผ่านศูนย์กลาง 18 ซม. สูง 40 ซม. ขอบหนา 5 มม. เส้นผ่านศูนย์กลาง 18 ซม. สูง 40 ซม. ขอบหนา 5 มม. ปริมาตร 10 ล. โดยการทดลองปริมาตรของน้ำสูงสุดในถังปฏิกรณ์ (Working volume) เท่ากับ 7.5 ล. ดังแสดงในภาพที่ 3 ระบบกวนประกอบด้วยมอเตอร์เกียร์ (รุ่น P630A-387 100v 50/60Hz 1.7/1.3A) และใบพัด โดยจะต่อมอเตอร์เกียร์เข้ากับใบพัด เพื่อทำหน้าที่กวนน้ำในถังปฏิกรณ์ให้เข้ากัน และปรับความเร็วรอบให้เท่ากับ 60 รอบต่อนาที มีจำนวน 6 ชุด ทำการให้อากาศเครื่องเติมอากาศ (ยี่ห้อ President รุ่น EK-8000 6.0 w) จำนวน 3 เครื่อง ที่เครื่องเติมอากาศแต่ละเครื่องจะต่อท่อส่งอากาศเครื่องละ 2 สาย เพื่อแยกใช้งานในแต่ละถังปฏิกรณ์ แต่ละสายจะติดตั้งกระจายอากาศ เพื่อทำหน้าที่เติมอากาศในช่วงทำปฏิกรณ์ การทำงานของระบบกวนเครื่องเติมอากาศจะถูกควบคุมโดยเครื่องตั้งเวลา ดังภาพที่ 3



ภาพที่ 3 แสดงลักษณะของถังปฏิกรณ์

2.6 การควบคุมระบบเอสปีอาร์

ในการทดลองนี้แบ่งออกเป็น 2 การทดลองคือ ทำการศึกษา 1) ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสม และ 2) ระยะเวลาที่เก็บน้ำและศึกษาสัดส่วนของเวลาที่เหมาะสม ในการดำเนินงานในระบบเอสปีอาร์ โดยใน 1 วัฏจักรมีรอบการทำงานเท่ากับ 24 ชั่วโมง ดังแสดงในตารางที่ 3 และ 4 การระบายน้ำออกจากระบบเพื่อควบคุมค่าระยะเวลา กักเก็บน้ำเสียและการคำนวณค่าอายุตะกอนสามารถทำได้โดยการคำนวณจาก

$$\begin{aligned}
 \text{HRT} &= V/Q \dots\dots\dots (1) \\
 \text{โดยที่ } \text{HRT} &= \text{ระยะเวลาที่กักน้ำ (วัน)} \\
 V &= \text{ปริมาตรน้ำในถังปฏิกรณ์ (มล.)} \\
 Q &= \text{ปริมาตรน้ำที่ระบายออกในแต่ละวัน (มล./วัน)}
 \end{aligned}$$

$$\theta_c = V/Q \dots\dots\dots (2)$$

โดยที่ θ_c = อายุตะกอนจุลินทรีย์ (วัน)
 V = จำนวนจุลชีพในถังปฏิกิริยา (มล.)
 Q = จำนวนจุลชีพที่ถ่ายทิ้งออกในแต่ละวัน (มล./วัน)

2.6.1 การศึกษาความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสมในระบบบำบัดเอสปีอาร์

ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใส่สารละลายสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ความเข้มข้นของสีย้อมเท่ากับ 40 มก./ล. จะทำการทดลองในถังปฏิกิริยา 6 ใบ โดยทำการศึกษาที่ค่าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 1,500 2,500 และ 3,500 มก./ล. ตามลำดับ ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (Hydraulic Retention Time: HRT) เท่ากับ 7.5 วัน ในการระบายน้ำออกจากระบบเพื่อควบคุมค่าระยะเวลากักเก็บน้ำ และการระบายตะกอนออกเพื่อควบคุมอายุตะกอน ดังแสดงในตารางที่ 3

2.6.2 การศึกษาระยะเวลากักเก็บน้ำในระบบบำบัดเอสปีอาร์

ทำการศึกษาผลของระยะเวลากักเก็บน้ำที่มีผลต่อการทำงานของระบบเอสปีอาร์ ในการทดลองนี้จะทำการแปรเปลี่ยนค่าระยะเวลากักเก็บน้ำ 3 ค่า คือ 25, 5 และ 7.5 วันตามลำดับ โดยจะทำการทดลองในถังปฏิกิริยา 6 ใบ น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใส่สารละลายสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ความเข้มข้นของสีย้อมเท่ากับ 40 มก./ล.

2.7 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์

ในการทดลองนี้จะทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ค่าซีโอดี, ค่าบีโอดี, ค่าทีเคเอ็นและค่าของแข็งแขวนลอย (Suspended Solid; SS) ของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด และออกจากระบบบำบัดด้วยวิธีวิเคราะห์มาตรฐาน ตามคู่มือวิเคราะห์น้ำเสียของสมาคมวิศวกรสิ่งแวดล้อม (APHA *et al.*, 2005) วัดความเข้มข้นของสีย้อมในน้ำเสียสังเคราะห์โดยนำน้ำเสียที่ผ่านการ Centrifugation ที่ความเร็วรอบเท่ากับ 6,000 รอบต่อนาที นาน 10 นาที มาวัดความเข้มข้นของสีย้อมด้วยเครื่อง UV-Vis Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่นที่เหมาะสม ดังแสดงในตารางที่ 1

2.8 การวิเคราะห์ข้อมูลเชิงสถิติ

ในการทดลอง จะทำการวิเคราะห์ทั้งหมดสามครั้ง จากนั้นนำผลการทดลองมาทำการวิเคราะห์ทางสถิติโดยใช้การวิเคราะห์ค่าเฉลี่ย และค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SAS Institute, 1996)

ตารางที่ 3 สภาวะการทำงานของระบบในการศึกษาปริมาณตะกอนจุลินทรีย์

ลักษณะการทำงานของถังปฏิกิริยา	Direct Red 23			Direct Blue 15		
	ถึง 1	ถึง 2	ถึง 3	ถึง 1	ถึง 2	ถึง 3
ระยะเวลากักเก็บน้ำ (HRT) (วัน)	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5
ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ (MLSS) (มก./ล.)	1,500	2,500	3,500	1,500	2,500	3,500
อัตราการไหลของน้ำ (มล./วัน)	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
อัตราการระบรทุกทางชลศาสตร์ (ลบ.ม./ลบ.ม.วัน)	0.14	0.13	0.13	0.14	0.13	0.13

ตารางที่ 3 (ต่อ)

ลักษณะการทำงานของถังปฏิกริยา	Direct Red 23			Direct Blue 15		
	ถัง 1	ถัง 2	ถัง 3	ถัง 1	ถัง 2	ถัง 3
อัตราส่วนของอาหารต่อตะกอนจุลินทรีย์ (F/M ratio) (กก. บีโอดี / กก. MLSS-วัน)	0.08	0.05	0.03	0.08	0.05	0.03
อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่อปริมาตร (กก.บีโอดี/ลบ.ม.วัน)	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11
ค่าภาระบรรทุกทุกสปีต่อปริมาตร (กก. ซี/ลบ.ม.วัน)	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
วัฏจักรในการทำงาน (ชั่วโมง)	24	24	24	24	24	24
- ระยะเวลารับน้ำเสีย (ชั่วโมง)	1	1	1	1	1	1
- ระยะเวลาทำปฏิกริยา (ชั่วโมง)	19	19	19	19	19	19
- ระยะเวลาการตกตะกอน (ชั่วโมง)	3	3	3	3	3	3
- ระยะเวลาระบายน้ำใส (ชั่วโมง)	1	1	1	1	1	1

ตารางที่ 4 สภาวะการทำงานของระบบในการศึกษาระยะเวลากักเก็บน้ำ

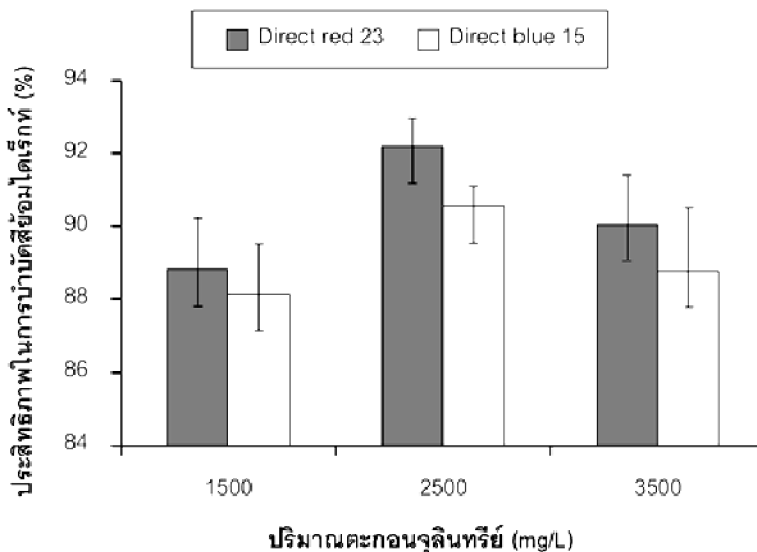
ลักษณะการทำงานของถังปฏิกริยา	Direct Red 23			Direct Blue 15		
	ถัง 1	ถัง 2	ถังที่ 3	ถัง 1	ถัง 2	ถัง 3
ระยะเวลากักเก็บน้ำ (HRT) (วัน)	2.5	5.0	7.5	2.5	5.0	7.5
ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ (MLSS) (มก./ล.)	2,500	2,500	2,500	2,500	2,500	2,500
อัตราการไหลของน้ำ (มล./วัน)	3,000	1,500	1,000	3,000	1,500	1,000
อัตราภาระบรรทุกทุกทางศาสตร์ (ลบ.ม./ลบ.ม.วัน)	0.40	0.20	0.13	0.40	0.20	0.13
อัตราส่วนของอาหารต่อตะกอนจุลินทรีย์ (F/M ratio) (กก. บีโอดี / กก. MLSS-วัน)	0.14	0.07	0.05	0.14	0.07	0.05
อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่อปริมาตร (กก.บีโอดี/ลบ.ม.วัน)	0.34	0.17	0.11	0.34	0.17	0.11
ค่าภาระบรรทุกทุกสปีต่อปริมาตร (กก. ซี/ลบ.ม.วัน)	0.016	0.008	0.005	0.016	0.008	0.005
ระยะเวลากักเก็บน้ำ (HRT) (วัน)	2.5	5	7.5	2.5	5	7.5
วัฏจักรในการทำงาน (ชั่วโมง)	24	24	24	24	24	24
- ระยะเวลารับน้ำเสีย (ชั่วโมง)	1	1	1	1	1	1
- ระยะเวลาทำปฏิกริยา (ชั่วโมง)	19	19	19	19	19	19
- ระยะเวลาการตกตะกอน (ชั่วโมง)	3	3	3	3	3	3
- ระยะเวลาระบายน้ำใส (ชั่วโมง)	1	1	1	1	1	1

3. ผลการวิจัย

3.1 การศึกษาความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสม

ประสิทธิภาพในการบำบัดสีย้อมของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และสีย้อม Direct Blue 15 มีประสิทธิภาพที่ค่อนข้างใกล้เคียงกัน ซึ่งทั้งน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสีย้อมสูงสุดที่ความเข้มข้นของตะกอนเท่ากับ 2,500 มก./ล. โดยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 มีค่าความเข้มข้นของสีย้อมเริ่มต้นเท่ากับ 40.65 ± 0.50 มก./ล. และเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุลนั้นพบว่าความเข้มข้นของตะกอนเท่ากับ 2,500 มก./ล. ระบบสามารถลดค่าความเข้มข้นของสีย้อมได้เท่ากับ 3.24 ± 0.18 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพจะมีค่าเท่ากับร้อยละ 92.04 ± 0.47 ในส่วนของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15 นั้นจะมีค่าความเข้มข้นของสีย้อมเริ่มต้นเท่ากับ 40.66 ± 0.45 มก./ล. และเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุลนั้นพบว่า ที่ความเข้มข้นของตะกอนเท่ากับ 2,500 มก./ล. ระบบสามารถที่จะลดค่าความเข้มข้นของสีย้อมได้เท่ากับ 3.87 ± 0.16 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพเท่ากับร้อยละ 90.47 ± 0.54 (ภาพที่ 4) ซึ่งผลการทดลองที่ได้มีความสอดคล้องกับผลงานวิจัยของ Sirianuntapiboon และ Sansak (2008) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนด้วยสีย้อม Direct Red 23 และ Direct blue 201 ด้วยระบบเอสบีอาร์ - ถ่านกัมมันต์ชนิดเกล็ด (Granular Activated Carbon - Sequencing Batch Reactor: GAC-SBR) ที่ความเข้มข้นของตะกอน 1,000-3,000 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสีทั้งสองชนิดนี้ใกล้เคียงกัน โดยที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 3,000 มก./ล. ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเท่ากับ 7.5 วัน จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสีได้สูงที่สุดถึงร้อยละ 99 โดยประสิทธิภาพในการบำบัดสี Direct Red 23 จะมีประสิทธิภาพสูงกว่าสี Direct Blue 15 เนื่องจากสี Direct Red 23 มีมวลโมเลกุลเท่ากับ 813.72 ซึ่งน้อยกว่า Direct Blue 15 (922.81) นอกจากนี้หมู่ที่เกาะบนวงอะโรมาติก เช่น methoxy, sulpho, nitro หรือ hydroxy รวมทั้งตำแหน่งที่เกาะ เช่น ตำแหน่ง ortho, meta, para ก็มีผลต่ออัตราการย่อยสลายสีเช่นกัน (Saratale *et al.*, 2011)

ในส่วนของการบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนด้วยระบบเอสบีอาร์ จากตารางที่ 5 พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียที่ปนเปื้อนสีย้อมใดเร็กก็มีประสิทธิภาพค่อนข้างสูง โดยที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 2,500 มก./ล. มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์สูงสุด โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดค่าซีโอดี, บีโอดี5 และทีเคเอ็นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 เท่ากับร้อยละ 96.6 ± 0.2 , 95.7 ± 0.3 , และ 90.90 ± 0.13 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการบำบัดค่าซีโอดี บีโอดี5 และทีเคเอ็นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15 เท่ากับร้อยละ 96.6 ± 0.1 , 94.9 ± 0.3 และ 90.02 ± 0.49 ตามลำดับ



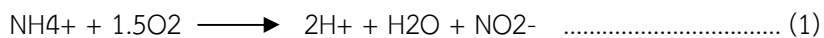
ภาพที่ 4 ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพในการกำจัดสีย้อมไดเร็กต์กับเวลาที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่างๆ ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15

เมื่อพิจารณาจากตารางที่ 5 จะเห็นได้ว่าที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 2,500 มก./ล. นั้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์สูงที่สุด แต่เมื่อเทียบกับค่าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์อีก 2 ค่าแล้วก็ไม่ได้ต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยที่ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ต่ำจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าปริมาณตะกอนจุลินทรีย์สูงๆ ทั้งนี้เนื่องมาจากที่ช่วงความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่ำๆ (F/M ratio มีค่าสูง) จะมีปริมาณสารอาหาร (บีโอดี) เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์เจริญเติบโตได้ดี การบำบัดจึงเกิดขึ้นได้ดี แต่ถ้าปริมาณสารอาหารมากเกินไป (F/M ratio มีค่าสูงมาก) ตะกอนจุลินทรีย์ก็อาจจะไม่สามารถที่จะใช้สารอาหารเหล่านั้นได้หมด ประสิทธิภาพในการบำบัดจึงลดลง ในทางกลับกันถ้าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์สูงมากเกินไป (F/M ratio มีค่าต่ำ) จะมีผลทำให้ปริมาณสารอาหารไม่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดเกิดขึ้นได้ไม่ดี (สันตต์ ศิริอนันต์ไพบุลย์, 2549) ในส่วนของการลดลงของค่าที่เคเอ็นนั้นอาจเนื่องมาจากกิจกรรมของจุลินทรีย์ในกลุ่ม Heterotrophic bacteria และจุลินทรีย์ในกลุ่ม Nitrifying bacteria โดยมีทฤษฎีสนับสนุนที่ว่า สารประกอบไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็นอาจถูกจุลินทรีย์ในกลุ่ม Heterotrophic bacteria นำไปเป็นสารตั้งต้นในการสร้างเซลล์ใหม่ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ส่วนจุลินทรีย์ในกลุ่ม Nitrifying bacteria สามารถออกซิไดส์ที่เคเอ็นให้กลายเป็นไนเตรทและนำไปสร้างเซลล์ใหม่ ส่งผลให้ปริมาณของที่เคเอ็น ในน้ำเสียหลังผ่านการบำบัดแล้วลดลง (Dawkar *et al.*, 2010)

ตารางที่ 5 คุณสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากระบบและประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์ ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ตามลำดับ

Type of STWW	MLSS (mg/L)	F/M ratio	Chemical Properties							
			color		COD		BOD ₅		TKN	
			Effluent	%	Effluent	%	Effluent	%	Effluent	%
			(mg/L)	removal	(mg/L)	removal	(mg/L)	removal	(mg/L)	removal
DR23	1,500	0.46±	4.67±	88.51±	82±	95.88±	47.50±	94.59±	3.88±	90.46±
		0.05	0.28	0.70	7.33	0.42	1.52	0.30	0.06	0.14
	2,500	0.32±	3.24±	92.04±	67±	96.63±	37.67±	95.71±	3.70±	90.90±
		0.04	0.18	0.47	4.80	0.21	1.03	0.26	0.01	0.13
	3,500	0.25±	4.16±	89.76±	78±	96.10±	49.17±	94.39±	4.15±	89.81±
		0.04	0.18	0.45	11.25	0.57	2.04	0.46	0.01	0.13
DB15	1,500	0.49±	4.95±	89.84±	86±	94.56±	46.33±	94.53±	3.93±	89.95±
		0.11	0.25	1.40	5.71	0.34	1.21	0.39	0.03	0.51
	2,500	0.30±	3.87±	90.47±	65±	96.64±	43.00±	94.93±	3.91±	90.02±
		0.03	0.16	0.54	5.42	0.14	1.62	0.28	0.01	0.49
	3,500	0.23±	4.63±	88.60±	74±	95.17±	46.33±	93.73±	4.15±	88.47±
		0.01	0.76	1.75	3.29	0.37	1.21	0.46	0.03	1.55

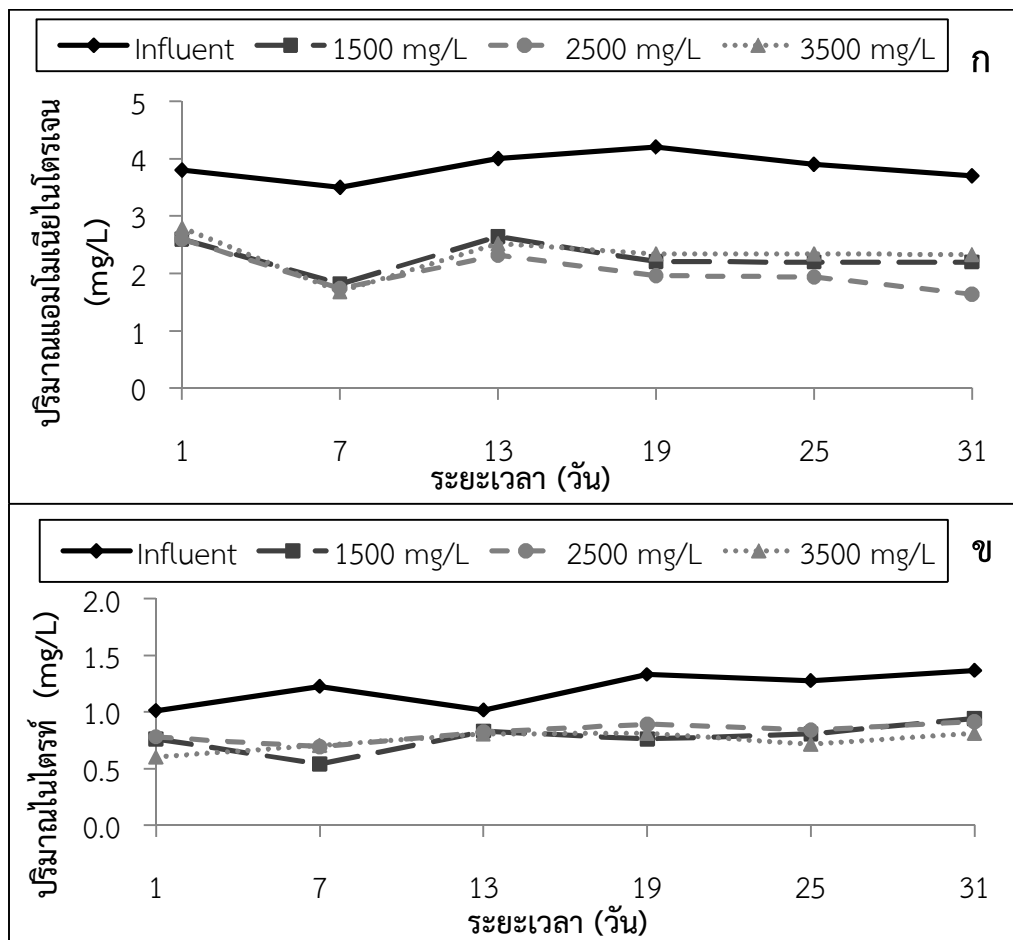
ในการศึกษานี้ได้ทำการตรวจวิเคราะห์ค่าของปริมาณสารประกอบไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย (NH₄⁺) ไนไตรท์ (NO₂⁻) และไนเตรท (NO₃⁻) เมื่อพิจารณาภาพที่ 5 และ 6 ที่แสดงถึงความสัมพันธ์ของสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่างๆ กับเวลาที่ค่าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่างๆ ในระบบเอสปีอาร์ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ซึ่งจากกราฟจะเห็นได้ว่าปริมาณแอมโมเนียของน้ำเสียสังเคราะห์ทั้งสองชนิดเมื่อผ่านการบำบัดแล้วจะมีค่าแอมโมเนียที่ใกล้เคียงกันในทุกๆ ค่าของความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ จากตารางที่ 6 พบว่าน้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าสู่ระบบบำบัดจะมีปริมาณไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียอยู่เป็นส่วนใหญ่เมื่อผ่านการบำบัดแล้วปริมาณไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียจะลดลงมีค่าต่ำกว่า 2.4 มก./ล. ในส่วนของปริมาณไนโตรเจนในรูปของไนไตรท์และไนเตรทนั้น เมื่อผ่านการบำบัดแล้วปริมาณไนโตรเจนในรูปของไนไตรท์จะลดลงแต่ปริมาณไนโตรเจนในรูปของไนเตรทจะมีปริมาณเพิ่มขึ้น ทั้งนี้เนื่องมาจากระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมากกว่าดีไนตริฟิเคชัน เนื่องจากระบบนั้นอยู่ในสภาวะแอโรบิก ส่งผลให้แอมโมเนียเปลี่ยนไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทได้ค่อนข้างสูงดังสมการ (วรวิทย์ เหลืองดิลก, 2541)

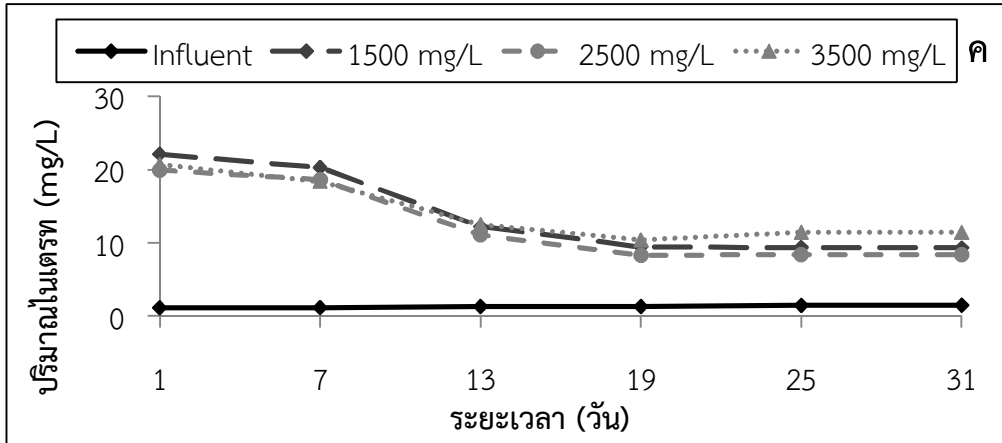


จากตารางที่ 6 จะเห็นได้ว่าน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีปริมาณไนโตรเจนในรูปของทีเคเอ็นที่ลดลงมาก และปริมาณตะกอนส่วนเกินในระบบมีค่าสูง อาจเป็นไปได้ว่าจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบบำบัดส่วนใหญ่เป็นจุลินทรีย์ในกลุ่ม Heterotrophic bacteria ซึ่งเป็นจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์และมีอัตราการเจริญเติบโตสูงกว่าจุลินทรีย์ในกลุ่ม Nitrifying bacteria

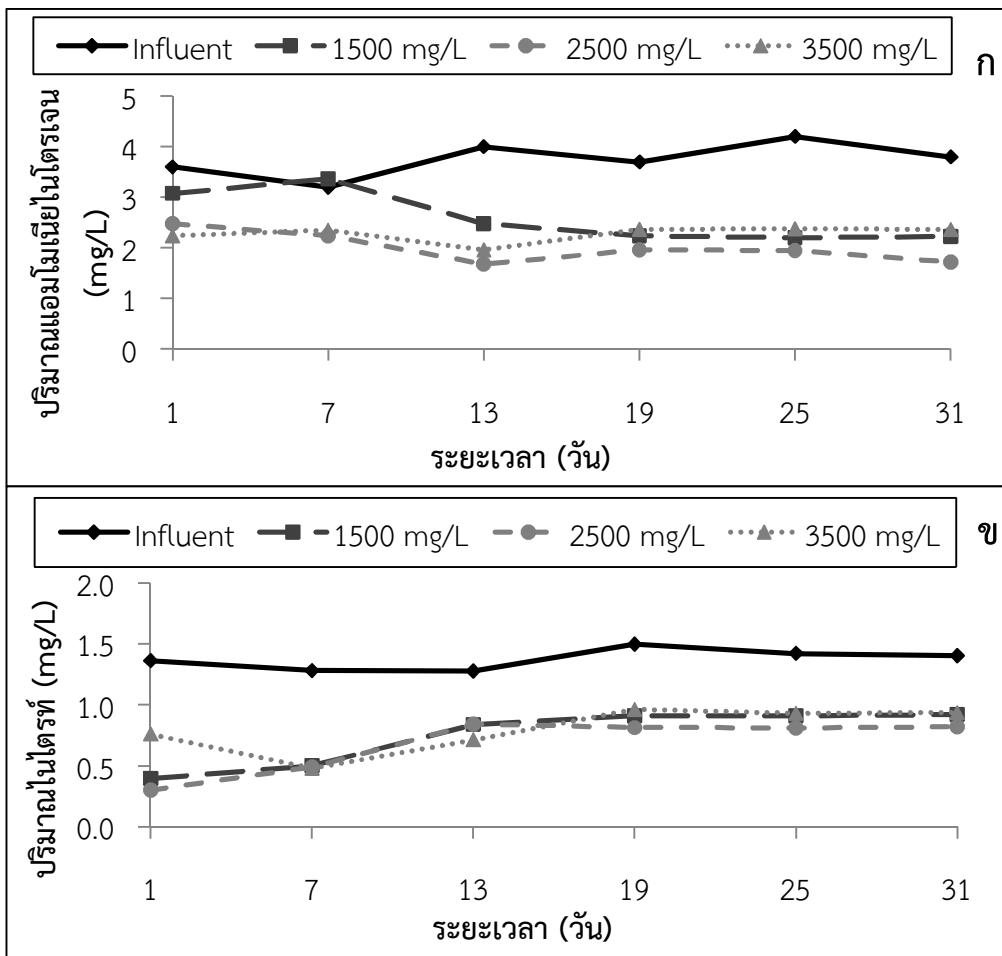
ตารางที่ 6 คุณสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากระบบ และประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบเอสบีอาร์ ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ตามลำดับ

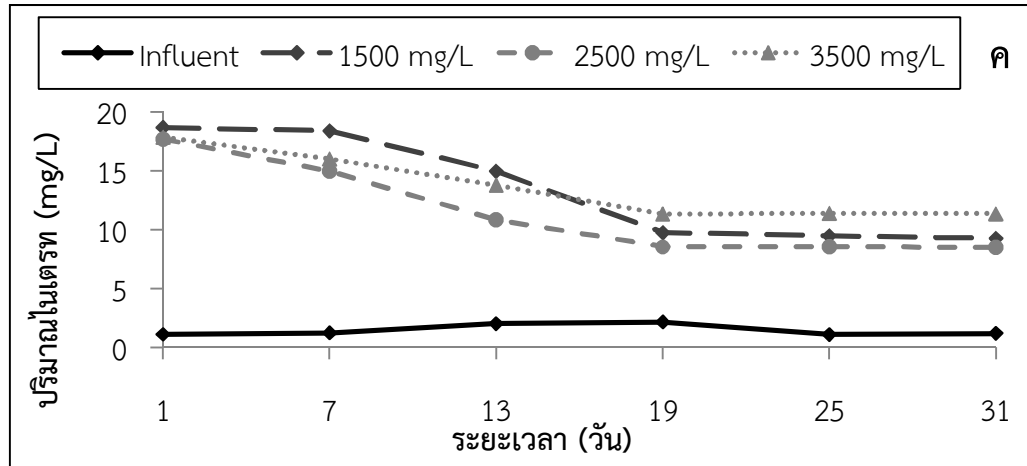
Type of STWW	MLSS (mg/L)	F/M ratio	NH ₄ ⁺		NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻		TN		% removal
			Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	
DR23	1,500	0.46±0.05	3.93±	2.28±	1.32±	0.84±	1.38±	9.36±	43.33	14.08	67.50
			0.25	0.56	0.04	0.09	0.09	0.07	±0.78	±0.22	±1.15
	2,500	0.32±0.04	3.93±	1.94±	1.32±	0.88±	1.38±	8.34±	43.33	12.13	72.01
			0.25	0.65	0.04	0.04	0.09	0.02	±0.78	±0.06	±2.12
	3,500	0.25±0.04	3.93±	2.57±	1.32±	0.78±	1.38±	11.06±	43.33	15.99	63.10
			0.25	0.66	0.04	0.06	0.09	0.59	±0.78	±0.12	±1.57
DB15	1,500	0.49±0.11	3.90±	2.43±	1.44±	0.91±	1.48±	9.51±	43.33	14.35	65.93
			0.26	0.58	0.05	0.01	0.05	0.24	±0.78	±0.93	±2.99
	2,500	0.30±0.03	3.90	1.69	1.44	0.81	1.48	8.54	42.12	13.26	68.52
			±0.26	±0.56	±0.05	±0.01	±0.05	±0.04	±2.43	±0.02	±3.89
	3,500	0.23±0.01	3.90	2.05	1.44	0.94	1.48	11.36	42.12	16.45	60.94
			±0.26	±0.43	±0.05	±0.02	±0.05	±0.03	±2.43	±0.03	±2.72





ภาพที่ 5 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนโตรเจนในรูปต่างๆ กับเวลาที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่างๆ ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนสี้อม Direct Red 23
 ก. ปริมาณแอมโมเนีย ข. ปริมาณไนไตรท์ ค. ปริมาณไนเตรท





ภาพที่ 6 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนโตรเจนในรูปต่างๆ กับเวลาที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่างๆ ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15
 ก. ปริมาณแอมโมเนีย ข. ปริมาณไนไตรท์ ค. ปริมาณไนเตรท

เมื่อพิจารณาถึงอายุตะกอนในระบบเอสปีอาร์ของน้ำเสียที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และสีย้อม Direct Blue 15 ที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 1,500, 2,500 และ 3,500 มก./ล. มีคุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์ ดังแสดงในตารางที่ 7 จากการทดลองพบว่า ค่าอายุตะกอนจะแปรผกผันกับปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ถูกระบายออกจากระบบ กล่าวคือ ที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์มากจะมีค่าอายุตะกอนน้อย และที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์น้อยจะมีค่าอายุตะกอนมาก ซึ่งหากตะกอนจุลินทรีย์มีค่าอายุตะกอนน้อย ตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะอยู่ในช่วง Log phase ตะกอนใหม่จะเกิดขึ้นเร็วมาก ทำให้มีค่าของแข็งแขวนลอย (Suspended Solid; SS) สูง น้ำเสียหลังการบำบัดแล้วจะขุ่นเนื่องจากตะกอนจะรวมกันเป็นกลุ่มก้อน (Floc) ได้ไม่ดี ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีค่าอายุตะกอนมาก ตะกอนส่วนใหญ่จะอยู่ในช่วง Decline phase หรือ Stationary phase ซึ่งระยะนี้ตะกอนจุลินทรีย์จะเพิ่มจำนวนน้อยมาก ทำให้มีค่าของแข็งแขวนลอยต่ำ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจึงมีลักษณะใส (สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

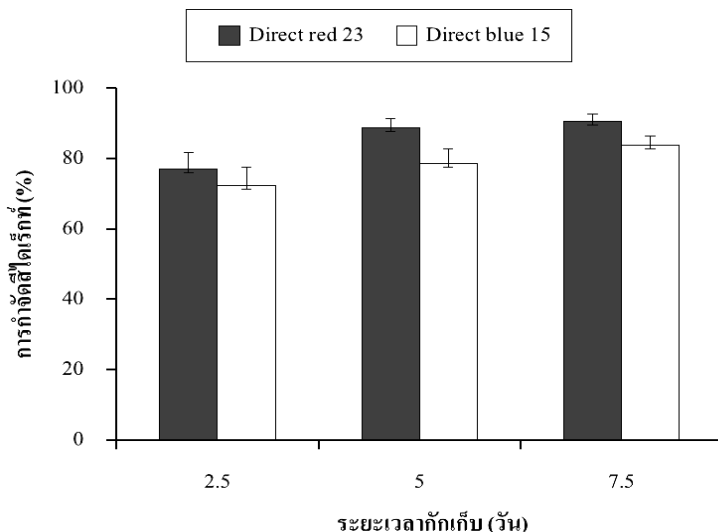
ตารางที่ 7 คุณสมบัติต่างๆ ของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดเอสปีอาร์ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 1,500, 2,500 และ 3,500 ตามลำดับ

Type of STWW	MLSS (mg/L)	Excess sludge (mg/L)	SRT (day)	SVI (mL/L)	SS (mg/L)
DR23	1,500	253±206.79	21±10.29	68.20±21.40	16±4.88
	2,500	318±224.70	14±9.64	70.18±9.26	17±5.39
	3,500	426±172.41	5±1.90	75.38±17.49	17±5.75
DB15	1,500	243±140.72	19±7.23	73.77±9.30	16±5.35
	2,500	375±238.51	10±6.65	75.37±12.63	16±6.78
	3,500	426±303.95	6±2.71	87.44±28.30	18±5.88

3.2 การศึกษาผลของระยะเวลาเก็บกักน้ำที่เหมาะสม

ประสิทธิภาพในการบำบัดสีย้อมของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15 นั้น มีประสิทธิภาพที่ค่อนข้างใกล้เคียงกัน น้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 นั้นจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15 เล็กน้อยในทุกๆ ค่าของระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย โดยที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเท่ากับ 7.5 วัน (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.11 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน) มีประสิทธิภาพในการบำบัดสีย้อมสูงที่สุด โดยพิจารณาจากภาพที่ 7 และตารางที่ 8 แสดงประสิทธิภาพของระบบเอสปีอาร์ในการบำบัดน้ำเสียที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเท่ากับ 2.5, 5 และ 7.5 วัน ตามลำดับ โดยที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเท่ากับ 7.5 วัน ระบบจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 เท่ากับร้อยละ 90.61 ± 2.14 ส่วนประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15 ระบบจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดสีย้อมเท่ากับร้อยละ 83.82 ± 2.60 จะสังเกตได้ว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเพิ่มขึ้นประสิทธิภาพในการบำบัดสีจะเพิ่มขึ้นด้วยเช่นกัน (Sirianuntapiboon *et al.*, 2007; Sirianuntapiboon & Saengow, 2004)

จากการทดลอง จะเห็นได้ว่า ระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีย้อมได้สูง เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกริยามีกิจกรรมบำบัดสีย้อมที่เกิดขึ้นหลักๆ 2 กลไก ได้แก่ กลไกการย่อยสลายสีย้อมด้วยเชื้อจุลินทรีย์ (Biodegradation) ซึ่งเกิดขึ้นจากการที่จุลินทรีย์มีการผลิตเอนไซม์ขึ้น ซึ่งมีทั้งเอนไซม์ที่ปล่อยออกมาภายในเซลล์ (Intracellular enzyme) และเอนไซม์ที่ปล่อยออกมานอกเซลล์ (Extracellular enzyme) เพื่อเร่งปฏิกริการย่อยสลายสีย้อม (Nishiya & Yamamoto, 2007) หากเชื้อจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสีย้อมเหล่านี้ได้อย่างสมบูรณ์จะได้คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ เช่นเดียวกันกับการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆ ในธรรมชาติ และกลไกการดูดซับสีย้อมโดยตะกอนจุลินทรีย์ (Bio adsorption) ซึ่งเกิดขึ้นจากตะกอนจุลินทรีย์มีการดูดซับสีเข้าสู่เซลล์ ตารางที่ 8 แสดงคุณสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากระบบ และประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ตามลำดับ ทำให้ความเข้มของสีย้อมลดลงขั้นหนึ่ง แต่เป็นเพียงระยะเวลานั้นๆ ไม่สามารถลดสีได้ในระยะยาว จนเมื่อถึงจุดที่ตะกอนจุลินทรีย์ดูดซับสีย้อมจนถึงจุดอิ่มตัวแล้ว เซลล์จะมีกระบวนการทางชีวภาพเพื่อย่อยสลายสีที่เกิดขึ้น (Silveira *et al.*, 2009)



ภาพที่ 7 ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพในการกำจัดสีย้อมกับเวลาที่ระยะเวลาที่เก็บต่างๆ ของน้ำเสีย สังกะระห์ที่มีการปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15

ในส่วนของการบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนด้วยระบบเอสปีอาร์นั้น จากตารางที่ 8 พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียที่ปนเปื้อนสีย้อมไดเร็กต์มีประสิทธิภาพค่อนข้างสูง โดยที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเท่ากับ 7.5 วัน (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.11 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน) มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์สูงที่สุด โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดค่าซีโอดี, บีโอดี5 และทีเคเอ็นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 เท่ากับร้อยละ 97.6±0.5, 65.7±0.6, และ 91.21±0.12 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการบำบัดค่าซีโอดี บีโอดี5 และทีเคเอ็นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15 เท่ากับร้อยละ 97.2±0.7, 95.5±0.7 และ 91.28±0.24 ตามลำดับ จากการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้น เมื่อระยะเวลาที่เก็บน้ำเพิ่มขึ้น (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าต่ำ) เนื่องจากระบบจะมีปริมาณสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบไม่เท่ากัน กล่าวคือที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำ 2.5, 5 และ 7.5 วัน จะมีอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบเท่ากับ 0.34, 0.17 และ 0.11 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ เมื่อมีปริมาณสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบน้อยลง จุลินทรีย์จึงสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างเต็มที่ ประสิทธิภาพของระบบจึงเพิ่มขึ้น (Sponza *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2002) แต่ถ้าหากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมีปริมาณน้อยเกินไปอาจทำให้อัตราส่วนสารอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio) มีค่าต่ำเกินไป ทำให้จุลินทรีย์ได้รับสารอาหารไม่เพียงพอที่จะนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานและสร้างเซลล์ใหม่ จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบต่ำลงได้ โดยอัตราส่วนสารอาหารต่อจุลินทรีย์ที่เหมาะสมของระบบเอสปีอาร์นั้นอยู่ในช่วง 0.05-0.30 กก.บีโอดี/กก. MLSS-วัน (สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549; Semblante *et al.*, 2015)

ตารางที่ 8 คุณสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากระบบและประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์ ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ตามลำดับ

Type of STWW	HRT (day)	Organic loading (kg BOD /m ³ ·d)	Chemical Properties							
			color		COD		BOD ₅		TKN	
			Effluent (mg/L)	% removal	Effluent (mg/L)	% removal	Effluent (mg/L)	% removal	Effluent (mg/L)	% removal
DR23	2.5	0.34	16.45±	77.10±	76±	96.2±	60±	93.0±	4.37±	89.82±
			3.46	4.71	8	0.4	9	0.9	0.11	0.31
	5	0.17	8.11±	88.71±	64±	96.8±	47±	64.5±	4.14±	90.35±
			1.97	2.76	6	0.4	8	0.8	0.12	0.13
	7.5	0.11	6.75±	90.61±	48±	97.6±	37±	65.7±	3.77±	91.21±
			1.53	2.14	9	0.5	6	0.6	0.13	0.12
DB15	2.5	0.34	10.88±	72.29±	89±	95.25±	63±	92.7±	5.15±	88.20±
			1.90	5.18	15	0.8	6	0.4	0.59	1.34
	5	0.17	8.44±	78.46±	75±	96.2±	50±	94.2±	4.26±	90.25±
			1.47	4.40	11	0.5	7	0.6	0.30	0.68
	7.5	0.11	6.36±	83.82±	56±	97.2±	39±	95.5±	3.81±	91.28±
			1.00	2.60	13	0.7	8	0.7	0.11	0.24

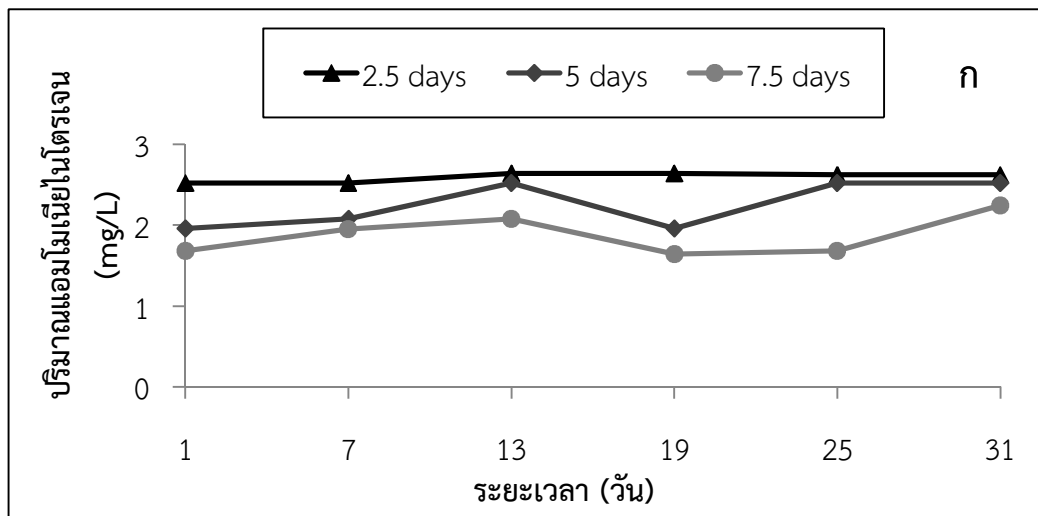
ปริมาณไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียของน้ำเสียสังเคราะห์ทั้ง 2 ชนิดเมื่อผ่านการบำบัดแล้วจะมีค่าแอมโมเนียที่ใกล้เคียงกันในทุกๆ ค่าของระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย จากตารางที่ 9 จะเห็นได้ว่า ระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์สามารถลดค่าแอมโมเนียลงมาได้ต่ำกว่า 2.9 มก./ล. ในทุกๆ กลุ่มการทดลอง ในขณะที่ปริมาณไนโตรเจนในรูปของไนไตรท์และไนเตรทนั้นจะมีลักษณะคล้ายกับการทดลองก่อนหน้า (ภาพที่ 9 และ 10) กล่าวคือ ปริมาณไนโตรเจนในรูปของไนไตรท์จะลดลง แต่ปริมาณไนโตรเจนในรูปของไนเตรทจะมีปริมาณเพิ่มขึ้น ทั้งนี้เนื่องมาจากระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมากกว่าดีไนตริฟิเคชัน

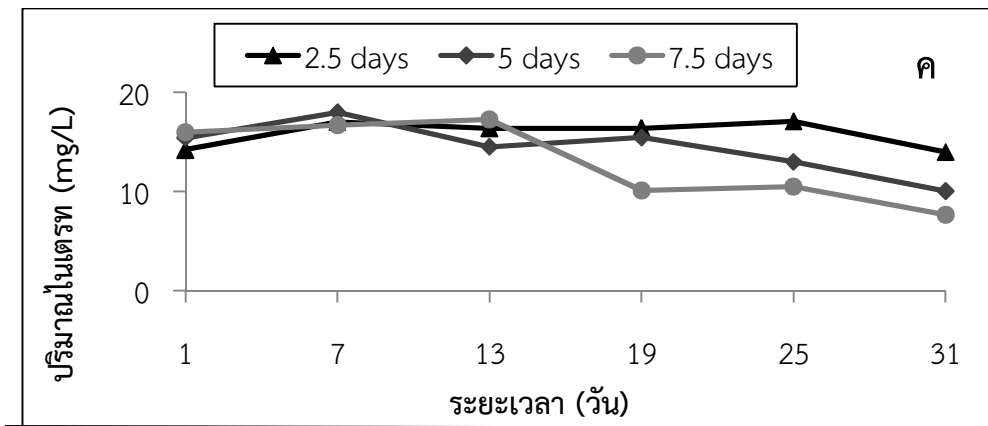
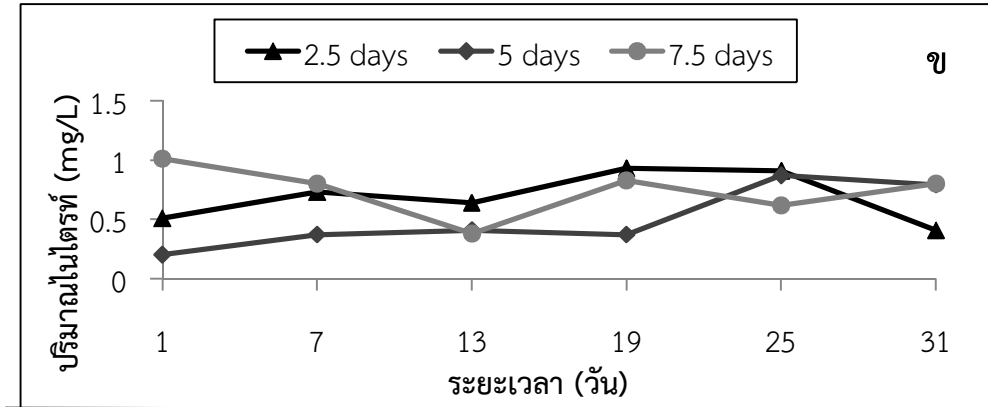
ในการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนนั้น ส่วนใหญ่แล้วจะเกิดจากกิจกรรมของจุลินทรีย์ 3 กลุ่ม ได้แก่ จุลินทรีย์ในกลุ่ม Heterotrophic bacteria, Nitrifying bacteria และ Denitrifying bacteria ซึ่งจากตารางที่ 9 พบว่าน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีปริมาณไนโตรเจนในรูปของที่เคเอ็นลดลงมาก ซึ่งเกิดจากกิจกรรมของจุลินทรีย์ในกลุ่ม Heterotrophic bacteria ซึ่งมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ โดยเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นพลังงาน (Energy source) และสร้างเซลล์ใหม่ (Cell precursor) ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณ Soluble solids และปริมาณ Excess sludge ซึ่งมีค่าสูงเมื่อพิจารณาปริมาณไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนไตรท์และไนเตรท พบว่า ปริมาณแอมโมเนียลดลง แต่ปริมาณไนเตรทมีค่าสูงขึ้น ซึ่งเกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชันในสภาวะที่มีออกซิเจน (ในช่วงปฏิกิริยา) โดยจุลินทรีย์ในกลุ่ม Nitrifying bacteria จะเปลี่ยนหรือออกซิไดส์แอมโมเนียให้เป็นสารประกอบไนโตรเจนออกไซด์ คือ ไนไตรท์และไนเตรท ซึ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นมีอยู่ด้วยกัน 2 ขั้นตอน โดยในขั้นตอนแรกของกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้น แบคทีเรียในกลุ่ม Nitrosomonas sp. จะเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนไตรท์ และขั้นตอนที่สองจะเป็นการเปลี่ยนไนไตรท์เป็นไนเตรท ซึ่งเกิดจากการทำงานของแบคทีเรียในกลุ่ม Nitrobacter sp. (Metcalf & Eddy, 2004) สารประกอบไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียในน้ำเสียจึงลดลงและปริมาณไนเตรทในน้ำเสียจึงมีมากขึ้น ส่วนปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

จะเกิดในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (ช่วงตกตะกอน) โดยจุลินทรีย์กลุ่ม Denitrifying bacteria ทำการเปลี่ยนไนเตรทในน้ำเสียให้เป็นแก๊สไนโตรเจน จึงทำให้ปริมาณไนเตรทในน้ำเสียน้อยลง (Fu *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2015; Mohamad *et al.*, 2015) เมื่อพิจารณาการดำเนินระบบด้วยระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์จะเห็นได้ว่ามีช่วงปฏิกิริยาที่ยาวนานกว่าช่วงตกตะกอน จึงทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้มากกว่า จึงยังพบไนเตรทอยู่ในน้ำเสีย

ตารางที่ 9 คุณสมบัติของสารประกอบไนโตรเจนน้ำเสียที่ออกจากระบบ และประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ตามลำดับ

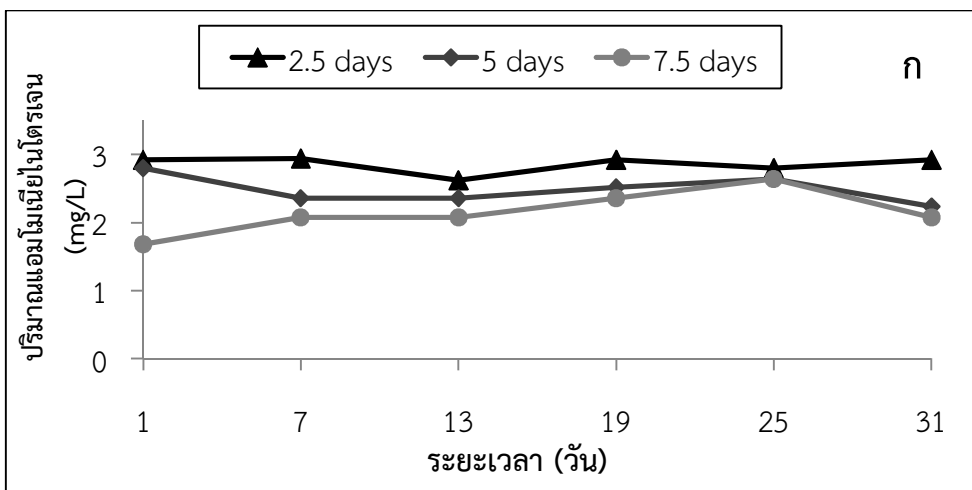
Type of STWW	HRT (days)	NH ₄ ⁺		NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻	
		Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)
DR23	2.5	3.80	2.63	2.26	0.75	0.84	15.81
		±0.10	±0.01	±0.21	±0.29	±0.08	±1.61
	5	3.80	2.33	2.26	0.68	0.84	12.83
		±0.10	±0.32	±0.21	±0.27	±0.08	±2.69
	7.5	3.80	1.85	2.26	0.75	0.84	9.41
		±0.10	±0.34	±0.21	±0.11	±0.08	±1.52
DB15	2.5	3.63	2.88	1.30	1.30	0.92	14.85
		±0.32	±0.07	±0.12	±0.12	±0.07	±1.43
	5	3.63	2.47	1.30	1.28	0.92	11.75
		±0.32	±0.21	±0.12	±0.05	±0.07	±2.38
	7.5	3.63	2.36	1.30	1.17	0.92	9.87
		±0.32	±0.28	±0.12	±0.16	±0.07	±1.00

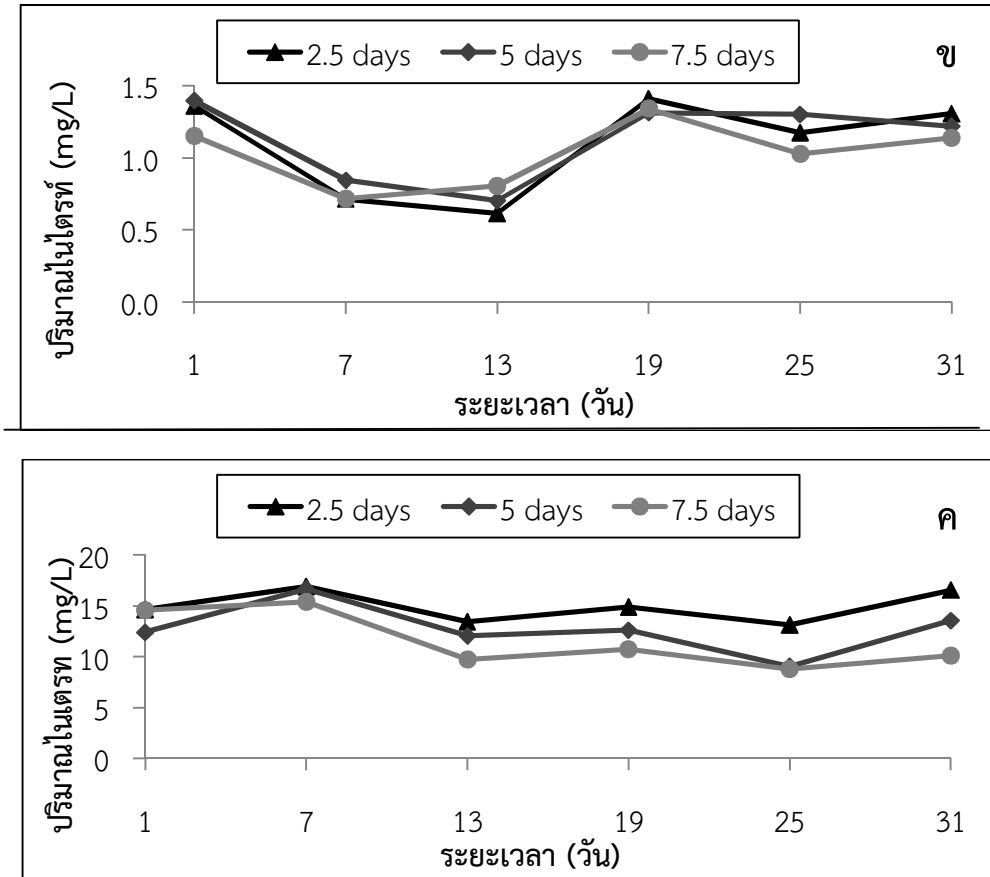




ภาพที่ 9 ความสัมพันธ์ระหว่างสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่างๆ กับเวลาที่ระยะเวลาเก็บเก็บต่างๆ ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23

ก. ปริมาณแอมโมเนีย ข. ปริมาณไนเตรต ค. ปริมาณไนเตรท





ภาพที่ 10 ความสัมพันธ์ระหว่างสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่างๆ กับเวลาที่ระยะเวลาเก็บเก็บต่างๆ ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15
 ก. ปริมาณแอมโมเนีย ข. ปริมาณไนเตรท ค. ปริมาณไนเตรท

เมื่อพิจารณาถึงปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ระบายออกจากระบบ ดังแสดงผลในตารางที่ 10 พบว่า น้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 มีค่าการระบายตะกอนส่วนเกินเท่ากับ 444 ± 198 , 262 ± 114 และ 129 ± 59 มก./วัน ตามลำดับ ส่วนน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Blue 15 มีค่าการระบายตะกอนส่วนเกินเท่ากับ 368 ± 171 , 226 ± 107 และ 99 ± 42 มก./วัน ตามลำดับ จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำ 7.5 วันมีค่าระบายตะกอนน้อยที่สุด รองลงมาคือ 5.0 และ 2.5 วัน ตามลำดับ การที่ระยะเวลากักเก็บน้ำ 7.5 วัน มีการระบายตะกอนจุลินทรีย์ออกมาน้อยที่สุด เนื่องจากโดยปกติแล้วจุลินทรีย์ในระบบบำบัดจะใช้สารอาหารที่เข้าสู่ระบบส่วนหนึ่งเป็นแหล่งพลังงานและอีกส่วนหนึ่งใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำมาก จะมีปริมาณสารอาหารที่เข้าสู่ระบบที่น้อย เมื่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดได้รับปริมาณสารอาหารน้อย จึงมีการเจริญเติบโตน้อยกว่าในระบบบำบัดที่มีระยะเวลาเก็บกักน้ำน้อย ซึ่งจะมีปริมาณสารอาหารเข้าสู่ระบบมากกว่า ดังนั้นระบบบำบัดที่มีระยะเวลาเก็บกักน้ำมากจึงมีการระบายตะกอนออกมาน้อยกว่า (Sirianuntapiboon & Saengow, 2004) และเมื่อพิจารณาถึงอายุตะกอนในระบบเอสปีอาร์ของน้ำเสีย

ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และสีย้อม Direct Blue 15 ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเท่ากับ 2.5, 5.0 และ 7.5 วัน พบว่า ค่าอายุตะกอนจะแปรผกผันกับปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ถูกระบายออกจากระบบ กล่าวคือ ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำมากจะมีค่าอายุตะกอนมาก และที่ระยะเวลากักเก็บน้ำน้อยจะมีค่าอายุตะกอนน้อย ซึ่งหากตะกอนจุลินทรีย์มีค่าอายุตะกอนน้อย ตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะอยู่ในช่วง Log phase ตะกอนใหม่จะเกิดขึ้นเร็วมาก ทำให้มีค่าของแข็งแขวนลอย(Suspended Solid; SS) สูง น้ำเสียหลังการบำบัดแล้วจะขุ่น เนื่องจากตะกอนจะรวมกันเป็นกลุ่มก้อน (Floc) ได้ไม่ดีส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีค่าอายุตะกอนมาก ตะกอนส่วนใหญ่จะอยู่ในช่วง Decline phase หรือ Stationary phase ซึ่งระยะนี้ตะกอนจุลินทรีย์จะเพิ่มจำนวนน้อยมากทำให้มีค่าของแข็งแขวนลอยต่ำ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจึงมีลักษณะใส (สันตต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549; Semblante *et al.*, 2015)

ตารางที่ 10 คุณสมบัติต่าง ๆ ของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดเอสปีอาร์ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเท่ากับ 2.5 5 และ 7.5 วัน ตามลำดับ

Type of STWW	HRT (day)	MLSS (mg/L)	Excess sludge (mg/L)	SRT (day)	SVI (mL/L)	SS (mg/L)
DR23	2.5	2,944±159	444±198	6.0±2.1	74.09±21	46±3
	5	2,761±90	262±114	9.0±3.1	66.47±18	36±2
	7.5	2,629±50	129±59	17.0±7.2	54.82±15	32±4
DB15	2.5	2,886±137	386±171	6.0±2.4	76.57±22	44±2
	5	2,726±39	226±107	10.0±3.9	67.36±18	39±3
	7.5	2599±34	99±42	22.0±8.4	53.17±15	36±2

4. สรุปผลการวิจัย

จากการศึกษาผลของปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสีย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ต่อประสิทธิภาพของระบบเอสปีอาร์ที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 1,500, 2,500 และ 3,500 มก./ล. พบว่าที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 2,500 มก./ล. มีค่าอายุตะกอน 14 วันระยะเวลาการเก็บกักน้ำ 7.5 วันนั้นมีประสิทธิภาพในการบำบัด น้ำเสียสังเคราะห์ย้อม Direct Red 23 และ Direct Blue 15 ได้ดีที่สุดโดยระบบสามารถบำบัดสีย้อม, ซีไอดี, บีโอดี5 และทีเคเอ็น ได้เท่ากับมากกว่าร้อยละ 90 เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพระหว่างการบำบัดสี Direct Red 23 และ Direct Blue 15 นั้น พบว่า การบำบัดสี Direct Red 23 จะมีประสิทธิภาพสูงกว่าสี Direct Blue 15 เนื่องจากสี Direct Red 23 มีมวลโมเลกุลน้อยกว่าสี Direct Blue 15 ซึ่งมีผลต่ออัตราการย่อยสลายสีย้อม เมื่อพิจารณา ค่าไนโตรเจนและไนเตรท พบว่า น้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบเอสปีอาร์นั้นจะมีปริมาณไนโตรเจนในรูปไนเตรทค่อนข้างสูง แสดงว่าระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมากกว่าดีไนตริฟิเคชัน เนื่องจากระบบนั้นอยู่ในสภาวะแอโรบิก ส่งผลให้แอมโมเนียเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนและไนเตรท ได้ค่อนข้างสูง

จากการศึกษาผลของระยะเวลากักเก็บน้ำเสียสังเคราะห์ต่อประสิทธิภาพของระบบเอสปีอาร์ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำ 2.5, 5 และ 7.5 วัน ตามลำดับ พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดสีย้อม

สารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนด้วยระบบเอสปีอาร์จะมีแนวโน้มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บน้ำสูงขึ้น (อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าต่ำ) โดยที่ระยะเวลาเก็บน้ำ 7.5 วัน (อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.11 กก. บีโอดี/ลบ.ม./วัน) มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีย้อม สารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนสูงที่สุด เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บน้ำ 7.5 วัน จะมีอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบต่ำ (0.11 กก. บีโอดี/ลบ.ม./วัน) เมื่อมีปริมาณสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบน้อย จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างสมบูรณ์ ประสิทธิภาพในการบำบัดจึงสูงขึ้น แต่ถ้าหากระยะเวลาเก็บน้ำมากเกินไปก็จะทำให้อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์น้อยลงจนปริมาณสารอาหาร ไม่เพียงพอต่อความต้องการของตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งอาจทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงได้เช่นกัน เมื่อพิจารณาที่ค่าอายุตะกอนและปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ระบายออกจากระบบ พบว่าค่าอายุตะกอนมีความสัมพันธ์กับปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ถูกระบายออกจากระบบ กล่าวคือที่ระยะเวลาเก็บน้ำ 7.5 วันจะมีคุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์ดีที่สุด เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บน้ำมากจะมีค่าอายุตะกอนมาก ซึ่งตะกอนส่วนใหญ่จะอยู่ในช่วง Decline phase หรือ Stationary phase ซึ่งเป็นระยะที่ตะกอนจุลินทรีย์มีการเพิ่มจำนวนน้อยมาก จึงทำให้มีค่าของแข็งแขวนลอยต่ำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจึงมีลักษณะใส

5. ข้อเสนอแนะ

จากงานวิจัยนี้ พบว่า หากต้องการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์ในการบำบัดสีย้อมสามารถทำได้โดย

5.1 ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการใช้ระบบบำบัดแบบแอนนอซิก/ออกซิก เอสปีอาร์เปรียบเทียบกับระบบบำบัดเอสปีอาร์แบบดั้งเดิม

5.2 ศึกษาผลของอัตราส่วนแอนนอซิกต่อออกซิกต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดกับน้ำเสียจริง และศึกษาความเป็นพิษของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว 3. ศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ที่เจริญในสภาวะต่างๆ ของระบบ

6. เอกสารอ้างอิง

- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. (2544). การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพมหานคร : สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- วรวิทย์ เหลืองดิลก. (2541). ผลของโครงสร้างทางเคมีของสีย้อมรีแอคทีฟต่อการลดสีด้วยกระบวนการเอสปีอาร์แบบแอนแอโรบิก-แอโรบิก. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วิวรรณ ขจรเกียรติคุณ. (2539). การใช้ถังกรองดูดซับในการบำบัดสีจากน้ำเสียโรงงานฟอกย้อมสิ่งทอในการบำบัดขั้นสุดท้าย. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- สันทนต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์. (2549). ระบบบำบัดน้ำเสีย: การเลือกใช้ การออกแบบ การควบคุม และการแก้ไขปัญหา. กรุงเทพมหานคร : สำนักพิมพ์ท็อป.

- สำนักงานเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมโรงงาน. (2542). **คู่มือการจัดการสิ่งแวดล้อมอุตสาหกรรม**
พอกย่อย. กรุงเทพมหานคร : กระทรวงอุตสาหกรรม กรมโรงงานอุตสาหกรรม.
- APHA; AWWA & WPCF. (2005). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. (21st ed.). Washington DC, USA.
- Banat, I.M.; Nigam, P.; Singh, D. & Marchant, R. (1996). Microbial decolorization of textile-dye containing effluents: a review. **Bioresource Technology**, 58, 217–227.
- Casellas, M.; Dago, C. & Baudu, M. (2006). Set up and assessment of a control strategy in a SBR in order to enhance nitrogen and phosphorus removal. **Process Biochemistry**, 41, 1994–2001.
- Chan, C.H. & Lim, P.E. (2007). Evaluation of sequencing batch reactor performance with aerated and unaerated FILL periods in treating phenol-containing wastewater. **Bioresource Technology**, 98, 1333–1338.
- Chen, Y.; Li, B.; Ye, L. & Peng, Y., (2015). The combined effects of COD/N ratio and nitrate recycling ratio on nitrogen and phosphorus removal in anaerobic/anoxic/aerobic (A/O) - biological aerated filter (BAF) systems, **Biochemical Engineering Journal**, 93, 235–242.
- Dawkar, V.V.; Jadhav, U.U.; Jadhav, M.U; Kagalkar, A.N. & Govindwar, S.P. (2010). Efficient industrial dye decolorization by *Bacillus* sp. VUS. with its enzyme system. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 73, 1696-1703.
- Department of industrial Works. (2002). **The Industrials Statistic in Thailand 2002**. Bangkok: Ministry of Industry, Department of Industrial Works.
- Farabegoli, G.; Chiavola, A.; Rolle, E. & Naso, M. (2010). Decolorization of reactive red 195 by a mixed culture in an alternating anaerobic–aerobic sequencing batch reactor. **Biochemical Engineering Journal**, 52, 220–226.
- Fu, Z.M.; Yang, F.L.; Zhou, F.F. & Xue, Y. (2009), Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater. **Bioresource Technology**, 100, 136-141.
- Khouni, I.; Marrot, B. & Amar, RB. (2012). Treatment of reconstituted textile wastewater containing a reactive dye in an aerobic sequencing batch reactor using a novel bacterial consortium. **Separation and Purification Technology**, 87, 110–119.
- Kim, T.; Park, C.; Lee, J.; Shin, E. & Kim, S. (2002). Pilot scale treatment of textile wastewater by combined process (fluidized biofilm process - chemical coagulation - electrochemical oxidation). **Water Research**, 36, 3979-3988.

- Metcalf & Eddy. (2004). **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. (4th Edition). Singapore: McGraw Hill.
- Mohamad, A.F.; Noorul, H.A.; Abdull, R.M.Y. & Etienne, P. (2015). Conditioning the alternating aerobic-anoxic process to enhance the removal of inorganic nitrogen pollution from a municipal wastewater in France. **Journal of Cleaner Production**, 100, 195-201.
- Nishiya, Y. & Yamamoto, Y. (2007). Characterization of a NADH: Dichloroindophenol Oxidoreductase from *Bacillus subtilis*. **Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry**, 71, 611-614.
- Ong, S.A.; Toorisaka, E.; Hirata, M. & Hano, T. (2005). Treatment of azo dye Orange II in aerobic and anaerobic–SBR systems. **Process Biochemistry**, 40, 2907–2914.
- Parshettia, G.K.; Telkeb, A.A.; Kalyanib, D.C., & Govindwarb, S.P. (2010). Decolorization and detoxification of sulfonated azo dye methyl orange by *Kocuria rosea* MTCC 1532. **Journal of Hazardous Materials**, 176, 503-509.
- Pearcea, C.I.; Lloydb, J.R. & Guthriea, J.T. (2003). The removal of color from textile wastewater using whole bacterial cells: A review. **Dyes Pigment**, 58, 179–196.
- Saratale, R.G.; Saratale, G.D.; Chang, J.S. & Govindwar, S.P. (2011). Bacterial decolorization and degradation of azo Dyes: A review. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, 42, 138–157.
- SAS Institute. (1996). **The SAS System for Windows, Version 6.12**. SAS Institute: Cary, NC.
- SCCNFP. (2002). **Opinion concerning the safety review of the use of certain azo-dyes in cosmetic products according to the cosmetic directive 76/768/EFC**. Opinion expressed at the 19th plenary meeting.
- Semblante, G.U.; Hai, F.I.; Huang, X.; Ball, A.S.; Price, W.E. & Nghiem, L.D. (2015). Trace organic contaminants in biosolids: Impact of conventional wastewater and sludge processing technologies and emerging alternatives. **Journal of Hazardous Materials**, 300, 1–17.
- Silveira, E.; Marques, P.P.; Silva, S.S.; Lima-Filho, J.L.; Porto, A.L.F. & Tambourgi, E.B. (2009). Selection of *Pseudomonas* for industrial textile dyes decolourization. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 63, 2, 230–235.

- Singh, M. & Srivastava, RK. (2011). Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: A review. **Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering**, 6, 3–13.
- Sirianuntapiboon, S. & Saengow, W. (2004). Removal of vat dyes from textile wastewater using bio-sludge. **Water Quality Research Journal of Canada**, 30, 273-284.
- Sirianuntapiboon, S. & Sansak, J. (2008), Treatability studies with granular activated carbon (GAC) and sequencing batch reactor (SBR) system for textile wastewater containing direct dyes. **Journal of Hazardous Materials**, 159(2-3), 404-411.
- Sirianuntapiboon, S.; Sadahiro, O. & Salee, P. (2007). Some properties of a granular activated carbon-sequencing batch reactor (GAC-SBR) system for treatment of textile wastewater containing direct dyes. **Journal of Environmental Management**, 85(1), 162-170.
- Sponza, D.T. & Isik, M. (2002). Decolorization and azo dye degradation by anaerobic/aerobic sequential process. **Enzyme and Microbial Technology**, 31, 102-110.
- Van der Zee, F.P. & Villaverde, S. (2005). Combined anaerobic–aerobic treatment of azo dyes – A short review of bioreactor studies. **Water Research**, 39, 1425–1440.