การควบคุมปัญหาตะกอนลอยที่เกิดจากแบคทีเรียเส้นใยจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

Control of Bulking Sludge Problem Caused by Filamentous Bacteria from Activated Sludge System in Rubber Latex Processing Plant

ป.จิรวัฒน์ จันทร์ทอง

Por.Jirawat Janthong

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพ
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Master of Science in Biotechnology Prince of Songkla University

2552

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

TD756 ป26 2552 ฉ.2
363666
27 ต.ค. 2552

ชื่อวิทยานิพนธ์ การควบคุมปัญหาตะกอนลอยที่เกิดจากแบคทีเรียเส้นใยจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

ผู้เขียน นายป.จิรวัฒน์ จันทร์ทอง

สาขาวิชา เทคโนโลยีชีวภาพ

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

.....

(ดร.ปิยะรัตน์ บุญแสวง)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

.....

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชีวกิดาการ)

คณะกรรมการสอบ

.....ประธานกรรมการ

(รองศาสตราจารย์ ดร.พูนสุข ประเสริฐสรรพ์)

.....กรรมการ

(ดร.ปิยะรัตน์ บุญแสวง)

.....กรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชีวกิดาการ)

.....กรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นุกูล อินทระสังขา)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพ

.....

(รองศาสตราจารย์ ดร.เกริกชัย ทองหนู)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อวิทยานิพนธ์	การควบคุมปัญหาตะกอนลอยที่เกิดจากแบคทีเรียเส้นใยจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา
ผู้เขียน	นาย ป.จิรวัฒน์ จันทร์ทอง
สาขาวิชา	เทคโนโลยีชีวภาพ
ปีการศึกษา	2551

บทคัดย่อ

แบคทีเรียเส้นใยเป็นสาเหตุหนึ่งของปัญหาการเกิดฟองและตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา เมื่อวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำเสียตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน 2550 ถึงเดือน เมษายน 2551 พบว่า มี 3 ปัจจัยหลักที่เป็นสาเหตุของการเจริญของแบคทีเรียเส้นใยคือ ค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำ (pH 4.52-5.21) ค่าออกซิเจนละลายในน้ำต่ำ (0.25-1.65 มิลลิกรัมต่อลิตร) และอัตราส่วน F/M ต่ำ (0.02-0.19 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน) เริ่มต้นทำการทดลองโดยใช้ระบบตะกอนเร่งจำลองในห้องปฏิบัติการประกอบด้วยถังให้อากาศขนาด 10 ลิตรร่วมกับการใช้ถังคัดพันธุ์ขนาด 0.12 ลิตร และ ถังตกตะกอนขนาด 1.5 ลิตร ทำการเริ่มต้นเดินระบบจนเกิดตะกอนลอย หลังจากนั้นศึกษาผลของการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าระบบต่อการเกิดตะกอนลอยพบว่า การปรับสภาพความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียเป็นพีเอช 7.0 ทำให้ค่า SVI ในถังให้อากาศลดลงจาก 199 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือเพียง 62.8 มิลลิลิตรต่อกรัม ขณะที่ชุดการทดลองที่ไม่ปรับสภาพค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสีย (pH 4.5-5.5) พบว่า ค่า SVI ลดลงจาก 202 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือเพียง 113 มิลลิลิตรต่อกรัม ภายใน 10 วัน และเมื่อทำการทดลองปรับอัตราส่วน F/M ที่ 0.01-0.1, 0.2-0.4 และ 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน พบว่าที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีประสิทธิภาพในการลดตะกอนลอยและมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้ดีที่สุด โดยในชุดการทดลองที่มีถังคัดพันธุ์ มีค่า SVI ลดลงจาก 185 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 58.9 มิลลิลิตรต่อกรัม และประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 98.8 เปอร์เซ็นต์หลังจากวันที่ 8 ของการทดลอง ส่วนในชุดการทดลองที่ไม่มีถังคัดพันธุ์ มีค่า SVI ลดลงจาก 195 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 62.0 มิลลิลิตรต่อกรัมและเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 95.4 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 8 ของการทดลอง นอกจากนี้ยังได้ศึกษาผลของการให้อากาศในถังคัดพันธุ์เปรียบเทียบกับการไม่ให้อากาศในถังคัดพันธุ์ พบว่าค่า SVI และ เปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีไม่ได้แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.01$) และจากการศึกษาผลของการเติมสาร

กำจัดแบคทีเรีย ได้แก่ โซเดียมไฮโปคลอไรท์ที่ความเข้มข้น 0, 28, 140 และ 280 กรัมต่อกิโลกรัม ·MLSS ตามลำดับ พบว่าที่ความเข้มข้น 140 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS มีค่าเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีสูงที่สุดเท่ากับ 95.8 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 15 ของการทดลอง สุดท้ายได้ทำการทดลองโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา โดยศึกษาผลของการควบคุมอัตราส่วน F/M ให้อยู่ในช่วง 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วันในสถานการณ์จริง พบว่า ก่อนการปรับปรุงมีอัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.12 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน แต่หลังจากการปรับอัตราส่วน F/M พบว่าในวันที่ 40 ของการทดลองสามารถเดินระบบที่อัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.21 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน โดยมีค่า SVI ลดลงจาก 175 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 107 มิลลิลิตรต่อกรัมและมีเปอร์เซ็นต์การบำบัดซีโอดีเท่ากับ 96.8 เปอร์เซ็นต์ และผลของการควบคุมอัตราส่วน F/M ไม่ได้มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์แต่มีผลต่อการจมตัวของตะกอนจุลินทรีย์เมื่อเข้าสู่ถังตกตะกอน

Thesis Title	Control of Bulking Sludge Problem Caused by Filamentous Bacteria from Activated Sludge System in Rubber Latex Processing Plant
Author	Mr.Por.Jirawat Janthong
Major Program	Biotechnology
Academic Year	2008

ABSTRACT

Filamentous bacteria are one of the causes of foaming and bulking sludge problems in activated sludge wastewater treatment system of rubber latex processing plant. The characteristics of wastewater were analyzed during November 2007 to April 2008. It was found that there were 3 main factors to proliferate the overgrowth of filamentous bacteria such as low pH (pH 4.52-5.21), low dissolved oxygen (0.25-1.65 mg/l) and low F/M ratio (0.02-0.19 g·BOD_5 /g·MLSS·d). The laboratory model of activated sludge wastewater treatment system was consisted of 10 L-aeration tank with 0.12 L-selector and 1.5-L sedimentation tank. The start-up was operated until the bulking problem occurred. Then the effect of pH adjustment of influent on bulking formation was investigated. Adjusting pH to 7.0 resulted in the reduction of SVI in aeration tank from 199 ml/g to 62.8 ml/g. However, in the experiment without pH adjustment (pH 4.5-5.5) the SVI decreased from 202 ml/g to 113 ml/g after 10 days of operation. Furthermore, the effect of controlling F/M ratio of 0.01-0.1, 0.2-0.4 and 0.4-0.6 g·BOD_5 /g·MLSS·d was examined. It was found that F/M ratio of 0.2-0.4 g·BOD_5 /g·MLSS·d gave the good performance in the reduction of bulking and the highest COD removal. In the experiment using aeration tank with selector, SVI in the aeration tank decreased from 185 ml/g to 58.9 ml/g and COD removal of 98.8% was achieved after 8 days of the experiment. While the experiment without the selector tank, SVI in the aeration tank decreased from 195 ml/g to 62.0 ml/g and COD removal of 95.4% was achieved after 8 days of the experiment. Moreover, the effect of aeration in the selector tank was studied comparing to non-aeration in the selector tank. It was found that the SVI and COD removal were not significant difference ($p > 0.01$). Besides, the effect of bactericide; sodium hypochlorite, at the concentration of 0, 28, 140 and 280 g/kg·MLSS were examined. The result

showed that the highest COD removal was 95.8% at 140 g/kg·MLSS after 15 days of the experiment. Finally, the experiment was conducted at the activated sludge wastewater treatment system in a rubber latex processing plant. The effect of F/M ratio controlling at 0.2-0.4 g·BOD_5 /g·MLSS·d under the real situation was investigated. Before starting the experiment, the F/M ratio of the system was operated at 0.12 g·BOD_5 /g·MLSS·d. After 40 days with the control of F/M ratio, the F/M ratio of 0.21 g·BOD_5 /g·MLSS·d was achieved with SVI in the aeration tank decreased from 175 ml/g to 107 ml/g and COD removal of 96.8%. It was found that the control of F/M ratio did not affect on the efficiency of organic removal except efficiency of sedimentation of microorganism.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้เสร็จสมบูรณ์ได้ด้วยความช่วยเหลือของผู้มีพระคุณหลายท่าน ข้าพเจ้าขอกราบขอบพระคุณ ดร. ปิยะรัตน์ บุญแสวง อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชีวกิดาการ อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม ที่คอยให้คำปรึกษาแนะนำในการวิจัย การค้นคว้าเอกสารและการเขียนวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ ขอขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร. พูนสุข ประเสริฐสรรพ์ ประธานคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นุกูล อินทระสังขา กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ที่กรุณาให้คำแนะนำและตรวจทานแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้ถูกต้องและสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์สำหรับทุนอุดหนุนการค้นคว้าวิจัย คณะอุตสาหกรรมเกษตรสำหรับสถานที่ทำการวิจัยรวมทั้งทุนทักษะนักอุตสาหกรรมเกษตร สนับสนุนโดยสำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ (สวทช.) ขอขอบคุณโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา ที่เอื้อเฟื้อวัตถุดิบและสถานที่ในการทำวิจัย และวิทยานิพนธ์ฉบับนี้จะสมบูรณ์ไม่ได้หากขาดการกำลังใจจากครอบครัวของข้าพเจ้า จึงขอขอบคุณไว้ ณ โอกาสนี้ ขอขอบคุณนักศึกษาปริญญาโทและเอก สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพที่ให้คำแนะนำต่าง ๆ เกี่ยวกับการวิจัย ขอขอบคุณทุกท่านที่มีส่วนช่วยให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จสมบูรณ์ด้วยดี

ป.จิรวัฒน์ จันทร์ทอง

สารบัญ

หน้า

สารบัญ..... (8)

LIST OF TABLES..... (9)

LIST OF FIGURES..... (10)

บทที่

1 บทนำ..... 1

บทนำต้นเรื่อง..... 1

การตรวจเอกสาร..... 2

วัตถุประสงค์..... 26

2 วัสดุ อุปกรณ์ และวิธีการ..... 27

วิธีการทดลอง..... 27

วัสดุ..... 32

อุปกรณ์..... 35

วิธีการวิเคราะห์..... 36

3 ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง..... 39

4 บทสรุปและข้อเสนอแนะ..... 68

เอกสารอ้างอิง..... 71

ภาคผนวก..... 77

ประวัติผู้เขียน..... 94

LIST OF TABLES

Table		Page
1.	Type of filamentous bacteria which cause of foaming and bulking.....	14
2.	Level show volume of filamentous bacteria which cause bulking problem.....	19
3.	Parameter for wastewater characterization and analytical methods.....	33
4.	Characteristic of wastewater from activated sludge wastewater treatment system of rubber latex processing plant on November 2007 to April 2008..... ...	47
5.	Characteristic of filamentous bacteria in aeration tank of rubber latex processing plant.....	49
6.	Results of SVI, F/M ratio, COD and COD removal efficiency.....	64
7.	Effect of F/M ratio adjustment control (0.2-0.4 g·BOD_5/g·MLSS·d) of activated sludge wastewater treatment system of Rubber latex processing plant.....	67

LIST OF FIGURES

Figure		Page
1.	Plan of activated sludge wastewater treatment system.....	4
2.	Microorganism transfer in cell level.....	6
3.	Floc phenomenon level in activated sludge wastewater treatment system.....	7
4.	Characteristic of floc-forming from Scanning Electron Microscope (SEM).....	8
5.	(a) : Filamentous bacteria *Micorthrix parvicella* (b) : Filamentous bacteria Type 021N and Type 0041.....	14
6.	Morphology of *Microthrix parvicella* before bactericide addition.....	19
7.	Change of morphology of *Microthrix parvicella* after bactericide addition : (a) Chlorine (b) QAS.....	19
8.	Production step of latex.....	22
9.	Production step of block rubber STR 5L.....	23
10.	Production step of block rubber STR 20.....	24
11.	The activated sludge process treating pulp and paper mill wastewater.....	25
12.	Diagram of wastewater treatment system of rubber latex processing plant.....	33
13.	Process of activated sludge wastewater treatment system in laboratory.....	33
14.	Activated sludge wastewater treatment system in laboratory. (1) aeration tank (2) sedimentation tank.....	34
15.	Selector located in aeration tank.....	34
16.	Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on November 2007.....	39
17.	Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on December 2007.....	41
18.	Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on January 2008.....	42
19.	Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant On February 2008.....	43

LIST OF FIGURES (cont.)

Figure		Page
20.	Foaming and bulking in aeration pond of Rubber latex processing plant on March 2008	44
21.	Foaming and bulking in aeration pond of Rubber latex processing plant on April 2008	45
22.	Filamentous bacteria from aeration tank of Rubber latex processing plant Gram's Strain (1000X):a) Type 1, b) Type 2, c) Type 3 and d) Type 4	50
23.	Effect of pH adjustment on Sludge Volume Index (SVI)	52
24.	Effect of pH adjustment on COD removal efficientcy	53
25.	Effect of F/M ratio on Sludge Volume Index (SVI) in the experiment without Selector	54
26.	Effect of F/M ratio on COD removal in the experiment without selector	55
27.	Effect of F/M ratio on Sludge Volume Index (SVI) in the experiment with	58
28.	Effect of F/M ratio on COD removal efficiency in the experiment with selector	58
29.	Effect of oxygen addition in selector on Sludge Volume Index (SVI)	59
30.	Effect of oxygen addition in selector on COD removal efficiency	59
31.	Effect of bactericide on Sludge Volume Index (SVI)	60
32.	Effect of bactericide on COD removal efficiency	61
33.	Sludge volume index (SVI) variation after F/M ratio adjustment to 0.2-0.4 g·BOD_5 /g·MLSS·d	63
34.	Relationship of SVI and F/M ratio	63
35.	Green algae phenomenon in aeration tank during F/M ratio adjustment	65

Figure-Appendix

36.	Standard curve for phosphate analyze	87
37.	Dichotomous key for identification of filamentous bacteria organism in activated sludge	90

บทที่ 1

บทนำ

บทนำต้นเรื่อง

อุตสาหกรรมยางพารา เป็นอุตสาหกรรมที่มีความสำคัญต่อเศรษฐกิจทางภาคใต้ของประเทศไทย ซึ่งในปัจจุบันกำลังการผลิตของอุตสาหกรรมยางพาราในแต่ละวันมีปริมาณมาก เพื่อให้เพียงพอต่อความต้องการ ส่งผลให้น้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตในขั้นตอนต่าง ๆ ซึ่งมาจากการใช้น้ำในปริมาณมาก น้ำเสียจากกระบวนการการผลิตของอุตสาหกรรมยางพารามีปริมาณสารอินทรีย์ ปริมาณของแข็งแขวนลอยและปริมาณซัลเฟต (SO_4^{2-}) สูง เมื่อเกิดการสลายสารอินทรีย์ซึ่งนอกจากได้พลังงานแล้วยังได้สารประกอบที่มีกลิ่นเหม็นรบกวน เช่น ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) (อาแอเสาะ เด่นดารา, 2548) จึงไม่สามารถปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติได้โดยตรง โรงงานจึงต้องมีระบบบำบัดน้ำเสีย ที่มีคุณภาพเพื่อสามารถปล่อยน้ำเสียลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติและไม่ส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตตามธรรมชาติ

โรงงานอุตสาหกรรมในจังหวัดสงขลานิยมใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge process) (สำนักงานอุตสาหกรรมจังหวัดสงขลา, 2547) เนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูง โดยอาศัยจุลินทรีย์ที่มีปริมาณมากพอสำหรับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียในสภาวะที่มีอากาศ จุลินทรีย์จะใช้ออกซิเจนเป็นตัวออกซิไดซ์ โดยเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปตะกอนแขวนลอย อนุภาคขนาดเล็ก รวมทั้งที่อยู่ในรูปสารละลายในน้ำเสียให้เป็นเซลล์จุลินทรีย์และสารอนินทรีย์ ซึ่งจะถูกกำจัดออกโดยถังตกตะกอน (สมใจ ศิริโภค, 2547) แต่ในระบบบำบัดแบบตะกอนเร่งหากมีการควบคุมระบบและการเติมอากาศที่ไม่ดี จะทำให้เกิดปัญหาการเกิดฟองและตะกอนลอยในบ่อตกตะกอน ปัญหาตะกอนลอยที่เกิดขึ้นในโรงงานอุตสาหกรรมยางพาราเกิดขึ้นเนื่องจากมีแบคทีเรียเส้นใย (Filamentous Bacteria) (อาแอเสาะ เด่นดารา, 2548) มากเกินไป ทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงและไม่สามารถแยกตะกอนสลัดจ์ออกจากน้ำส่วนใสทำให้น้ำที่ออกจากระบบมีความขุ่นวิธีการหนึ่งที่จะแก้ปัญหาดังกล่าวได้ คือ การเลือกใช้ถังคัดพันธุ์ (selector) ซึ่งลักษณะของถังคัดพันธุ์นั้นเป็นถังขนาดเล็กทำหน้าที่คัดเลือกแบคทีเรียจากตะกอนหมุนเวียนที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และการเกิดกลุ่มก้อนของจุลินทรีย์หรือเกิดฟล็อก (floc) ที่ดี สามารถควบคุมการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจำพวกเส้นใยก่อนที่ตะกอนจุลินทรีย์จะเข้าสู่ถังเติมอากาศ (วรินยุพา บุณยรัตพันธุ์ และคณะ, 2007) นอกจากนี้การควบคุมอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (อัตราส่วน F/M) และการใช้สารเคมีกำจัดแบคทีเรียเส้นใยส่งผลให้ในถังเติมอากาศมีจุลินทรีย์ที่มี

ประสิทธิภาพ ส่งผลให้ประสิทธิภาพโดยรวมดีขึ้น และลดปัญหาการเกิดฟองและตะกอนลอยได้ที่สำคัญอย่างยิ่งคือน้ำมีคุณภาพดีขึ้นเมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติก็จะไม่ส่งผลต่อระบบนิเวศของสิ่งแวดล้อมบริเวณนั้น

ดังนั้นในการวิจัยครั้งนี้จึงเป็นการศึกษาประสิทธิผลของการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง ของน้ำเสีย การควบคุมอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (อัตราส่วน F/M) การเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์ การเติมสารกำจัดแบคทีเรีย (bactericide) ซึ่งจะทดลองภายใต้สภาวะจริงของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานแปรรูปน้ำยางพาราซึ่งเป็นสภาวะที่เอื้อต่อการเกิดตะกอนลอยเพื่อเป็นแนวทางในการแก้ไขปัญหาและนำไปใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียจริงในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

การตรวจเอกสาร

1. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งหรือระบบเอเอส (Activated sludge)

เป็นวิธีบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีวภาพที่นิยมใช้กันมาก เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) โดยอาศัยจุลินทรีย์พวกที่ใช้ออกซิเจน (Aerobic Bacteria) เป็นตัวหลักในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จุลินทรีย์เหล่านี้จะลอยอยู่ในน้ำตะกอนของถังเติมอากาศ ซึ่งจุลินทรีย์จะขยายพันธุ์เพิ่มปริมาณขึ้นในลักษณะที่เรียกว่าการเจริญเติบโตแขวนลอย (Suspended growth)

ระบบตะกอนเร่งมีหลายแบบแต่ทุกแบบมีหลักการเหมือนกันคือทุกระบบจะต้องประกอบด้วยส่วนสำคัญ 3 ส่วน คือ

1. บ่อเติมอากาศ (Aeration Tank) ทำหน้าที่เป็นบ่อเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ให้เจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนให้เพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยการบำบัดสิ่งสกปรกต่างๆของระบบจะเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ในบ่อนี้ ภายในบ่อเติมอากาศจะติดตั้งเครื่องเติมอากาศ (Aerator) ไว้เพื่อเพิ่มออกซิเจนให้แก่น้ำเสียรวมทั้งเป็นเครื่องกวนน้ำเสียให้สัมผัสกับจุลินทรีย์ไปในตัวด้วย

2. ถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) ทำหน้าที่เป็นถังแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำที่บำบัดแล้ว ซึ่งส่งมาจากบ่อเติมอากาศโดยน้ำตะกอนจะถูกกักอยู่ในถังนี้ช่วงเวลาหนึ่ง น้ำส่วนใสจะไหลล้นไป ส่วนตะกอนที่อยู่ก้นถังส่วนหนึ่งจะถูกสูบกลับไปยังบ่อเติมอากาศอีกครั้งหนึ่ง และอีกส่วนหนึ่งจะเป็นตะกอนส่วนเกินที่ต้องนำไปกำจัด

3. ระบบสูบตะกอนย้อนกลับ (Sludge Recycle) ทำหน้าที่สูบตะกอนจุลินทีย์ที่แยกออกจากน้ำส่วนใสแล้วกลับมายังบ่อเติมอากาศอีกครั้งทั้งนี้เพื่อควบคุมปริมาณจุลินทรีย์ในบ่อเติมอากาศให้เหมาะสมและเพียงพอต่อการทำลายสิ่งสกปรกในน้ำโดยได้แสดงแผนผังของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งไว้ดัง Figure 1

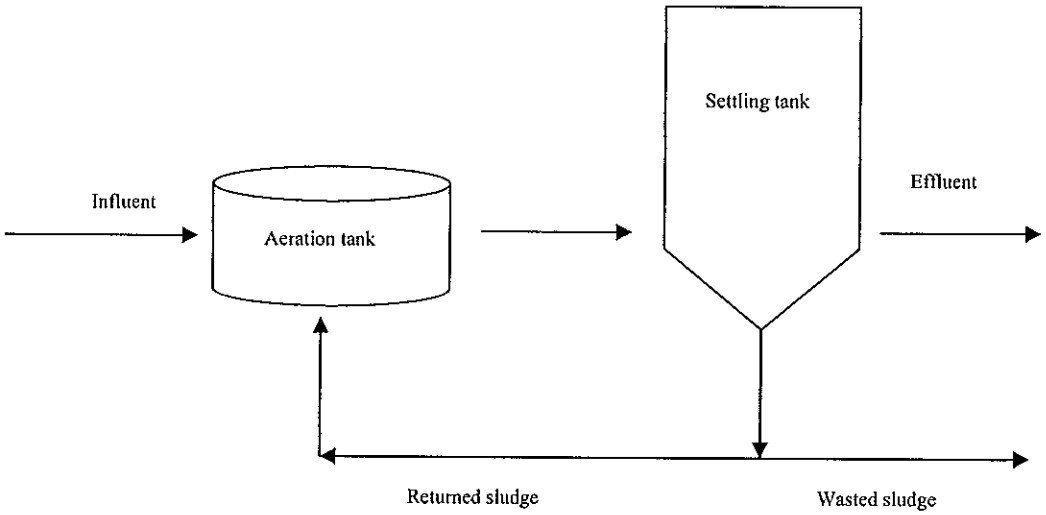


Figure 1. Diagrammatic of activated sludge wastewater treatment system
ที่มา : สุบัณฑิต นิ่มรัตน์ (2548)

1.1 ชนิดของจุลินทรีย์ในระบบตะกอนเร่ง

ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง มีจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในระบบซึ่งมีพวกแบคทีเรีย ฟังไจ โปรโตซัวและ Rotifers เป็นตัวหลักในการบำบัดน้ำเสียให้สะอาดขึ้นโดยทั่วไปตัวจุลินทรีย์ดังกล่าวประกอบด้วยสารอินทรีย์ 70 เปอร์เซ็นต์ ถึง 90 เปอร์เซ็นต์และสารอนินทรีย์ 10 เปอร์เซ็นต์ ถึง 30 เปอร์เซ็นต์ซึ่งสารอินทรีย์จะอยู่ในรูปสารประกอบเคมี $C_2H_7O_2NP_2$ และสารอนินทรีย์จะมีในรูปของสารเคมี ดังนี้ K, Na, Mg, S, Ca, Fe และอื่นๆ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) โดยทั่วไปองค์ประกอบของกลุ่มจุลินทร์ของระบบตะกอนเร่ง อาจจำแนกออกได้เป็น 4 ประเภทใหญ่ๆดังนี้ (มั่นสิน ตัณฑุลเวศน์, 2525)

1.1.1 จุลินทรีย์ที่สร้างฟล็อก (Floc forming organism) องค์ประกอบที่สำคัญของจุลินทรีย์ในกลุ่มนี้คือแบคทีเรีย ซึ่งมีบทบาทที่สำคัญมากในการสร้างฟล็อก (Bioflocculation) ในระบบตะกอนเร่งถ้าขาดจุลินทรีย์ชนิดนี้แล้วจะทำให้การแยกจุลินทรีย์ออกจากน้ำโดยวิธีการตกตะกอนตามธรรมชาติเกิดได้ไม่ดี

1.1.2 แซพโปรไฟท์ (Saprophytes) เป็นจุลินทรีย์ที่รับผิดชอบต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ส่วนใหญ่เซลล์กลุ่มนี้เป็นแบคทีเรีย ซึ่งมักเป็นพวกสร้างฟล็อกด้วย แบคทีเรียที่ไม่สร้างฟล็อกก็อาจอยู่ในประเภทนี้ได้ แซพโปรไฟท์สามารถแบ่งย่อยออกเป็น 2 ชนิด คือแบบปฐมภูมิ (Primary saprophyte) ซึ่งจะรับผิดชอบในการย่อยสลายสับสเตรทให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็ก ระบบตะกอนเร่งควรมีแซพโปรไฟท์แบบปฐมภูมิหลายๆชนิด ทั้งนี้เพื่อลดปัญหาการแย่งชิงอาหารชนิดเดียวกัน ทำให้สามารถย่อยสับสเตรทได้อย่างกว้างขวาง ส่วนแซพโปรไฟท์อีกชนิดหนึ่งจะเป็นแบบทุติยภูมิ (Secondary saprophyte) ซึ่งจะมีหน้าที่ต่อจากแบบแรก กล่าวคือจะช่วยให้เกิดการย่อยสลายสับสเตรทโมเลกุลเล็กที่สร้างโดยแซพโปรไฟท์แบบปฐมภูมิ ผลสุดท้ายของปฏิกิริยาคือ คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ

1.1.3 จุลินทรีย์ทำลาย ชนิดที่สำคัญของระบบตะกอนเร่ง คือ โปรโตซัว ซึ่งจะจับแบคทีเรียเป็นอาหาร ตัวที่สำคัญคือ ซิลิเอตซึ่งคลานหากินบนฟล็อก (Crawling Ciliates) หรือเป็นแบบกิ่งก้าน (Stalked Ciliates) ระบบตะกอนเร่งที่มีซิลิเอต โดยเฉพาะชนิดที่คลานหากินบนฟล็อกอาศัยอยู่เป็นจำนวนมาก มักเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูง

1.1.4 จุลินทรีย์ก่อกวน (Nuisance Organism) เป็นจุลินทรีย์ที่คอยก่อกวนการทำงานของระบบตะกอนเร่ง ปัญหาส่วนใหญ่มักเกิดขึ้นกับการตกตะกอนของฟล็อก ตัวอย่างเช่น แบคทีเรียหรือเชื้อราที่เป็นเส้นใย จัดเป็นจุลินทรีย์ประเภทก่อกวนได้ เพราะมันจะทำให้เกิดการไม่จมตัวของตะกอนซึ่งเรียกว่า Bulking sludge

1.2 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบตะกอนเร่ง

จุลินทรีย์ในถังเติมอากาศของระบบตะกอนเร่งเจริญเติบโตโดยแบ่งออกได้เป็น 3 ขั้นตอนคือ

ขั้นแรก คือ ขั้นโยกย้าย (Transfer step)

ขั้นสอง คือ ขั้นแปรเปลี่ยน (Conversion step)

ขั้นสาม คือ ขั้นเกิดฟล็อก (Flocculation step)

โดยทั้งสามขั้นตอนจะเกิดเรื่อยๆอย่างต่อเนื่องในถังเติมอากาศและบางส่วนในถังตกตะกอนของระบบตะกอนเร่ง

ขั้นแรก เป็นขั้นโยกย้าย สารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสียได้ถูกดูดซับผ่านผนังเซลล์ (cell wall) ของจุลินทรีย์เข้าไปในเซลล์ซึ่งสารอินทรีย์ต่างๆเหล่านี้จะถูกย่อยสลาย ส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายอยู่ในน้ำเสีย(ตะกอนอินทรีย์) จะถูกดูดซับอยู่บนผนังเซลล์ และในที่สุดก็จะถูกแตกแยกจนสามารถถูกดูดซับเข้าไปภายในเซลล์และถูกย่อยสลายไปเช่นเดียวกันพบว่าในการดูด

ซับสารอินทรีย์ดังกล่าวจะใช้เวลาเพียงประมาณ 15 ถึง 30 นาทีแต่จะใช้เวลานานกว่ามากในการให้สารละลายอินทรีย์ผ่านผนังเซลล์และย่อยสลายสารอินทรีย์ เพื่อให้สามารถเข้าใจได้ชัดเจนยิ่งขึ้นจึงได้แสดงภาพประกอบใน Figure 2

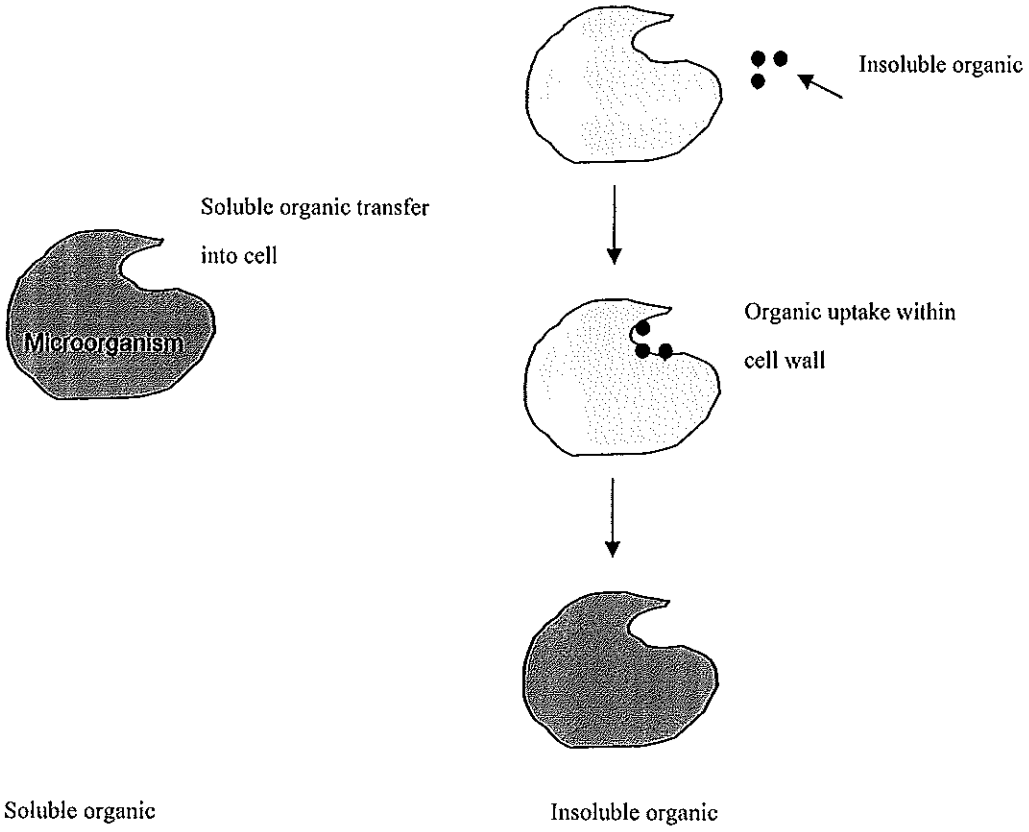


Figure 2. Microorganism transfer in cell level.
ที่มา : ดัดแปลงจากเกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (2543)

ขั้นสอง เป็นขั้นแปรเปลี่ยนเริ่มต้น จากสารอินทรีย์เข้าไปภายในตัวจุลินทรีย์จึงเกิดกระบวน การย่อยสลายหรือแปรเปลี่ยน ซึ่งประกอบด้วยการสังเคราะห์ (Synthesis) และการออกซิเดชัน (Oxidation) การสังเคราะห์ในที่นี้หมายถึงการเพิ่มจำนวนเซลล์ การออกซิเดชันหมายถึงการเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และพลังงาน สำหรับสารอินทรีย์ที่เข้าไปภายในตัวจุลินทรีย์ จุลินทรีย์ได้ปล่อยสารเคมีที่เรียกว่าเอนไซม์ เพื่อทำหน้าที่แบ่งจุลินทรีย์ให้มีจำนวนมากขึ้น เมื่อในช่วงเริ่มต้นดำเนินการบำบัดน้ำเสีย ตัวจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในถังบำบัดต้องเรียนรู้ที่จะปล่อยสารเอนไซม์ให้เหมาะสมกับชนิดของสารอินทรีย์นั้นๆเสียก่อนซึ่งเป็นสิ่งที่จำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องให้

โอกาสแก่จุลินทรีย์ในการปรับสารเอนไซม์ให้เหมาะสมกับชนิดของน้ำเสียในช่วงต้นๆ ของการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย

ขั้นสาม เป็นขั้นเกิดฟล็อก คือพวกตัวจุลินทรีย์ถูกกวนอยู่ภายในถังเติมอากาศโดยพวกจุลินทรีย์หลายๆชนิดได้จับตัวกันเป็นลักษณะคอลลอยด์ (Colloids) จนได้ขนาดใหญ่ขึ้น ซึ่งมีลักษณะเป็นมวลลักษณะวุ้นที่เรียกว่า ฟล็อก ซึ่งพวกฟล็อกที่เกิดขึ้นจะมีน้ำหนักเพียงพอที่จะเกิดตะกอนฟล็อกขึ้นภายในถังตกตะกอนดังแสดงการเกิดฟล็อกไว้ใน Figure 3 และ Figure 4

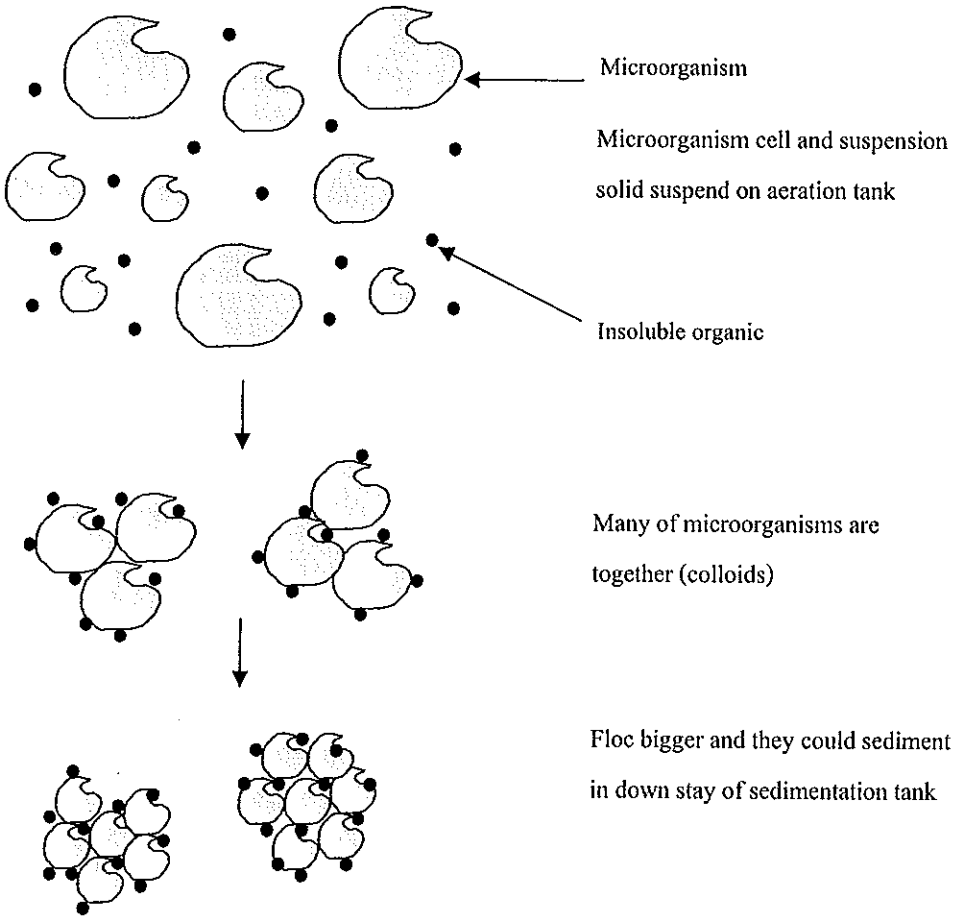


Figure 3. Floc phenomenon level in activated sludge wastewater treatment system

ที่มา : ดัดแปลงจากเกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (2543)

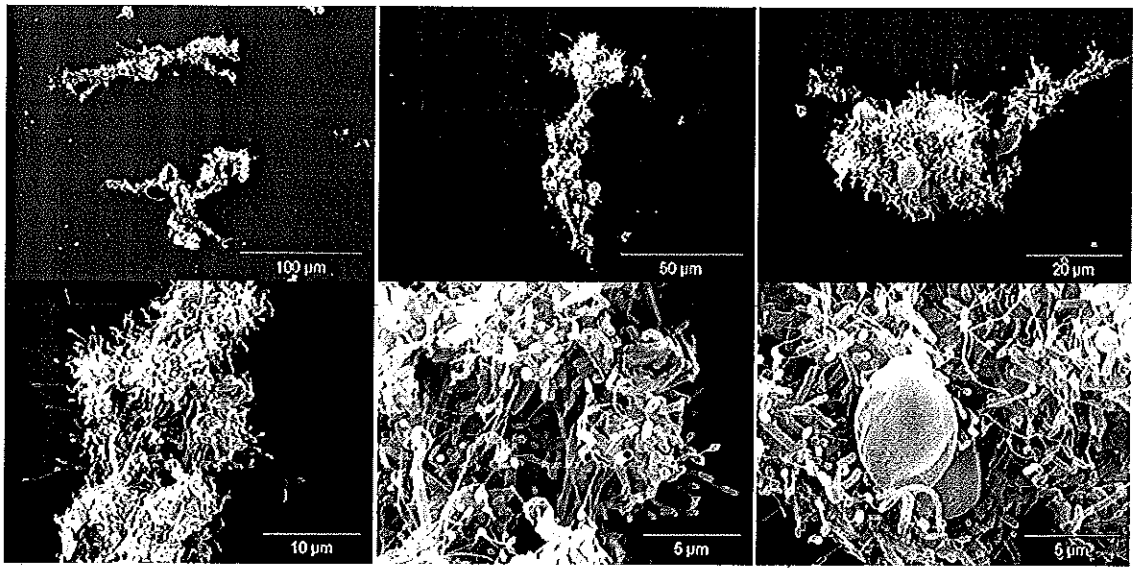


Figure 4. Characteristic of floc-forming microorganism obtained by Scanning Electron Microscope (SEM)

ที่มา : Duke University (2007)

1.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบตะกอนเร่ง

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจะทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพก็ต่อเมื่อสภาพแวดล้อมของระบบโดยเฉพาะในถังปฏิกิริยาหรือถังเติมอากาศเหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของแบคทีเรียโดยสภาวะแวดล้อมที่สำคัญมีดังนี้

1.3.1 ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved oxygen : DO) ในถังปฏิกิริยาหรือถังเติมอากาศโดยทั่วไปนั้นปริมาณออกซิเจนละลายต้องไม่น้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกิริยาหรือถังเติมอากาศในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจะเป็นเท่าไรนั้นขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำเสีย ชนิดของสิ่งสกปรกที่ปนเปื้อนที่ต้องการบำบัด เช่น ในกรณีน้ำเสียชุมชน หรือน้ำเสียจากอาคารบ้านเรือน ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่ต้องควบคุมจะอยู่ที่ 0.5-1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้การควบคุมออกซิเจนละลายน้ำให้อยู่ในระดับต่ำๆ อาจจะเป็นผลดีกับระบบบำบัดน้ำเสียโดยรวมก็ได้ กล่าวคือการควบคุมระดับหรือออกซิเจนละลายทำให้ต่ำๆ เช่นที่ไม่เกิน 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร อาจจะส่งผลให้ตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดสามารถจมตัวลงสู่ก้นถังได้ดีในช่วงของการตกตะกอน เพราะจะเป็นการกระตุ้นแบคทีเรียที่ตกตะกอนได้ดีเจริญเติบโตดีและลดปริมาณตะกอนที่ตกตะกอนยากซึ่งเป็นพวกแบคทีเรียเส้นใยลง (เสริมพล รัตนสุข และไชยยุทธ กลิ่นสุคนธุ์, 2524) แต่มีบางกรณีเช่นน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจนปนเปื้อนมาก เช่น น้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหาร โรงฆ่าสัตว์ อาจจะต้องรักษาระดับของปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ

เนื่องมาจากสารประกอบไนโตรเจนจะใช้ออกซิเจนในการสันดาปสูงกว่าบีโอดี 4-5 เท่า (Metcalf and Eddy, 1991)

1.3.2 อาหาร (Nutrient) อาหารเสริมจำพวกสารประกอบไนโตรเจนและฟอสฟอรัสมีความสำคัญอย่างมากในการดำรงชีวิตและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยเฉพาะแบคทีเรียของระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปอัตราส่วนของบีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัส (BOD : N : P) เท่ากับ 100 : 5 : 1 (Diez and Castillo, 1983) นอกจากนี้ยังมีแร่ธาตุต่างๆ อีกมากมาย เช่น โพแทสเซียม แคลเซียม แมกนีเซียม เหล็ก ซึ่งจุลินทรีย์หรือแบคทีเรียมีความต้องการแต่ปริมาณไม่มากนัก และโดยทั่วไปแร่ธาตุเหล่านี้มักจะมีปนเปื้อนอยู่แล้วในน้ำเสียและในปริมาณที่มากเกินพอสำหรับตะกอนจุลินทรีย์หรือแบคทีเรียของระบบบำบัดน้ำเสียอยู่แล้ว ในกรณีของอาหารเสริมที่ไม่มีน้ำเสียมีปริมาณสารประกอบไนโตรเจนต่ำกว่าที่ตะกอนจุลินทรีย์ต้องการหรือไม่เพียงพอต่อการดำรงชีวิตของตะกอนจุลินทรีย์ จะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ตัวอย่างเช่น น้ำเสียขาดสารประกอบไนโตรเจนจะส่งผลให้เชื้อราเจริญเติบโตได้ดีและรวดเร็วกว่าแบคทีเรีย เพราะเซลล์ของเชื้อราต้องการปริมาณไนโตรเจนน้อยกว่าแบคทีเรีย ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียจมตัวไม่ดีส่วนกรณีของฟอสฟอรัสก็เช่นกัน หากน้ำเสียขาดสารประกอบฟอสฟอรัสหรือสารประกอบฟอสฟอรัสไม่เพียงพอก็จะให้ผลเช่นเดียวกับน้ำเสียที่ขาดสารประกอบไนโตรเจนหรือปริมาณไนโตรเจนไม่เพียงพอ ดังนั้น การเติมสารประกอบไนโตรเจนโดยเฉพาะสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์จะช่วยส่งเสริมให้ตะกอนจุลินทรีย์ หรือแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียเป็นตะกอนจุลินทรีย์ในกลุ่มที่จมตัวเร็วขึ้นในถังตกตะกอน

1.3.3 ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ระบบบำบัดน้ำเสียควรจะควบคุมสภาพความเป็นกรด-ด่างให้อยู่ในช่วงที่เป็นกลาง โดยเฉพาะระบบบำบัดน้ำเสียแบบเลี้ยงตะกอนเร่งมักจะควบคุมความเป็นกรด-ด่างให้อยู่ในช่วง 6.8-7.2 เป็นต้น จะทำให้แบคทีเรียเจริญได้ดีและตะกอนแบคทีเรียของระบบบำบัดน้ำเสียสามารถจมตัวได้ดี หากสภาพความเป็นกรด-ด่าง (pH) ต่ำกว่า 6.5 แล้วเชื้อราอาจจะเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรีย จนกระทั่งความเป็นกรด-ด่าง (pH) ลดลงต่ำกว่า 4.5 เชื้อราจะมีปริมาณมากกว่าแบคทีเรีย ซึ่งจะส่งผลให้ตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย (Bio-sludge) จมตัวได้ยากในถังตกตะกอน ที่ระดับค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำ ก็ส่งเสริมให้เกิดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเส้นใยและเพิ่มจำนวนได้ดีกว่าแบคทีเรียชนิดอื่นจนเกิดปัญหาตะกอนลอยในระบบ (Strom and Jenkins, 1984) นอกจากนี้แล้ว ถ้าความเป็นกรด-ด่าง (pH) มีค่าสูงกว่า 9 แบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียจะเจริญเติบโตได้ช้าลง ทำให้ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียต่ำลงด้วย โดยการบำบัดน้ำเสียที่เป็นกรดหรือด่างมีวิธีที่เป็นที่ยอมรับหลายวิธี ขึ้นอยู่กับการทำให้เป็นกลางทาง

เคมี (Chemical neutralization) โดยทั่วไปทำให้มีความเป็นกรด-ด่างที่ pH 6-9 (Schroeder, 1987)วิธีเหล่านั้นได้แก่

1.3.3.1 การผสมของเสียที่เป็นกรดและด่างเข้าด้วยกัน เพื่อให้ผลลัพธ์ที่ได้สุทธิมีค่า pH เข้าใกล้ความเป็นกลาง

1.3.3.2 ผ่านน้ำเสียที่เป็นกรดใน limestone bed

1.3.3.3 ผสมน้ำเสียที่เป็นกรดกับ limeslurries หรือ dolomite lime slurries

1.3.3.4 เติมโซดาไฟ (NaOH) หรือโซดาแอช (Na_2CO_3) เข้มข้นในจำนวนพอเหมาะในน้ำเสียที่เป็นกรด

1.3.3.5 การทำให้เกิด bubble ของ waste boiler – flue gas ผ่านน้ำเสียที่เป็นด่าง

1.3.4 อุณหภูมิ (Temperature) โดยปกติแล้วอุณหภูมิของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งไม่ควรจะเกิน 40 องศาเซลเซียส ถึงแม้ว่าการย่อยสลายหรือบำบัดสารอินทรีย์บีโอดีจะแปรผันโดยตรงกับอุณหภูมิที่เพิ่มขึ้นก็ตาม แต่ถ้าหากอุณหภูมิภายในระบบบำบัดเกินกว่า 40 องศาเซลเซียส ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียก็จะลดลง ทั้งนี้เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์หรือแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียจะอ่อนแอลงและจะตายในที่สุด ในสภาวะที่มีอุณหภูมิสูงมากๆเช่นในฤดูร้อนหรือฤดูใบไม้ร่วงจะมีการเจริญของแบคทีเรียเส้นใย (Xie *et al.*, 2006) เนื่องจากที่อุณหภูมิสูงเกินกว่า 40 องศาเซลเซียส ส่งผลให้จุลินทรีย์ใช้พลังงานเพิ่มขึ้นดังนั้นปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำ (DO) จึงลดลง ทำให้แบคทีเรียกลุ่มที่เกิดฟล็อกเกิดการแข่งขันกับแบคทีเรียเส้นใยแต่เนื่องจากแบคทีเรียเส้นใยมีรูปร่างเป็นเส้นใยแตกแขนงจึงทำให้สามารถรับออกซิเจนได้มากกว่าและเริ่มเจริญแผ่ขยายไปทั่วพื้นผิวของบริเวณบ่อบำบัด ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มฟล็อกเริ่มลดลงโดยถูกแทนที่ด้วยแบคทีเรียเส้นใยส่งผลให้เกิดตะกอนลอย การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิก็ยังมีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ซึ่งส่งผลต่อประสิทธิภาพของการบำบัดแบบตะกอนเร่งและในถังตกตะกอน พบว่าหากอุณหภูมิต่ำจะเกิดการตกตะกอนได้ดีกว่าอุณหภูมิสูง และถ้าหากในถังตกตะกอนมีการเปลี่ยนแปลงแตกต่างเกิน 2 องศาเซลเซียส จะทำให้เกิดการไหลวนของน้ำ เนื่องจากมีความหนาแน่นแตกต่างกันและที่ระดับอุณหภูมิไม่เกิน 40 องศาเซลเซียส อัตราการทำลาย BOD จะเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิและจะลดลงถ้าอุณหภูมิสูงเกินไป (เสริมพล รัตสุข และไชยยุทธ กลิ่นสุคนธ์, 2525)

ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียมีพารามิเตอร์สำคัญที่ใช้แสดงคุณภาพน้ำเสีย เช่น ปริมาณ oxidizing agent ที่ต้องการใช้ในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ในน้ำ ซึ่งนิยมประเมินค่าเป็นบีโอดีหรือซีโอดี (สมใจ ศิริโภค, 2547) ส่วนค่า Sludge Volume Index (SVI) เป็นค่าที่บ่งบอกถึงการตกตะกอนซึ่งเป็นค่าที่ได้จากการทดลองหาในห้องปฏิบัติการหรือภาคสนาม โดยปกติค่า SVI ที่มี

การตกตะกอนที่ดีจะมีค่าอยู่ในช่วง 50-150 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าถ้ามีค่า SVI เกินกว่า 200 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงว่าการตกตะกอนไม่ดีควรรีบแก้ไข

1.4 วิธีควบคุมการทำงานของระบบตะกอนเร่ง

การควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง ก็เพื่อให้ระบบบำบัดน้ำเสียสามารถบำบัดได้อย่างต่อเนื่อง และคุณภาพของน้ำที่บำบัดแล้วมีค่าไม่เกินมาตรฐานน้ำเสียที่กฎหมายกำหนด (สุรพล สายพานิช, 2545) ซึ่งการควบคุมสามารถทำได้ 2 วิธี คือ

1.4.1 วิธีควบคุมค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (อัตราส่วน F/M method)

ตะกอนจุลินทรีย์ที่มีสมรรถภาพในการทำงาน จะต้องมีปริมาณอาหารที่พอเหมาะ ซึ่งควบคุมได้โดยการรักษาอัตราส่วนของน้ำหนักของสารอินทรีย์ที่ส่งเข้ามาบำบัด ต่อน้ำหนักของตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งวัดในรูปของตะกอนแขวนลอย (Mixed Liquor Suspended Solid: MLSS) หรือตะกอนแขวนลอยระเหย (Mixed Liquor Volatile Suspended Solid: MLVSS) ให้มีค่าคงที่ตามที่ต้องการและเรียกค่าที่ใช้ควบคุมนี้ว่า ค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (Food to Microorganism ratio, F/M) สามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้

$$\text{อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (อัตราส่วน F/M)} = \frac{\text{น้ำหนักของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบต่อวัน}}{\text{น้ำหนักของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ}}$$

$$= \frac{\text{น้ำหนักของ BOD ที่เข้าเป็นกิโลกรัมต่อวัน}}{\text{น้ำหนักของ MLSS ในถังเติมอากาศ (kg)}}$$

$$= \frac{\text{อัตราการไหลของน้ำเสีย } (m^3/day) \times \text{BOD (mg/l)}}{\text{ปริมาตรถังเติมอากาศ } (m^3) \times \text{MLVSS (mg/l)}}$$

ในการควบคุมการทำงานของระบบโดยใช้ค่า F/M จะเห็นได้ว่า ค่าอาหาร (F) หรือค่าบีโอดี ในน้ำเข้านั้นเราไม่สามารถควบคุมหรือควบคุมได้น้อย ดังนั้น ผู้ควบคุมจึงต้องรักษาค่า F/M โดยการเปลี่ยนแปลงค่าน้ำหนักของจุลินทรีย์ (M) ซึ่งวัดในรูปของ MLSS หรือ MLVSS โดยการเพิ่มหรือลดการนำตะกอนส่วนเกินไปทิ้ง เช่น ถ้า F/M มีค่าสูงแสดงว่า M มีค่าน้อย จะต้องลดการนำตะกอนจุลินทรีย์ไปทิ้งเพื่อให้ M มีค่าสูงขึ้นและในทางกลับกันถ้า F/M มีค่าต่ำ ก็จะต้องเพิ่มการนำตะกอนจุลินทรีย์ไปทิ้งเพื่อลดค่า M ให้ต่ำลง

1.4.2 วิธีควบคุมค่าอายุตะกอน

อายุตะกอน (Sludge Age) หมายถึงระยะเวลาเฉลี่ยที่ตะกอนจุลินทรีย์หมุนเวียนอยู่ในระบบ (Mean cell residence time : MCRT) เป็นค่าที่สำคัญในการออกแบบและควบคุมการทำงานของระบบและมีความสัมพันธ์โดยตรงกับค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M) การควบคุมค่าอายุตะกอนให้มีค่าคงที่จะทำให้อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์หรือค่า Organic Loading มีค่าคงที่ตามไปด้วย ซึ่งค่าที่ควบคุมเหล่านี้จะเป็นตัวกำหนดคุณภาพของน้ำเสีย การควบคุมจะต้องทดลองหาค่าอายุตะกอนที่เหมาะสมโดยหาความสัมพันธ์ระหว่างค่าอายุตะกอนกับคุณภาพของน้ำเสีย เช่น บีโอดี, ซีโอดีและตะกอนแขวนลอย แล้วเลือกค่าที่เห็นว่าดีที่สุด จากคำจำกัดความของอายุตะกอนสามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้(สุรพล สายพานิช, 2545)

$$\text{อายุตะกอน} = \frac{\text{น้ำหนักของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ}}{\text{น้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบต่อวัน}}$$

$$= \frac{\text{ปริมาตรถังเติมอากาศ } (m^3) \times \text{MLSS } (kg/m^3)}{[(\text{ปริมาตรน้ำตะกอนที่ทิ้ง } (m^3/day) \times \text{ความเข้มข้น Solid suspension ที่ทิ้ง } (kg/m^3)) + (\text{อัตราการไหลของน้ำออก } (m^3/day) \times \text{ความเข้มข้น Solid suspension ในน้ำออก } (kg/m^3))]}$$

วิธีการควบคุมการทำงานโดยใช้ค่าอายุตะกอนเป็นวิธีที่ดีที่สุด เพราะเป็นการควบคุมค่า Organic Loading ไปในตัวและสามารถคำนวณค่าของตะกอนที่นำไปทิ้งได้อย่างถูกต้อง อีกทั้งวิธีการควบคุมก็ง่ายและไม่ต้องใช้การวิเคราะห์ที่ยุ่งยาก การควบคุมหรือเปลี่ยนแปลงค่าอายุตะกอนทำได้โดย การปรับอัตราการนำตะกอนจุลินทรีย์ส่วนเกินไปทิ้ง หากนำไปทิ้งมากค่าอายุตะกอนก็จะลดลงและหากนำไปทิ้งน้อยลงค่าอายุตะกอนก็จะเพิ่มขึ้น ในการปรับค่าอายุตะกอนแต่ละครั้งจะต้องใช้เวลาประมาณ 1-3 เท่าของค่าอายุตะกอน เพื่อให้ระบบปรับตัวให้อยู่ในสภาวะที่คงที่และจะต้องติดตามคำนวณค่าน้ำหนักของ MLVSS ที่ใช้บำบัดน้ำเสียและปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องนำไปทิ้งทุกวัน จนกว่าจะมีค่าไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก

ค่าอายุตะกอน (Mean Cell Residence Time: MCRT) เป็นปัจจัยที่เหมาะสมที่สุดในการควบคุมและออกแบบระบบตะกอนเร่ง เนื่องจากค่าอายุตะกอนมีความสัมพันธ์กับปัจจัยต่างๆ ของระบบตะกอนเร่งได้ทุกปัจจัย เช่น MLSS ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย อัตราการระบายของน้ำทิ้ง อัตราความต้องการออกซิเจน ฯลฯ โดยปกติระบบตะกอนเร่งไม่ควรมีอายุตะกอนน้อยกว่า 5 วันจึงจะมีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัดน้ำเสียและมีความต้านทานต่อความแปรปรวนของน้ำเสียได้ดีที่สุด (มั่นสิน ตัณฑุลเวศน์, 2542)

1.5 ปัญหาที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

Jenkins และคณะ (1993) ได้ศึกษาถึงสาเหตุและผลของปัญหาที่เกิดขึ้นในการบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง พบว่าปัญหาที่เกี่ยวกับตะกอนลอยของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดมีดังต่อไปนี้

1.5.1 การเติบโตแบบกระจาย (Dispersed growth) มีสาเหตุมาจากจุลินทรีย์ไม่รวมเป็นฟล็อก แต่จะกระจายอยู่ในรูปกลุ่มเล็กๆหรือเซลล์เดี่ยว ทำให้เกิดการตกตะกอนน้อย

1.5.2 ตะกอนลอยแบบเมือกหนืด (Nonfilamentous bulking) จุลินทรีย์จะสร้างเมือกภายนอกเซลล์ปริมาณมาก ทำให้แอกติเวเต็ดสลัดจ์เหมือนเจล อัตราการตกตะกอนลดลง เกิดการไหลล้นของชั้นตะกอนจากถังตกตะกอน Pipes (1979) รายงานว่าการเกิดตะกอนลอยอาจจะไม่ได้เกิดจากจุลินทรีย์พวกเส้นใย แต่อาจเกิดจากการแตกออกของฟล็อก กลายเป็นพวก *Zoogloea* หรือ viscous bulking ซึ่งโครงสร้างของฟล็อกได้ถูกเปลี่ยนแปลงโดยมีการเกิด Extracellular Polymer (ECP) ขึ้น ผลทำให้น้ำสลัดจ์มีลักษณะคล้ายวุ้น

1.5.3 ฟล็อกเข็มหมุด (Pin floc) ฟล็อกมีขนาดเล็ก ทำให้เกิดการตกตะกอนช้า ฟล็อกฟุ้งกระจาย ส่งผลให้ดัชนีปริมาตรตะกอนต่ำ (SVI) และน้ำที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียมีความขุ่น

1.5.4 ตะกอนลอยแบบเส้นใย (Filamentous bulking) จุลินทรีย์แบบเส้นใยยึดจากฟล็อกรบกวนการตกตะกอนทำให้ SVI สูงชั้นน้ำใสมาก ความเข้มข้นของตะกอนหมุนเวียนและตะกอนทิ้งต่ำ ในกรณีรุนแรงชั้นตะกอนจะไหลล้นจากถังตกตะกอน

Mino (1995) ได้สำรวจภาวะของการเกิดแบคทีเรียเส้นใยในเขตกรุงเทพมหานครฯ โดยนับเป็นครั้งแรกที่มีการสำรวจแบคทีเรียเส้นใยในพื้นที่เขตร้อน ผลการสำรวจพบว่าแบคทีเรียเส้นใยที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจากหมู่บ้านจัดสรร ครัวเรือน อุตสาหกรรมผลิตภัณฑ์นม อุตสาหกรรมสิ่งทอ โรงเบียร์และโรงแรม เป็นชนิดที่แตกต่างกัน นั่นคือแต่ละลักษณะของน้ำเสียและสภาพแวดล้อมจะเป็นปัจจัยที่ส่งผลให้เกิดชนิดของแบคทีเรียเส้นใยที่แตกต่างกัน เช่น น้ำเสียที่มีปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำต่ำ (น้อยกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร) จะเกิดแบคทีเรียเส้นใยกลุ่ม *Sphaerotiusl natans,* Type 1701 และ *Haliscomenobacter hydrossis*

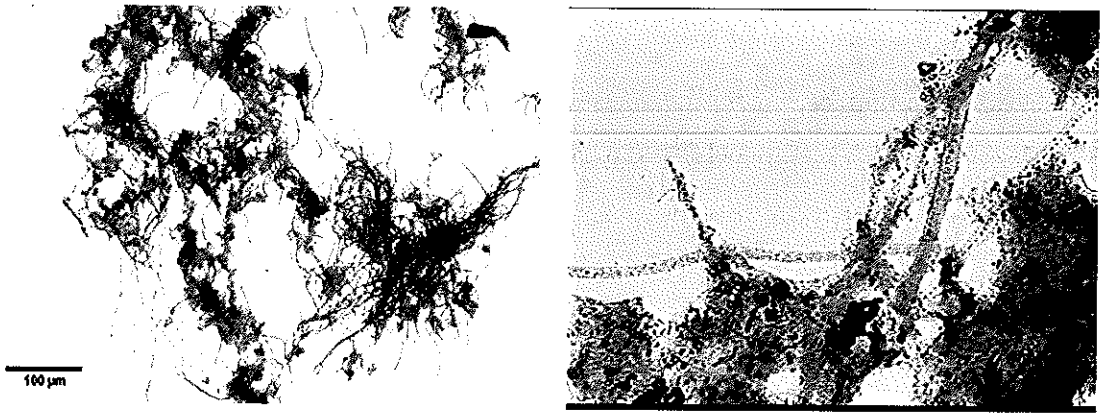
Hwang และ Tanaka (1997) ได้รายงานว่าการเกิดตะกอนลอยเกิดจากจุลินทรีย์เส้นใยกลุ่ม *Microthrix parvicella* ซึ่งเกี่ยวกับคุณสมบัติของน้ำทิ้งเช่นมีส่วนของไขมันหรือน้ำมันอยู่มากจึงเอื้ออำนวยต่อการเจริญของ *Microthrix parvicella* ซึ่งเป็นแบคทีเรียเส้นใยแกรมบวกโดยที่ผนังเซลล์จะมีลักษณะเป็นไฮโดรโฟบิกจึงทำให้จับกับไขมันในน้ำเสียได้ดี

Madoni และคณะ (1999) ได้สำรวจลักษณะทางชีวภาพของฟองและตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งในอิตาลี ตั้งแต่เดือนมกราคมปี 1996 ถึงกรกฎาคมปี 1998 ใน

ประสบปัญหาตะกอนลอย พบว่าจุลินทรีย์ที่พบในฟองและตะกอนลอยส่วนใหญ่คือ *Microthrix parvicella* และชนิดอื่นๆเช่น Eikelboom type 0041, 021N, 0675และ *Thiothrix*

1.5.5 การเกิดฟอง/สกัม (Foaming/Scum formation) เกิดจากการเจริญของมี *Nocardia* spp. และ *Microthrix parvicella* ทำให้เกิดการสร้าง Surfactant ที่ไม่สลายตัว ทำให้ฟองพาแอกติเวเต็ดสลัดจ์จำนวนมากลอยขึ้นสู่ผิวหน้าด้านบนในถังเติมอากาศ ฟองของ *Nocardia* spp.และ *Microthrix parvicella* จะคงทนยากที่จะทำให้แตกออก ฟองจะสะสมและเน่า

การเกิดฟองและตะกอนลอย (Foaming and Bulking) เป็นเหตุการณ์ที่พบได้ทั่วไปในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งซึ่งสาเหตุหลักนั้นเกิดจากพวกจุลินทรีย์ชนิดเส้นใย (Filamentous microorganism) (อาแอเสาะ เด่นดารา, 2548) จุลินทรีย์กลุ่มนี้มีลักษณะเป็นเส้นๆ ถ้าส่องดูด้วยกล้องจุลทรรศน์จะดูคล้ายๆกับเส้นผม ทำให้ยากแก่การตกตะกอนในถังตกตะกอน



(a) (b)

Figure 5. (a) : Filamentous bacteria *Micorthrix parvicella* (b) : Filamentous bacteria Type 021N and Type 0041

ที่มา : Xie และคณะ (2006)

Finnegan (2007)

Table 1. Type of filamentous bacteria which cause of foaming and bulking

Cause of foaming and bulking phenomenon	Filamentous bacteria
Low Dissolved Oxygen	*Sphaerotiusl natans,* Type 1701 and *Haliscomenobacter hydrossis*
Low อัตราส่วน F/M	*Microthrix parvicella, Nocardia* sp., and Types 0041, 0675, 1851 and 0803
Septic Wastes/Sulfides	*Thiothix* I and II, *Beggiatoa* spp., *Nostocoida limicola* II, and Types 021N, 0092, 0914, 0581, 0961 and 0411
Nutrients lacking	
- Nitrogen	*Thiothix* I and II and Type 021N
- Phosphorus	*Nostocoida limicola III*
Low pH	Fungi
High Grease/Oil	*Nocardia* spp., *Microthrix parvicella* and Type 1963

ที่มา : Richard และคณะ (1985)

1.6 ลักษณะของฟองที่พบในถังเติมอากาศ

ลักษณะของฟองที่พบได้ทั่วไปมีสองแบบ (สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

1.6.1 ฟองสีน้ำตาลเกิดขึ้นที่ผิวน้ำในถังเติมอากาศสาเหตุเกิดจากอายุตะกอนมากเกินไป สามารถแก้ปัญหาได้โดยการเพิ่มการทิ้งตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย

1.6.2 ฟองขาวเกิดขึ้นในถังเติมอากาศสาเหตุเกิดจากระบบตะกอนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ (MLSS) ต่ำมาก มีสารพิษ ขาดสารอาหารเสริม ความเป็นกรดสูง ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำไม่เหมาะสมและภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงเกินไป สามารถตรวจสอบและติดตามได้โดยการตรวจสอบ MLSS ตรวจสอบค่าพารามิเตอร์ต่างๆและตรวจสอบน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิกิริยา การแก้ไขทำได้โดยการลดการทิ้งตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย นำตะกอนเก่าทิ้งหาตะกอนใหม่ใส่ให้กับถังให้อากาศ ลดภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และเพิ่มปริมาณ MLSS ในถังปฏิกิริยา

1.7 วิธีการป้องกันและแก้ไขการเกิดฟองและตะกอนลอย

สำหรับสาเหตุของการเกิดฟองและตะกอนลอย เนื่องจาก สภาวะแวดล้อมที่ไม่เหมาะสม บางเวลาอาจเกิดขึ้นทันทีทันใด แล้วก่อให้เกิดขึ้นอีกหรือเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง ดังนั้นการแก้ปัญหาที่ดีที่สุดคือ ต้องแก้ที่ต้นเหตุจึงพิจารณาถึงปัญหาและวิธีการแก้ไขให้ตรงกับปัญหานั้นๆ โดยแก้ปัญหาเกี่ยวกับการเกิดฟองและตะกอนลอยด้วยวิธีการต่างๆดังนี้ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

1.7.1 ธาตุอาหาร (Nutrients) ธาตุอาหารมีความจำเป็นอย่างมากต่อระบบตะกอนเร่ง เพราะจุลินทรีย์ต้องการสารอินทรีย์พวกคาร์บอนปริมาณหนึ่ง พวกไนโตรเจนปริมาณหนึ่งและพวกฟอสฟอรัสอีกปริมาณเหนึ่งเป็นหลัก และยังต้องการธาตุอาหารอื่นๆอีกเล็กน้อย ธาตุอาหารหลักที่กล่าวถึงอาจคิดได้เป็น BOD_5: N : P เท่ากับ 100 : 5 :1 ซึ่งเป็นขนาดที่เหมาะสมกับจุลินทรีย์ ทำให้ป้องกันการเกิดจุลินทรีย์พวกเส้นใยได้ ถ้ามี BOD_5 : N หรือ BOD_5 : P มากเกินปกติ จะทำให้จุลินทรีย์พวกเส้นใยเกิดขึ้นมากกว่าจุลินทรีย์ที่เกิดฟล็อก

1.7.2 ความเข้มข้นของออกซิเจน ความเข้มข้นของออกซิเจนในน้ำสลัดจ์ควรมีอย่างเพียงพอ อย่างน้อย 2 มิลลิกรัมต่อลิตร (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) เพื่อป้องกันการเกิดจุลินทรีย์ชนิดเส้นใย (Pipes, 1979) และได้มีการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่าความเข้มข้นออกซิเจนในถังเติมอากาศกับค่า F/M เพื่อแสดงผลของการเกิดหรือไม่เกิดฟองและตะกอนลอย พบว่าค่าความเข้มข้นออกซิเจนควรมีเพียงพอให้สอดคล้องกับค่า F/M ที่จะเพิ่มขึ้น มิฉะนั้นเมื่อค่า F/M มีเพิ่มขึ้นแต่ไม่ได้ทำการเพิ่มค่าความเข้มข้นออกซิเจนในระบบตะกอนเร่งก็จะทำให้เกิดแนวโน้มตะกอนลอยขึ้น โดยการควบคุมค่าออกซิเจนละลายในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งมีหลายรูปแบบ ทั้งการควบคุมปริมาณอากาศที่เติมในถังเติมอากาศให้มีค่าคงที่ ซึ่งจะทำให้ค่าออกซิเจนละลายเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของน้ำเสียและสภาวะแวดล้อมอื่นและการควบคุมค่าออกซิเจนละลายให้มีค่าคงที่โดยการเปิด-ปิดเครื่องเติมอากาศซึ่งทำให้มีการเติมอากาศเกินความต้องการอยู่ตลอดเวลาเป็นการสิ้นเปลืองพลังงานและค่าใช้จ่ายและไม่สามารถตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของระบบได้ดีพอ (Kalker *et al.*, 1999) จึงมีการประยุกต์ใช้ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วเป็นตัวแปรหลักในการควบคุมการเติมอากาศ โดย Lukasse และคณะ (1998) และ Husmann และคณะ (1998) ได้ศึกษาถึงประสิทธิภาพของการใช้ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนเตรตไนโตรเจนในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วเป็นตัวแปรหลักในการควบคุมการเติมอากาศ พบว่าระบบการควบคุมดังกล่าวมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนสูงขึ้นและทำให้ประหยัดพลังงานในการเติมอากาศ

Strom และ Jenkins (1984) รายงานว่า ในระบบตะกอนเร่งที่ปริมาณออกซิเจนละลายในบ่อเติมอากาศน้อยกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จะพบปัญหาตะกอนลอยอันเกิดจากแบคทีเรียเส้นใยได้ง่าย และพบว่าปริมาณออกซิเจนละลายในบ่อเติมอากาศต้องไม่น้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตลอดเวลา ถ้าต่ำกว่านี้จะทำให้โปรโตซัวตาย น้ำทิ้งออกจากถังตกตะกอนขุ่นและแบคทีเรียเส้นใยจะเพิ่มจำนวนขึ้น ซึ่งทำให้ตะกอนเกาะกันได้ยาก

Jenkins และคณะ (1993) ได้รายงานว่าที่ระดับความเข้มข้นของปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำต่ำเป็นสาเหตุที่ก่อให้เกิดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเส้นใยหลายชนิดและยังพบว่าแบคทีเรียเส้นใย *Sphaerotilos natans,* Type 1701 และ *Haliscomenobacter hydrossis* จะเจริญเติบโตได้ดีภายใต้สภาวะออกซิเจนละลายต่ำ

1.7.3 ภาระ F/M ค่า F/M ควรมีอยู่ในช่วงระหว่าง 0.2-0.45 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน จึงจะป้องกันการเกิดตะกอนลอย ถ้า F/M มีน้อยกว่า 0.2 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วันและมีมากกว่า 0.45 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน จะมีแนวโน้มเกิดตะกอนลอยขึ้น

Diez และ Castillo (1983) ได้ศึกษาเกี่ยวกับประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบตะกอนเร่งจากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษโดยเปลี่ยนแปลงอัตราส่วน F/M ในช่วง 0.05-0.43 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน พบว่าเมื่อใช้อัตราส่วน F/M ในการดำเนินการอยู่ในช่วง 0.01-0.23 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีดีที่สุดคือ ร้อยละ 96 โดยอัตราส่วน F/M สัมพันธ์กับการควบคุมค่าดัชนีปริมาตรตะกอนและลักษณะตะกอน ที่อัตราส่วน F/M ต่ำปริมาณอาหารไม่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ซึ่งจะทำให้เกิดการหายใจภายในเซลล์ โดยสิ่งที่เหลือจากการย่อยสลายภายในเซลล์จะอยู่ในแคปซูลภายในเซลล์ทำให้เซลล์เบามากและยากในการตกตะกอน แต่ที่อัตราส่วน F/M สูงทำให้ยากแก่การควบคุมการเจริญเติบโตและทำให้เกิดตะกอนลอย

Kappelar และ Brodmann (1995) ได้รายงานว่า ตะกอนลอยที่เกิดขึ้นเนื่องจากได้รับ อัตราส่วน F/M ต่ำในระบบตะกอนเร่งทำให้จุลินทรีย์ในระบบเกิดการสัมผัสกับอากาศได้น้อยก่อให้เกิดการแพร่กระจายของแบคทีเรียอันเป็นสาเหตุที่ก่อให้เกิดตะกอนลอยจากกลุ่มแบคทีเรียเส้นใย ซึ่งความต้องการออกซิเจนละลายไม่ใช่ค่าคงที่แต่ขึ้นกับอัตราส่วน F/M ดังนั้นจึงต้องมีการควบคุมสภาวะที่เหมาะสม (Michael, 2003)

Xie และคณะ (2006) ได้ศึกษาการเพิ่มอัตราส่วน F/M พบว่าเมื่อเพิ่มค่าอัตราส่วน F/M จาก 0.15 กิโลกรัม·BOD_5 ต่อกิโลกรัม·MLSS·วันเป็น 0.3 กิโลกรัม·BOD_5 ต่อกิโลกรัม·MLSS·วัน เป็นระยะเวลา 3 สัปดาห์ค่า SVI ลดลงจากประมาณ 250 มิลลิลิตรต่อกรัม เป็น 80 มิลลิลิตรต่อ

กรัม การเพิ่มอัตราส่วน F/M เป็นการเพิ่มสับสเตรทให้แก่แบคทีเรียกลุ่ม floc-forming ซึ่งมีอัตราการเจริญสูงที่ความเข้มข้นของสับสเตรทที่ละลายสูงกว่าแบคทีเรียกลุ่มเส้นใย

1.7.4 ระบบกวน ให้เปลี่ยนระบบกวนจากถังกวนสมบูรณ์ไปเป็นถังไหลตามกัน (Plug flow) เพื่อลดขนาดการกระจาย ทำให้การตกตะกอนดีขึ้นและโอกาสที่จุลินทรีย์ได้รับอาหารและออกซิเจนจะมีมากกว่าใช้ถังกวนสมบูรณ์ ทำให้เมื่อระบบตะกอนเร่งขาดอาหารหรือมีออกซิเจนต่ำก็ยังมีโอกาสให้จุลินทรีย์พวกฟล็อกสามารถเจริญได้อย่างมีประสิทธิภาพ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

1.7.5 เติมสารคลอรีน, โอโซนหรือไฮโดรเจนเพอร์ออกไซด์ (Cl_2, O_3, H_2O_2) สารเคมีทั้งสามนี้สามารถฆ่าจุลินทรีย์พวกเส้นใยได้แต่ไม่ได้ฆ่าจุลินทรีย์พวกฟล็อก ซึ่งสารคลอรีนเป็นสารที่นิยมใช้กันมากที่สุดในการฆ่าจุลินทรีย์และเชื้อโรคในน้ำแต่ก็ขึ้นอยู่กับปริมาณของสารคลอรีนเช่นกันถ้ามากไปก็จะทำให้จุลินทรีย์ที่เป็นกลุ่มสร้างฟล็อกตายไปด้วย

Xie และคณะ (2006) ได้ศึกษาการใช้สารที่เป็น bactericide กับ *Microthrix parvicella* ในการทดลองแบบ batch experiment โดยใช้ quaternary ammonium salt (QAS) ที่ความเข้มข้นต่างๆตั้งแต่ 16.7 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSSถึง 167.7 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS ซึ่ง Quarternary Ammonium Compound (QACs) เป็น cationic surfactant มีฤทธิ์ยับยั้งการเจริญเติบโตหรือฆ่าเชื้อขึ้นอยู่กับความเข้มข้นและ pH ที่เหมาะสม ออกฤทธิ์โดยทำให้เยื่อหุ้มเซลล์แตกทำให้เอนไซม์หมดฤทธิ์ เปลี่ยนสภาพโปรตีน ได้ผลดีกับแบคทีเรียแกรมบวกมากกว่าแบคทีเรียแกรมลบ ไม่สามารถทำลาย เชื้อวัณโรค เชื้อรา สปอร์ของแบคทีเรีย (พิชัย เจนจำรัสศรี, 2538) พบว่าที่ความเข้มข้น 50 กรัม/กิโลกรัมMLSS ทำให้เส้นใยของ *Microthrix parvicella* แตกออกครึ่งหนึ่งเมื่อนำไปส่องดูด้วยกล้องจุลทรรศน์นอกจากนี้ยังพบว่าการเติมคลอรีนในรูปโซเดียมไฮโพคลอไรต์ (NaOCl) ที่ความเข้มข้นต่างๆตั้งแต่ 28 กรัมต่อกิโลกรัมMLSS ถึง 560 กรัมต่อกิโลกรัมMLSS ซึ่งโซเดียมไฮโพคลอไรต์ เป็นสารที่ใช้ฟอกฆ่าเชื้อพื้นผิวของชิ้นส่วนพืชในการเพาะเลี้ยงเนื้อเยื่อพืช (ดำนูณ กาญจนภูมิ, 2542) พบว่าที่ความเข้มข้นมากกว่า 140 กรัมต่อกิโลกรัมMLSS เกิดการแยกออกของเส้นใยในบริเวณนั้นดังแสดงใน Figure 6 และ Figure 7

1.7.6 เติม Polyelectrolytes ทำการเติมสารสร้างตะกอน (coagulant) เช่น การเติมปูนขาว $FeCl_3$ เพื่อช่วยให้จุลชีพพวกฟล็อกมีความแข็งแรงและตกตะกอนได้ดีและไอออนโลหะความเข้มข้นต่ำจะเพิ่มความสามารถของตะกอนในการตกตะกอนได้ดียิ่งขึ้น (Gray, 1990) นอกจากนี้ Eikelboom และคณะ (1998) พบว่าการเติมเกลืออะลูมิเนียม สามารถลดปริมาณจุลินทรีย์เส้นใยและได้ตะกอนสลัดจ์ที่ดี

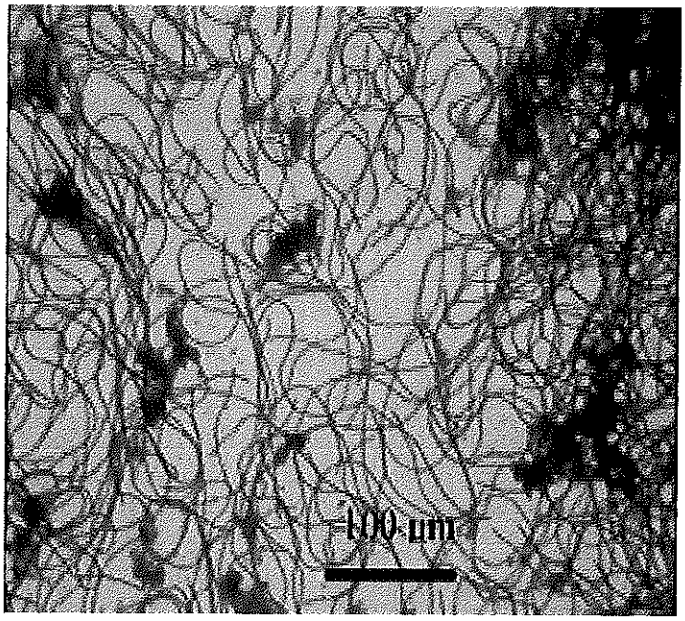


Figure 6. Morphology of *Microthrix parvicella* before bactericide addition.

ที่มา : Xie และคณะ (2006)

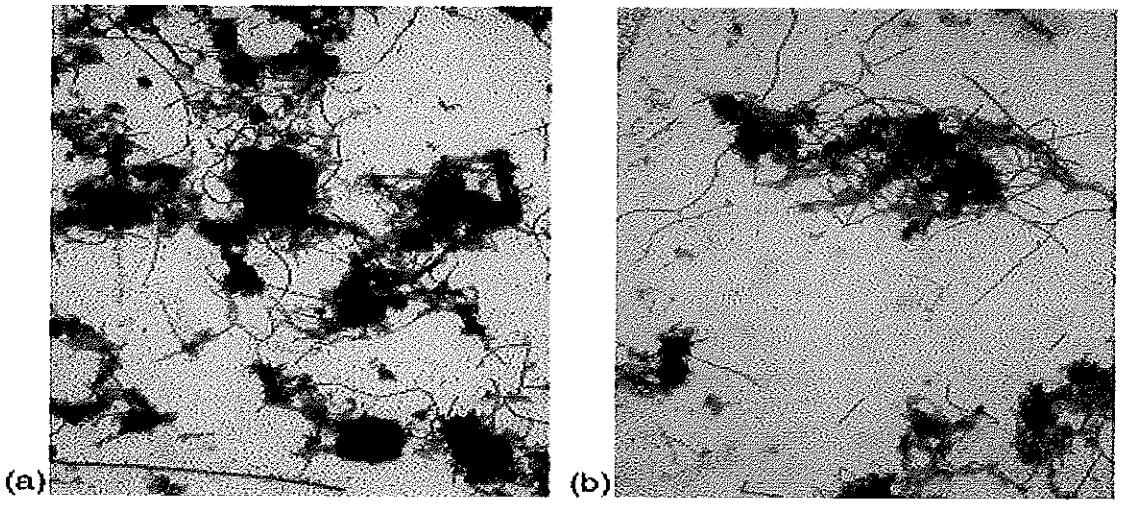


Figure 7. Change of morphology of *Microthrix parvicella* after bactericide addition :

(a) Chlorine (b) QAS

ที่มา : Xie และคณะ (2006)

Xie และคณะ (2006) ได้ศึกษาการใช้สารเคมีที่เป็น flocculants ใน batch experiment โดยใช้ polacrylamide flocculants (PAM) ที่ความเข้มข้นต่างๆตั้งแต่ 0.5 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS ถึง 8 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS พบว่าที่ความเข้มข้น 0.5 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS ทำให้ค่า SV_{30}ลดลงจาก 80 เปอร์เซ็นต์ เหลือเพียง 20 เปอร์เซ็นต์ และ polyaluminium salt (PAC) ที่ความเข้มข้นต่างๆตั้งแต่ 12.5 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS ถึง 100 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS พบว่าที่ความเข้มข้น 12.5 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS ทำให้ค่า SV_{30}ลดลงจาก 80 เปอร์เซ็นต์ เหลือเพียง 25 เปอร์เซ็นต์

Agridiotis และคณะ (2006) ศึกษาการการใช้เกลือของโลหะ Ferrous sulphate และ Aluminium chloride ความเข้มข้น 30 มิลลิกรัม·Fe^{2+}ต่อลิตร และ 11 มิลลิกรัม·Al^{3+}ต่อลิตรโดยเติมเกลือของเหล็กตั้งแต่สัปดาห์ที่ 4 ถึงสัปดาห์ที่ 11 เติมทุกวันพบว่าเกลือของเหล็กสามารถลดเส้นใยของแบคทีเรียในถังให้อากาศและลดค่า SVI จาก 300 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 50 มิลลิลิตรต่อกรัม เนื่องจากอนุภาคของฟล็อกเป็นประจุลบ (*Urbain et al.*,1993) จึงสามารถเกิดพันธะไอออนิกกับเกลือของโลหะซึ่งเป็นประจุบวก

โดยสามารถแบ่งระดับขั้นของการเกิดตะกอนลอยอันเนื่องมาจากแบคทีเรียเส้นใยได้ 6 ระดับขั้นย่อยดัง Table 2

Table 2. Level show volume of filamentous bacteria which cause bulking problem.

Level	Filaments	Sludge volume index (ml/g) (mean)
0	None	60
1	Few	70
2	Moderate Amount	100
3	Many	135
4	Vary Many	265
5	Extremely Amount	700

ที่มา : ATV Working Group 2.6.1 (1989)

สำนักวิทยบริการการเรียนรู้คุณหญิงหลง อรรถกระวีสุนทร

2. อุตสาหกรรมยางพารา

โรงงานที่ใช้เป็นสถานที่เก็บตัวอย่างน้ำเสียคือ โรงงานแปรรูปน้ำยางพารา ซึ่งเป็นโรงงานที่ผลิตน้ำยางข้น ยางแท่ง STR 5L ยางแท่ง STR 20 และผลิตภัณฑ์ยางพาราซึ่งแต่ละขั้นตอนในการผลิตนั้นมีการใช้น้ำในปริมาณมาก โดยน้ำเสียร้อยละ 90 มาจากขั้นตอนการผลิตน้ำยางข้น ส่วนอีกร้อยละ 10 มาจากการผลิตยางแท่ง STR 5L ปริมาณผลผลิตที่มากน้อยแตกต่างกันในแต่ละโรงงานนั้นขึ้นอยู่กับขนาดกำลังการผลิตของเครื่องจักรของแต่ละโรงงาน ฤดูกาล (สุพัตรา เฉลียวพงศ์, 2540) ความสามารถในการแข่งขันเรื่องราคาเป็นปัจจัยสำคัญและเป็นต้นเหตุที่ทำให้ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากการผลิตน้ำยางข้นแตกต่างกัน (กัลยา ศรีสุวรรณ, 2543) วันชัย แก้วยอด (2540) รายงานว่าน้ำเสียของโรงงานผลิตน้ำยางข้นโดยทั่วไปมีค่าบีโอดีระหว่าง 1,825-3,766 มิลลิกรัมต่อลิตร มีปริมาณของแข็งแขวนลอยระหว่าง 1,082-3,130 มิลลิกรัมต่อลิตร ของแข็งแขวนลอยเหล่านี้ส่วนใหญ่จะเป็นอนุภาคของเนื้อยางมีค่าความเป็นกรด-ด่างตั้งแต่ 8.56-9.40 พงศ์นรินทร์ ปราบนคร (2543) รายงานว่า น้ำเสียจาการผลิตน้ำยางข้นมีค่าซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 1,001 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเครพมีค่าซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 4,710 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ อาภรณ์ รักเกิด (2542) ยังพบว่าน้ำเสียที่เกิดจากการผลิตของโรงงานน้ำยางข้นมีค่าไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็นอยู่ระหว่าง 543-1,268 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือคิดเป็นค่าเฉลี่ยเท่ากับ 889 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียสูงสุดเฉลี่ยเท่ากับ 578 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งสูงกว่าค่ามาตรฐานที่กรมโรงงานกระทรวงอุตสาหกรรมกำหนดไว้ จึงต้องมีกระบวนการบำบัดน้ำเสียมารองรับก่อนระบายออกสู่แหล่งน้ำสาธารณะ

2.1 การผลิตน้ำยางข้น

ในการผลิตน้ำยางข้นเริ่มจากรับน้ำยางจากนั้นเติมสารDAP (Diammonium hydrogen phosphase), TMTD (Tetramethyl thiuramdisulphide) และ ZnO (Zinc oxide) นำน้ำยางไปเก็บในบ่อพักน้ำยางรอการนำไปปั่นเหวี่ยงแยกส่วนที่เป็นน้ำยางข้น เมื่อปั่นเหวี่ยงแล้วจะได้ 3 ส่วนคือ น้ำยางข้น ยางสกิมและขี้แป้ง ซึ่งปนมากับน้ำล้างในส่วนของน้ำยางข้นจะทำให้น้ำยางมีความเข้มข้นมากขึ้นจากนั้นบรรจุลงในถังรอการขนส่ง ยางสกิมจะนำมารีดและตัดทำเป็นรูปแท่งได้ skim block และส่วนของขี้แป้งทำการแยกตะกอน จากนั้นนำตะกอนมารีดเป็นแผ่นได้ยางพอลิเมอร์ (Table 8) ซึ่งโรงงานถาวรอุตสาหกรรมยางพารามีกำลังการผลิตน้ำยางข้นสูงสุด 8,000 ตัน/วัน โดยมีการผลิตน้ำยางข้นในปริมาณมากในช่วงเดือน มิถุนายนถึงเดือนธันวาคม และช่วงที่มีการผลิตน้ำยางข้นในปริมาณน้อยคือช่วงเดือน มกราคมถึงเดือนพฤษภาคม

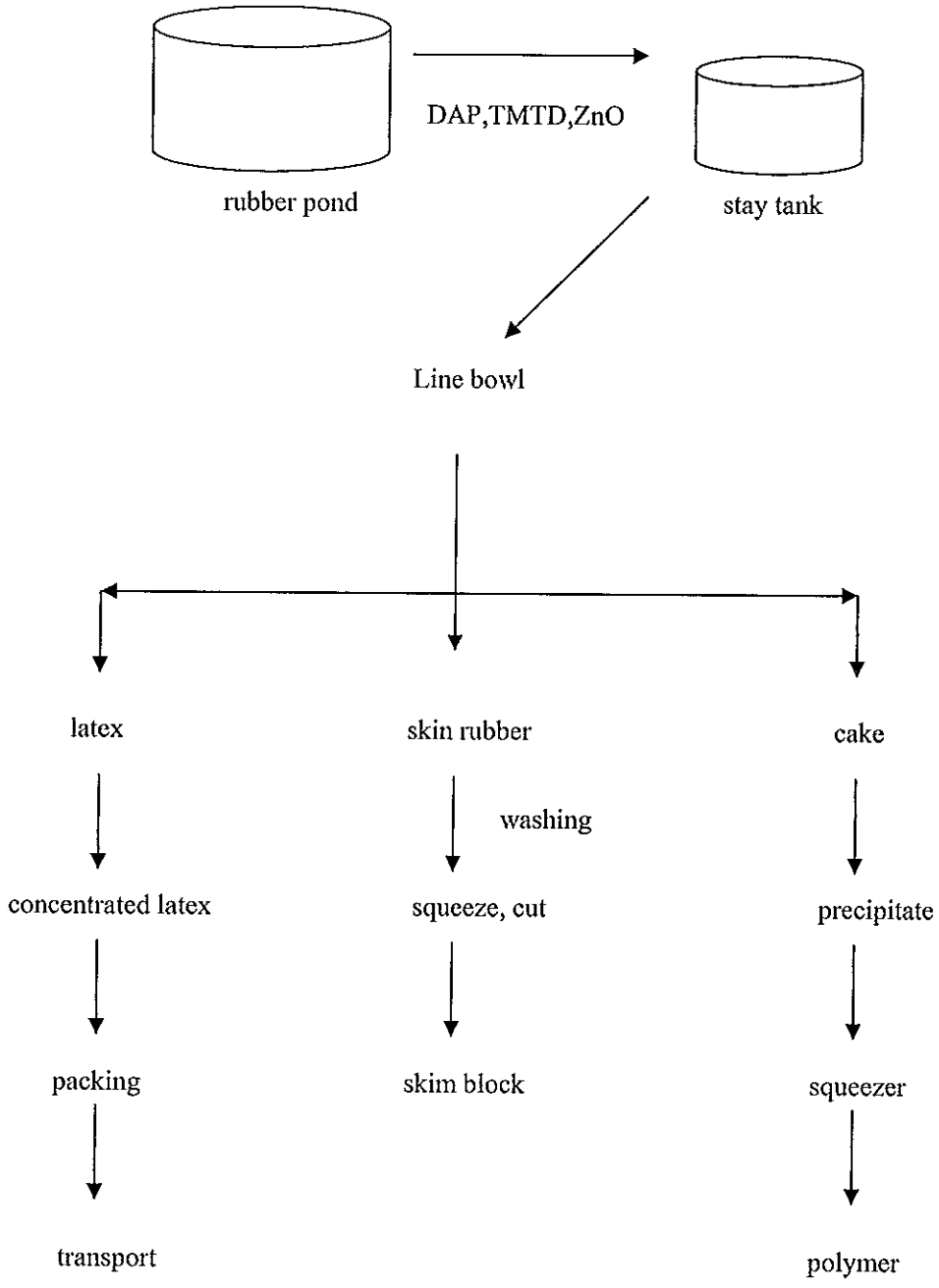


Figure 8. Production step of latex.

ที่มา : โรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

2.2 การผลิตยางแท่ง STR 5L

STR หรือ Standard Thai Rubber ซึ่งยางแท่ง STR จัดเป็นยางแท่งคุณภาพดีเพราะทำจากน้ำยางสด5L หมายถึง 5 Light แสดงว่ามีความสว่างหรือเป็นยางแท่งที่ใสไม่มีสี ขั้นตอนการผลิตยางแท่ง STR 5L เริ่มต้นโดยรวบรวมน้ำยาง (combined rubber) จากนั้นนำน้ำยางสดมากรองด้วยตะแกรงขนาด 40-60 mesh เจือจางน้ำยางด้วยน้ำสะอาดให้ได้ค่า DRC ประมาณ 15-20 เปอร์เซ็นต์ แล้วใส่ลงในบ่อรวมน้ำยางแล้วทำให้น้ำยางจับตัว (Vulcanization) โดยการเติม กรดฟอร์มิก ปริมาณ 0.03-0.10 เปอร์เซ็นต์ โดยน้ำหนักต่อเนื้อยางแห้ง (Roberts, 1988) จากนั้นนำก้อนยางจับตัวเข้าเครื่องรีดยาง (squeezer) เนื้อยางจะถูกอัดและฉีกขณะผ่านเครื่องรีด จากนั้นยางจะถูกตัดเป็นชิ้นเล็กๆเพื่อให้ง่ายต่อการอบแห้งซึ่งจะอบที่อุณหภูมิประมาณ 100-125 องศาเซลเซียสโดยใช้เวลาประมาณ 3-4 ชั่วโมง แล้วนำไปชั่งน้ำหนักให้ได้ 33.33 กิโลกรัม อัดเป็นแท่งด้วยเครื่องอัดไฮดรอลิกแรงอัด 30-70 ตัน ใช้เวลา 1-4 นาที นำยางแท่งที่ได้บรรจุในถุงพลาสติกพอลิเอทิลีน แล้วระบุรายละเอียดเกี่ยวกับยางแท่งด้วย ซึ่งได้แสดงขั้นตอนการผลิตยางแท่ง STR 5L ไว้ดัง Figure 9

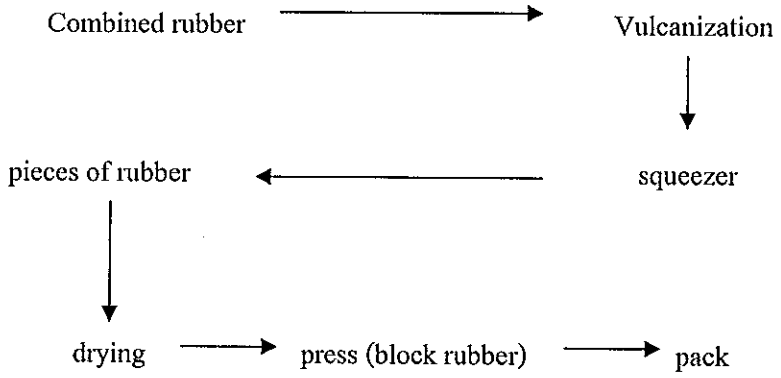


Figure 9. Production step of block rubber STR 5L.
ที่มา : โรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

2.3 การผลิตยางแท่ง STR 20

ยางแท่ง STR 20 เป็นยางแท่งที่มีคุณภาพต่ำกว่ายางแท่ง STR 5L เนื่องจากผลิตจากยางแผ่นดิบ ยางก้นถ้วย ยางตามรอยกรีด ยางตกตามพื้นดิน เป็นต้น ขั้นตอนการผลิตคล้ายกับการผลิตยางแท่ง STR 5L แต่เนื่องจากยางที่นำมาทำยางแท่ง STR 20 มีความสกปรกจึงต้องมีขั้นตอนการทำความสะอาดเพิ่มขึ้นโดยนำก้อนยางจับตัวที่มีสิ่งสกปรกมาแช่ในบ่อน้ำเพื่อล้างสิ่งสกปรกและทำให้ยางนิ่มซึ่งได้แสดงขั้นตอนการผลิตยางแท่ง STR 20 ไว้ดัง Figure 10

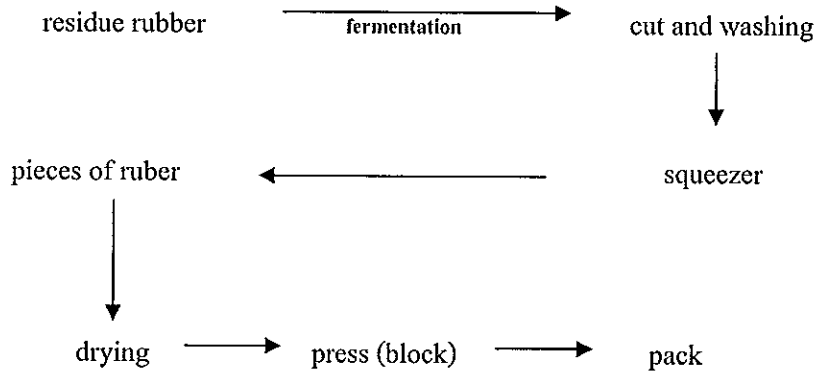


Figure 10. Production step of block rubber STR 20.
ที่มา : โรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

น้ำเสียจากการผลิตน้ำยางข้นและยางแท่ง STR 5L จะไหลรวมกันเข้าสู่บำบัดแบบตะกอนเร่ง ส่วนน้ำเสียจากการผลิตยางแท่ง STR 20 จะไม่ไหลเข้าระบบบำบัดน้ำเสีย เพราะน้ำเสียจากการผลิตยางแท่ง STR 20 ไม่ได้มีขั้นตอนการใช้สารเคมี น้ำเสียจึงไม่ต้องมีการบำบัดมากนัก เพียงแค่บำบัดด้วยบ่อบำบัดธรรมชาติก็เพียงพอแล้ว น้ำเสียจากโรงงานยางมีคุณภาพต่ำจึงไม่สามารถที่จะปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติได้เนื่องจากในกระบวนการผลิตมีการใช้สารเคมีหลายชนิดและปริมาณมาก สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการผลิต เช่น

1. แอมโมเนียใช้เพื่อให้น้ำยางไม่เสียสภาพ (ไม่ให้น้ำยางจับตัว)

2. DAP (Diammonium hydrogen phosphase) ใช้ในการตกตะกอนแมกนีเซียมในน้ำยางได้ เป็น Magnesiam ammonium phosphate เพราะแมกนีเซียมสูงมีผลต่อค่าการคงตัวต่อเครื่องกล

3. กรดฟอร์มิก เพื่อให้น้ำยางจับตัว

4. กำมะถัน (Sulfur) เป็นตัวที่ทำให้ยางเกิดการวัลคาร์ไนซ์ (Vulcanization คือ การคงรูปจากการขึ้นรูปยาง)

5. สารตัวเร่ง (Accelerator) ช่วยให้ปฏิกิริยาการวัลคาร์ไนซ์ของยางเร็วขึ้น เช่น TMTM (Tetramethyl Thiurammonosulphilde), TMTD (Tetramethyl thiuramdisulphide) เป็นตัวเร่งที่นิยมใช้กันมากที่สุด

6. สารตัวกระตุ้น (Activator) เป็นตัวกระตุ้นตัวเร่ง (Accelerator) เช่น Zinc Oxide (ZnO)

3. ถังคัดพันธุ์ (Selector)

3.1 ความหมายของถังคัดพันธุ์

ถังคัดพันธุ์เป็นถังขนาดเล็ก มีขนาดไม่เกิน 10 เปอร์เซ็นต์ของขนาดถังเติมอากาศ มีระยะเวลาการกักเก็บสั้นเมื่อเทียบกับถังเติมอากาศ เป็นถังที่ปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์จากบ่อตกตะกอนเพื่อให้จุลินทรีย์กลุ่มฟล็อกอยู่ในสภาวะที่เหมาะสมและกำจัดแบคทีเรียเส้นใยบางส่วน เพื่อให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่จะไหลกลับสู่บ่อให้อากาศมีความสามารถที่จะจับเป็นตะกอนหนักและจมลงได้ดีขึ้น(วรินยุพา บุณยรัตพันธุ์ และคณะ, 2550)

3.2 การทำงานของถังคัดพันธุ์

น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการผลิตจะไหลเข้าสู่ถังคัดพันธุ์รวมกับตะกอนจุลินทรีย์จากถังตกตะกอน (Returned sludge)โดยภายในถังคัดพันธุ์จะทำหน้าที่คัดเลือกแบคทีเรียที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ เนื่องจากค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (อัตราส่วน F/M) ในถังคัดพันธุ์สูงประมาณ 10 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และมีระยะเวลากักเก็บสั้น (HRT) ประมาณ 30-60 นาทีจึงสามารถควบคุมการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจำพวกเส้นใยได้และช่วยแก้ปัญหาตะกอนหลุดล้นจากระบบได้ (วรินยุพา บุณยรัตพันธุ์ และคณะ, 2007) ถังคัดพันธุ์มีค่าภาระบรรทุก (Loading) สูงเนื่องจากเป็นถังที่ยอมให้ตะกอนดูดกลับรวมตัวกับน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ โดยถังคัดพันธุ์สามารถทำให้ค่า SVI ในถังเติมอากาศมีค่าลดต่ำลงได้

Prendl และ Kroib (1999) รายงานว่า ปัญหาตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานผลิตน้ำตาลโดยแบคทีเรียเส้นใยชนิด Type 021N เมื่อมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์แบบมีการเติมอากาศพบว่าปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีส่วนประกอบของน้ำตาลและกรดไขมันลดลงอย่างรวดเร็วประมาณ 70 เปอร์เซ็นต์ อย่างไรก็ตามหากมีการควบคุมสภาวะที่ไม่เหมาะสมในถังคัดพันธุ์ เช่น การป้อนสารอาหารมากเกินไป หรือขาดแคลนปริมาณออกซิเจนและสารอาหารจะทำให้เกิดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งโดยแบคทีเรียเส้นใย *Sphaerotilos natans,* Type 021N

งานวิจัยของ Tsang และคณะ (2006) โดยได้ศึกษาการกำจัดแบคทีเรียเส้นใยในถังเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งในโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ พบว่า ในถังเติมอากาศมีตะกอนลอยเกิดขึ้นเนื่องจากแบคทีเรียเส้นใยกลุ่ม *N.amarae* โดยทดลองใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งที่มีถังให้อากาศจำนวน 2 ถัง ถังแรกมีค่า อัตราส่วน F/M 0.8 มิลลิกรัม·BOD_5 ต่อมิลลิกรัม·MLSS·วัน (ถังคัดพันธุ์) ถังที่ 2 มีค่าอัตราส่วน F/M 0.2 มิลลิกรัม·BOD_5 ต่อมิลลิกรัม·MLSS·วัน พบว่าหลังจากการเดินระบบเป็นเวลา 36 วัน วัดประสิทธิภาพของการบำบัดค่าบีโอดี

เพิ่มขึ้นจาก 86 เปอร์เซ็นต์เป็น 97.5 เปอร์เซ็นต์ โดยแสดงแผนผังของระบบบำบัดน้ำเสียใน Figure 11

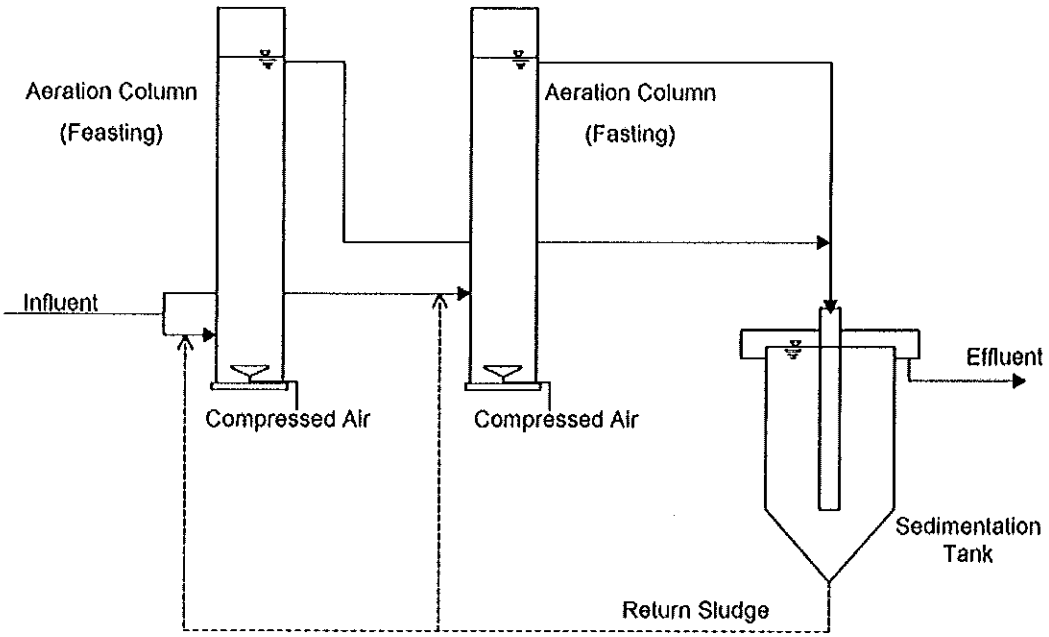


Figure 11. The activated sludge process treating pulp and paper mill effluent.

จาก Figure 11 จะเห็นว่ามีถังเติมอากาศในระบบจำนวน 2 ถัง แต่อัตราส่วน F/M ของทั้ง 2 ถัง มีอัตราส่วนที่ต่างกัน ถังที่มีอัตราส่วน F/M สูงเปรียบได้กับถังคัดพันธุ์ (Feasting) ซึ่งเป็นถังที่มีปริมาณอาหารสูง ส่วนอีกถังเป็นถังปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ให้อยู่ในสภาวะที่เหมาะสมโดยมีระยะเวลาการกักเก็บสั้น (Fasting) จึงเรียกวิธีการนี้ว่า "Feast to Fast" ซึ่งคุณลักษณะของถังให้อากาศทั้ง 2 ถังในงานวิจัยของ Tsang และคณะ (2006) มีคุณสมบัติแบบเดียวกับถังคัดพันธุ์คือ มีภาระการบรรทุกสารอินทรีย์สูงและมีระยะเวลาการกักเก็บต่ำ

วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาลักษณะของน้ำเสียของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

2. เพื่อศึกษาผลของการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

3. เพื่อศึกษาผลของอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio) ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

4. เพื่อศึกษาผลของการเติมอากาศในถังคัดพันธุ์ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

5. เพื่อศึกษาผลของการใช้สารกำจัดแบคทีเรียเส้นใย (bactericide) ตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

6. เพื่อศึกษาการควบคุมอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio) ในระบบบำบดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

บทที่ 2

วัสดุ อุปกรณ์ และวิธีการ

วิธีการทดลอง

1.การศึกษาลักษณะของน้ำเสียในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

1.1 สำรวจลักษณะของน้ำเสียก่อนเข้าบ่อเติมอากาศ น้ำเสียในบ่อให้อากาศและน้ำเสียออกจากถังตกตะกอน ทุกเดือนเป็นเวลา 6 เดือนตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน 2550 ถึงเดือนเมษายน 2551 โดยจะเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา ด้วยวิธีการเก็บตัวอย่างแบบสุ่ม (Grab sampling) เนื่องจากมีบ่อพักน้ำเสียรวมขนาดใหญ่ โดยพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ได้แก่ ลักษณะสีของน้ำทิ้ง อุณหภูมิ ความเป็นกรด-ด่าง ค่าบีโอดี ซีโอดี ปริมาณออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen) ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total Solid) ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) ทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen) ฟอสฟอรัส และซัลเฟต (Table 3)

1.2 นำตัวอย่างน้ำเสียจากบ่อให้อากาศ (สุ่ม 4 จุด) มาย้อมสีแกรมส่องดูด้วยกล้องจุลทรรศน์เพื่อศึกษาลักษณะของจุลินทรีย์ในน้ำเสีย

Table 3. Parameter for wastewater characterization and analytical methods.

samples	parameters	Methods
Influent	BOD	Dilution Method
Effluent		
Influent	COD	Closed reflux Method
Effluent		
Wastewater in aeration pond	DO	Acid modification Method
(4 point)		
Influent	TS	Gravimetric Method
Effluent		
Returned sludge	MLSS	Gravimetric Method
Influent	TKN	Kjeldahl method
Effluent		
Influent	Phosphorus	Ascorbic acid
Effluent		
Influent	Sulfate	Turbidimetric Method
Effluent		
Wastewater in aeration pond	SVI	Imhoff cone
(4 point)		
Influent	pH	pH meter
Effluent		
Influent	Temperature	Thermometer
Effluent		
Aeration pond		

ที่มา : APHA, AWWA and WPCF (1985)

2. การเริ่มต้นระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลอง

2.1 เริ่มต้นระบบโดยใช้น้ำเสียจากบ่อพักและตะกอนจากถังตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา จากนั้นเดินระบบให้น้ำเสียไหลเข้าถังคัดพันธุ์ที่อัตราการไหลเท่ากับ 3.6×10^{-3} ลิตรต่อนาที เป็นเวลา 10 ชั่วโมงต่อวัน น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังตกตะกอนด้วยอัตราการไหล 1.1×10^{-2} ลิตรต่อนาทีและตะกอนหมุนเวียนไหลกลับถังเติมอากาศด้วยอัตราการไหล 7.42×10^{-3} ลิตรต่อนาที อัตราการไหลของน้ำเสียทั้งอัตราการไหลเข้าและอัตราการไหลของตะกอนหมุนเวียนเทียบจากอัตราการไหลของระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา อัตราส่วนอัตราส่วน F/M ในถังคัดพันธุ์เท่ากับ 10 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และ HRT ในถังคัดพันธุ์เท่ากับ 30 นาที ตะกอนจุลินทรีย์ที่ออกจากถังตกตะกอน ส่วนหนึ่งไหลกลับเข้าสู่ระบบและอีกส่วนหนึ่งจะเอาออกจากระบบ โดยจะปรับอัตราการไหลกลับของตะกอนจุลินทรีย์โดยการคำนวณจากค่า MLSS เพื่อให้ได้ค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (อัตราส่วน F/M) ที่ต้องการในแต่ละการทดลอง ภายในถังให้อากาศใช้เครื่องเป่าอากาศชนิดที่ใช้ในตู้ปลาทำการเป่าออกซิเจนให้กับจุลินทรีย์ตลอด 24 ชั่วโมงโดยให้ปริมาตรอากาศที่อัดลงไปมากเกินความต้องการของจุลินทรีย์ที่จะใช้ ทั้งนี้จะควบคุมได้โดยการตรวจหาออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศไม่ให้ต่ำกว่า 1.0 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร (Acid modification method, APHA, AWWA and WPCF (1985))

2.2 การทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลองเกิดตะกอนลอยในถังให้อากาศ โดยการลดการให้อากาศในถังเติมอากาศโดยการเอาตัวให้อากาศออกส่วนหนึ่ง ในระบบยังคงมีการเติมอากาศอยู่เพื่อไม่ให้เชื้อจุลินทรีย์ตายและไม่มีการปรับอัตราส่วนตะกอนหมุนเวียนคือไม่มีการเอาตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบ จนกระทั่งมีค่า SVI ประมาณ 200 มิลลิลิตรต่อกรัม จึงจะเริ่มการทดลอง

3. ศึกษาผลการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

เริ่มต้นเดินระบบตามข้อ 2.1 และใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลองที่มีถังคัดพันธุ์และทำระบบบำบัดน้ำเสียให้เกิดตะกอนตามข้อ 2.2 หลังจากนั้นทำการทดลอง 2 ชุดการทดลอง ชุดที่ 1 มีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดด้วยปูนขาว โดยปรับค่าความเป็นกรด-ด่างให้เท่ากับ 7.0 ชุดที่ 2 ไม่มีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด (น้ำเสียตามสภาพจริงจากโรงงาน) โดยค่าความเป็นกรด-ด่างอยู่ในช่วง 4.0-5.5 เก็บตัวอย่างน้ำเสียจากถังให้อากาศทุก 2 วันวิเคราะห์ SVI และเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่ออกจากถัง

ตกตะกอนทุก 2 วัน วิเคราะห์ซีโอดีจนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ เลือกชุดการทดลองที่ให้ค่า SVI น้อยที่สุด เพื่อนำไปศึกษาในหัวข้อถัดไป

4. ศึกษาผลของอัตราส่วน F/M ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

ทำการทดลอง 2 ชุดการทดลองโดยชุดการทดลองที่ 1 ใช้ถังให้อากาศที่มีถังคัดพันธุ์ ขณะที่ชุดการทดลองที่ 2 ใช้ถังให้อากาศที่ไม่มีถังคัดพันธุ์ ทั้ง 2 ชุดการทดลองทำการเริ่มต้นระบบบำบัดน้ำเสียให้เกิดตะกอนลอยตามข้อ 2.2 ในชุดการทดลองที่ 1 เดินระบบตามข้อ 2.1 ทำการปรับอัตราการหมุนเวียนตะกอนเข้าถังให้อากาศให้ได้ อัตราส่วน F/M ในช่วง 0.01- 0.1, 0.2-0.4 และ 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วันตามลำดับ โดยการควบคุมปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่หมุนเวียนเข้าสู่ถังให้อากาศ ซึ่งวิธีการปรับ อัตราส่วน F/M คำนวณจากค่า MLSS ของตะกอนจุลินทรีย์ที่ออกจากถังตกตะกอน โดยปรับอัตราการไหลของตะกอนจุลินทรีย์ที่ไหลกลับเข้าสู่ระบบให้อยู่ในช่วง อัตราส่วน F/M ที่ต้องการ ตะกอนส่วนเกินที่เหลือจะเอาออก เก็บตัวอย่างตะกอนจากถังตกตะกอนทุก 2 วันเพื่อวิเคราะห์ MLSS คำนวณหาค่า อัตราส่วน F/M และเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากถังให้อากาศและน้ำเสียที่ออกจากถังตกตะกอนทุก 2 วันวิเคราะห์ SVI และซีโอดี จนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ จากนั้นเลือก อัตราส่วน F/M ที่ให้ค่า SVI น้อยที่สุดไปประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียจริงของโรงงานถาวรอุตสาหกรรมยางพารา

5. ศึกษาผลของการให้อากาศในถังคัดพันธุ์ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

ทำการทดลองโดยทำระบบบำบัดน้ำเสียให้เกิดตะกอนลอยตามข้อ 2.2 หลังจากนั้นเดินระบบตามข้อ 2.1 โดยใช้ อัตราส่วน F/M ที่ทำให้เกิดตะกอนลอยจากข้อ 4 เปรียบเทียบการให้อากาศและไม่ให้อากาศในถังคัดพันธุ์ ใช้เครื่องเป่าอากาศชนิดที่ใช้ในตู้ปลาทำการเป่าอากาศให้กับจุลินทรีย์ โดยให้ปริมาตรอากาศที่อัดลงไปมากเกินความต้องการของจุลินทรีย์ที่จะใช้ ทั้งนี้จะควบคุมได้โดยการตรวจหาออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศไม่ให้ต่ำกว่า 1.0 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร ทำการเก็บตัวอย่างและวิเคราะห์เช่นเดียวกับข้อ 3 เลือกชุดการทดลองที่ให้ค่า SVI น้อยที่สุดไปประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียจริงของโรงงานถาวรอุตสาหกรรมยางพารา

6. ศึกษาผลของการเติมสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใย (bactericide) ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

เพื่อศึกษาผลของการเติมสารเคมีกำจัดแบคทีเรียเส้นใยโดยจะใช้โซเดียมไฮโปคลอไรท์ (NaOCl) ทำการทดลองโดยทำระบบบำบัดน้ำเสียให้เกิดตะกอนลอยตามข้อ 2.2 หลังจาก

นั้นเดินระบบตามข้อ 2.1 โดยใช้ อัตราส่วน F/M ที่ทำให้เกิดตะกอนลอยจากข้อ 4 จากนั้นเติมโซเดียมไฮโปคลอไรท์ (NaOCl) ที่ความเข้มข้นต่างๆตั้งแต่ที่ความเข้มข้น 0 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS (control), 28 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS, 140 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS และ 280 กรัมต่อกิโลกรัม ·MLSS ตามลำดับ โดยเติมลงในถังให้อากาศซึ่งปริมาณของสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใยที่เติมขึ้นอยู่กับค่า MLSS ในถังเติมอากาศ

เก็บตัวอย่างน้ำเสียจากถังให้อากาศก่อนและหลังเติมสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใย แล้วนำไปย้อมแกรมและส่องดูภายใต้กล้องจุลทรรศน์และเก็บตัวอย่างน้ำเสียในถังให้อากาศและน้ำเสียที่ออกจากถังตกตะกอนวิเคราะห์ SVI และซีโอดีเพื่อหาความเข้มข้นของสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใยที่ทำให้ค่า SVI ต่ำสุดและค่าเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีสูงที่สุด

7. การควบคุมอัตราส่วน F/M ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

สำรวจลักษณะของน้ำเสียก่อนเข้าบ่อให้อากาศ น้ำเสียในบ่อให้อากาศและน้ำเสียออกจากถังตกตะกอนก่อนและหลังการปรับอัตราส่วน F/M แบบวิธีสุ่ม (Grab sampling) โดยเก็บตัวอย่าง 4 จุดเนื่องจากโรงงานมีบ่อพักน้ำเสียรวมขนาดใหญ่ พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ได้แก่ ลักษณะสีของน้ำทิ้ง อุณหภูมิ ความเป็นกรด-ด่าง ค่าบีโอดี ซีโอดี SVI ปริมาณออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen) ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total Solid) ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Mixed Liquor Suspended Solids; MLSS) ทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen) ฟอสฟอรัส และซัลเฟต (Table 3)

การควบคุมอัตราส่วน F/M จะใช้ช่วงอัตราส่วน F/M ที่ให้ผลการลดค่า SVI ดีที่สุดจากการทดลองในหัวข้อที่ 4 ควบคุมอัตราส่วน F/M โดยการปรับอัตราการไหลกลับของตะกอนจุลินทรีย์ที่ออกจากถังตกตะกอน เก็บตัวอย่างน้ำเสียในถังให้อากาศทุก 2 วัน วิเคราะห์หาค่า SVI สังเกตผลการเปลี่ยนแปลงจากนั้นเก็บตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบวิเคราะห์ซีโอดีและตะกอนจุลินทรีย์ในบ่อให้อากาศ เพื่อคำนวณหาค่า อัตราส่วน F/M ของระบบบำบัด

วัสดุ

1.ตัวอย่างน้ำเสีย

การทดลองนี้จะใช้น้ำเสียจากบ่อพักรวม (บ่อที่ 1) และบ่อให้อากาศ (บ่อที่ 2-4) ของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา (Figure 12)

2.ตะกอนจุลินทรีย์

การทดลองนี้จะใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากส่วนที่เป็นตะกอนหมุนเวียนจากถังตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

3.ระบบตะกอนเร่ง

3.1 ระบบตะกอนเร่งจำลองในห้องปฏิบัติการมี 2 ชุด ชุดที่ 1 ประกอบด้วย ถังเติมอากาศ (aeration tank) ขนาด 10 ลิตร ซึ่งภายในถังจะมีถังขนาดเล็กซึ่งมีปริมาตร 0.12 ลิตร ทำหน้าที่เป็นถังคัดพันธุ์ (selector) ปริมาตรคำนวณจากระยะเวลากักเก็บน้ำ (HRT) ในถังคัดพันธุ์ ภายในเวลา 30 นาที โดยจะใช้ระบบน้ำล้นจากถังคัดพันธุ์ ไปยังถังเติมอากาศและถังตกตะกอน (sedimentation tank) ที่มีขนาด 1.5 ลิตร ตามลำดับ (Figure 13, 14 and 15) ส่วนชุดที่ 2 มีลักษณะเช่นเดียวกับชุดที่ 1 แต่ไม่มีถังคัดพันธุ์

3.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานพาราประกอบด้วยบ่อพักรวม (บ่อ 1) น้ำเสียจากบ่อพักรวมไหลเข้าสู่บ่อเติมอากาศ (บ่อ 2, บ่อ 3 และบ่อ 4) ซึ่งมีปริมาตรรวมกันเท่ากับ 11,318 ลูกบาศก์เมตร ด้วยอัตราการไหล 2,900 ลิตร/นาที แล้วไหลเข้าสู่ถังตกตะกอนที่มีปริมาตร 637 ลูกบาศก์เมตร ด้วยอัตราการไหล 8,400 ลิตร/นาที ตะกอนหมุนเวียนจะไหลกลับไปยังบ่อเติมอากาศด้วยอัตราการไหล 5,500 ลิตร/นาที น้ำส่วนใสจะไหลไปยังบ่อบำบัดธรรมชาติ (บ่อ 6, บ่อ 7และบ่อ 8) ซึ่งมีการตีอากาศจากด้านบน น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วซึ่งสามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์ในการทำความสะอาดพื้นและอุปกรณ์จะเก็บไว้ในบ่อที่ 9 ส่วนบ่อที่ 5 คือน้ำทิ้งจากกระบวนการผลิตยางแท่ง STR 20 โดยได้แสดงแผนผังของระบบบำบัดน้ำเสียไว้ดัง Figure 12

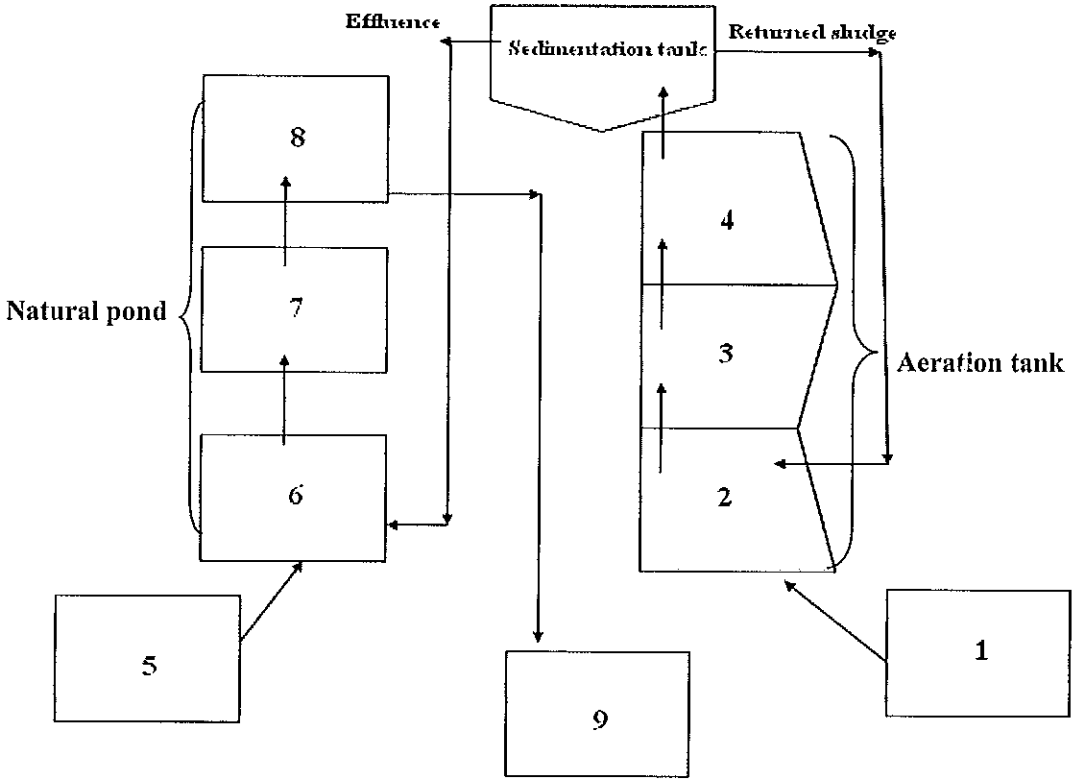


Figure 12. Diagram of wastewater treatment system of rubber latex processing plant.

(1: wastewater pond 2, 3 and 4 : aeration tank 5,6,7,8 and 9 : natural pond)

ที่มา : โรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

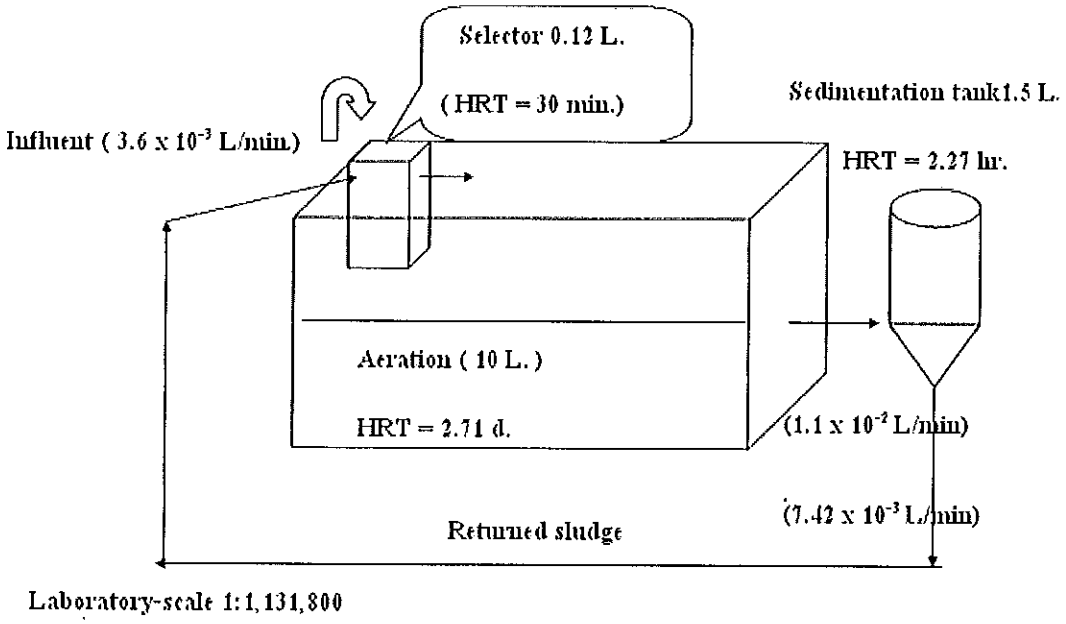


Figure 13. Process of activated sludge wastewater treatment system in laboratory.

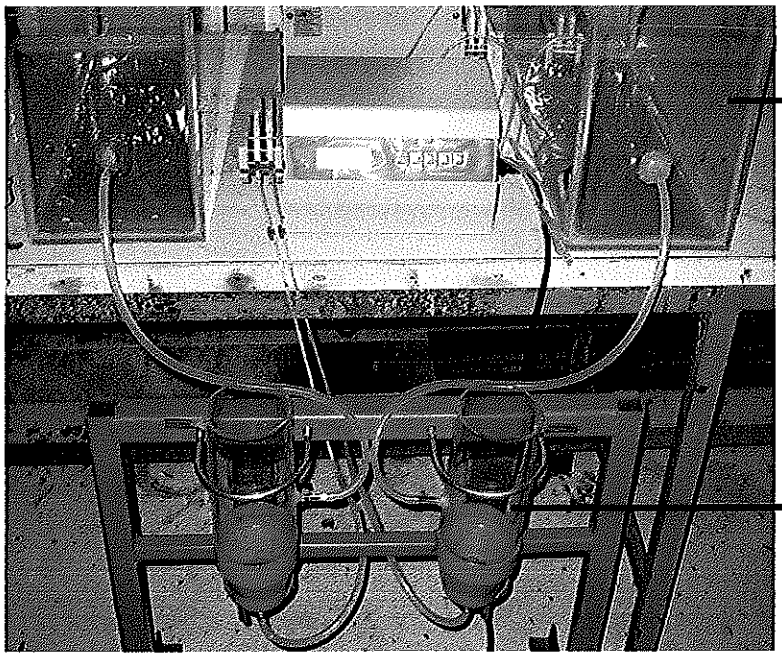


Figure 14. Activated sludge wastewater treatment system in laboratory. (1) aeration tank (2) sedimentation tank

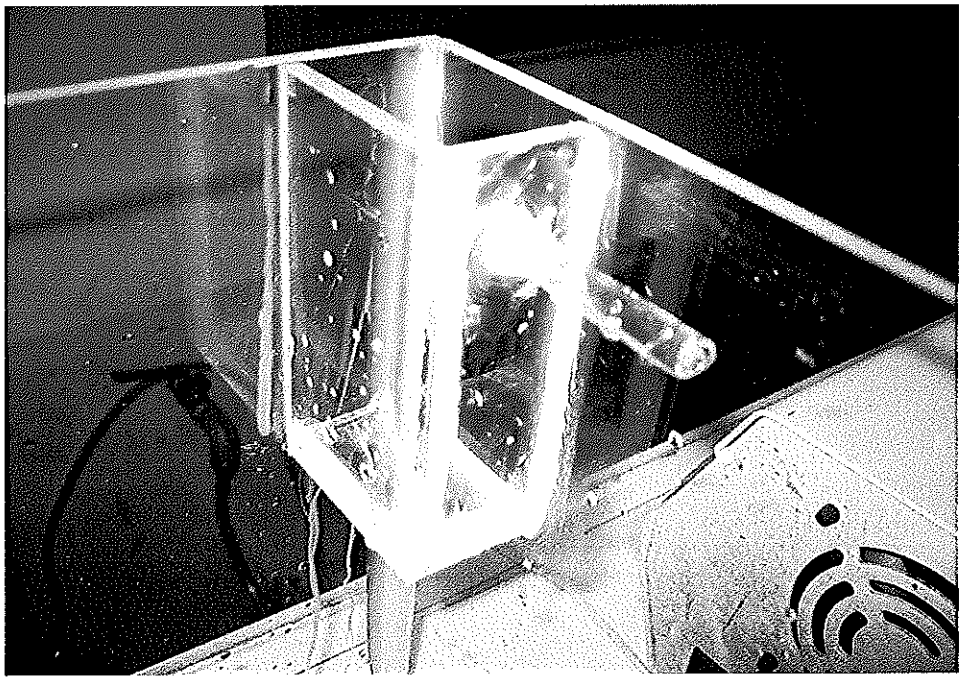


Figure 15. Selector located in aeration tank.

4.สารเคมี

- โซเดียมไฮโปคลอไรท์ (NaOCl)
- เกลือ (NaCl)
- ชุดวิเคราะห์บีโอดี
- ชุดวิเคราะห์ซีโอดี
- ชุดวิเคราะห์ออกซิเจนละลาย (DO)
- ชุดวิเคราะห์ปริมาณทีเคเอ็น (TKN)
- ชุดวิเคราะห์ฟอสฟอรัส
- ชุดวิเคราะห์ซัลเฟต
- ชุดย้อมแกรม
- ชุดย้อมแกรมแบบ Neisser

อุปกรณ์

- Imhoff cone หรือ กระบอกตวง – SVI
- โถดูดความชื้น (Dessicator)
- เครื่องชั่งละเอียด 2 ตำแหน่ง ยี่ห้อ A&D รุ่น HF-1200
- เครื่องชั่งละเอียด 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ Sartorius รุ่น BP210s
- ตู้อบลมร้อน (hot air oven) ยี่ห้อ Sanyo รุ่น MOV 212
- เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) ยี่ห้อ Orion รุ่น 420A
- อ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ (water bath) ยี่ห้อ Memmert รุ่น W350
- ชุดกรองบุชเนอร์ (Buchner Filter)
- เครื่องปั๊มดูดสุญญากาศ (Vaccuum Pump) ผลิตภัณฑ์ GAST รุ่น 0296
- เทอร์โมมิเตอร์
- กระดาษกรองใยแก้ว (GF/C)
- แผ่นสไลด์
- ถ้วยกระเบื้อง
- กล้องจุลทรรศน์ ยี่ห้อ Nikon รุ่น YS2H
- เข็มและห่วงเขี่ยเชื้อ
- ปากคีบ
- อุปกรณ์เครื่องแก้ว

วิธีการวิเคราะห์

1. วิเคราะห์ค่า Sludge Volume Index (SVI)

Sludge Volume Index (SVI) สามารถหาได้จากการนำน้ำเสียใส่ใน Imhoff cone หรือ กระบอกตวงขนาด 1,000 มิลลิลิตร จากนั้นตั้งให้ตกตะกอนจับเวลา 30 นาที แล้ววัดระดับปริมาตรของของตะกอนอยู่ที่ระดับกี่มิลลิลิตร จากนั้นนำค่าที่ได้หารด้วยค่า MLSS ที่เราหาได้ ค่าที่ได้จะมีหน่วยเป็นมิลลิลิตรต่อกรัม ดังสมการข้างล่าง

1.1 นำตัวอย่างน้ำจากถังเติมอากาศใส่ใน Imhoff cone หรือกระบอกตวงขนาด 1 ลิตร ตั้งทิ้งให้ตกตะกอนเป็นเวลา 30 นาที สมมติได้ปริมาตร = F ml/l

1.2 กวนตัวอย่างน้ำในภาชนะในข้อ 1 ให้เข้ากันดี แล้วหาปริมาณ MLSS สมมติได้ = G (g/l)

$$\text{ค่า SVI} = \frac{\text{F (ml/l)}}{\text{G (g/l)}} = \text{F/G (ml/g)}$$

Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS) หาได้โดยการกรองตัวอย่างน้ำด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (glass fiber filter, GF/C) แล้วนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105°C จากนั้นนำไปชั่งหาน้ำหนัก

2. วิเคราะห์ค่า อัตราส่วน F/M

อัตราส่วน F/M หาจากอัตราการไหลของน้ำเสีย (ลูกบาศก์เมตรต่อวัน) คูณกับค่าบีโอดีของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร) แล้วหารด้วยปริมาตรของถังเติมอากาศ (ลูกบาศก์เมตร) คูณด้วย MLSS (มิลลิกรัมต่อลิตร) ดังสมการข้างล่าง

$$\text{อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (อัตราส่วน F/M)} = \frac{\text{อัตราการไหลของน้ำเสีย } (m^3/day) \times \text{BOD (mg/l)}}{\text{ปริมาตรถังเติมอากาศ } (m^3) \times \text{MLSS (mg/l)}}$$

3. วิเคราะห์อายุตะกอน (Sludge Age)

อายุตะกอน (Sludge Age) คำนวณจาก น้ำหนักของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ (MLSS) หารด้วยน้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบต่อวัน

$$\text{อายุตะกอน} = \frac{\text{น้ำหนักของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ (mg/l)}}{\text{น้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบต่อวัน (mg/l.d)}}$$

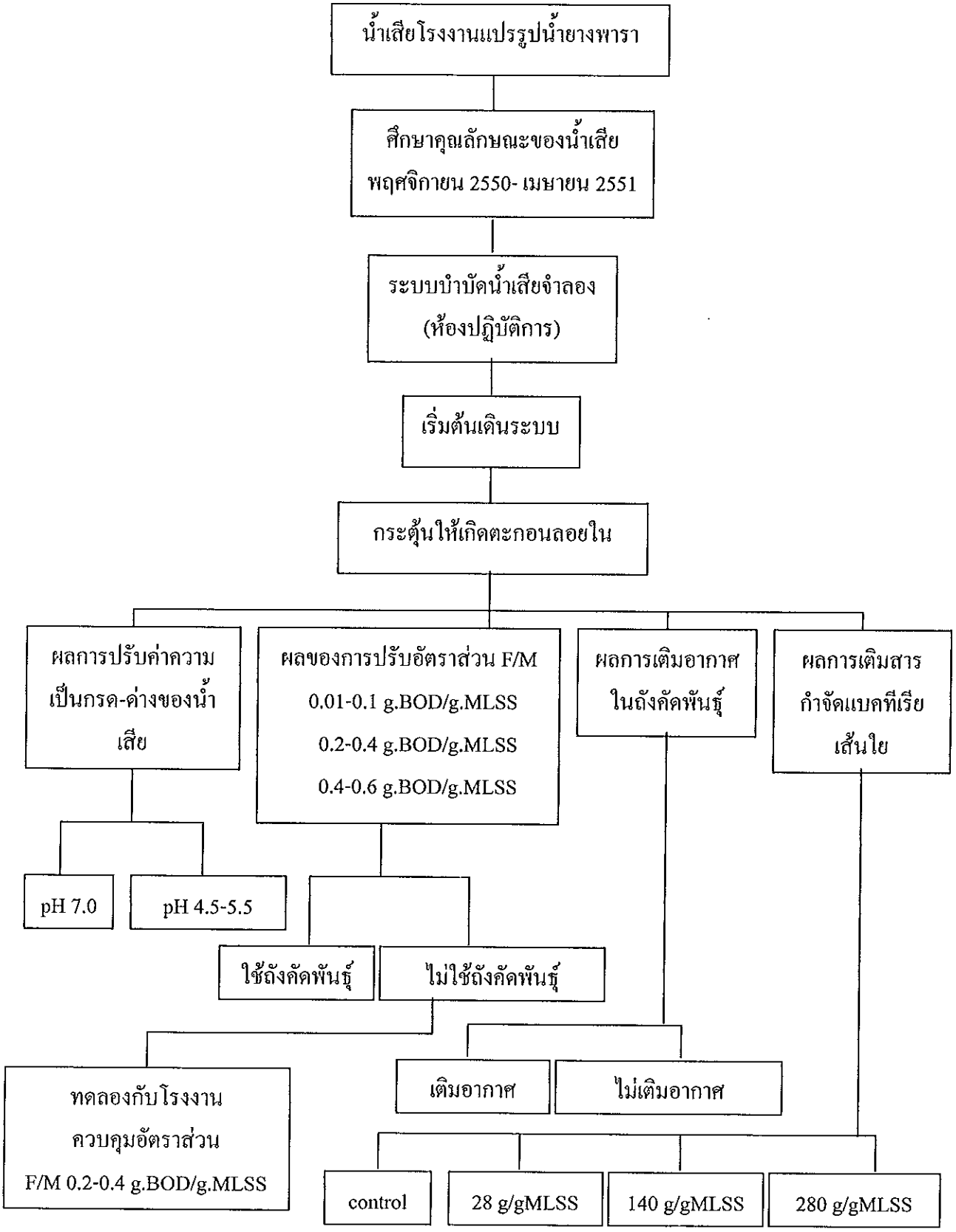
4. วิเคราะห์ค่า Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS)

Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS) หมายถึง ส่วนที่ไม่ละลายในน้ำแต่มีขนาดเล็กพอที่จะแขวนลอย (suspend) อยู่ในน้ำได้ หาได้โดยการกรองตัวอย่างน้ำด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (glass fiber filter, GF/C) แล้วนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105°C

5. การวิเคราะห์ค่าบีโอดี, ซีโอดี, ออกซิเจนละลาย, ไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส, ซัลเฟตและปริมาณของแข็งทั้งหมด

วิเคราะห์หาค่าซีโอดี, บีโอดี, ออกซิเจนละลาย, ไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส, ซัลเฟต, ของแข็งทั้งหมดและของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียจากบ่อพัก บ่อให้อากาศและถังตกตะกอนโดยวิธีมาตรฐาน (APHA, AWWA and WPCF, 1985) (ภาคผนวก)

กรอบความคิดงานวิจัย



บทที่ 3

ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง

1.การศึกษาลักษณะของน้ำเสียในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

สำรวจลักษณะของน้ำเสียในระบบตะกอนเร่งช่วงเดือนพฤศจิกายน 2550 ถึง เมษายน 2551 พบว่าลักษณะน้ำเสียประจำเดือนพฤศจิกายน 2550 ลักษณะของน้ำเสียในบ่อเติมอากาศเกิดตะกอนลอยและฟองบริเวณขอบของบ่อเติมอากาศ โดยได้แสดงภาพลักษณะการเกิดฟองและตะกอนลอยในบ่อเติมอากาศในช่วงเดือนพฤศจิกายน 2550 ดัง Figure 16 ฟองที่เกิดขึ้นมีทั้งฟองสีขาวและฟองสีน้ำตาล ซึ่งฟองสีขาวเกิดจากจุลินทรีย์ที่มีอายุตะกอนน้อยกินไป ส่วนฟองสีน้ำตาลเกิดจากจุลินทรีย์ที่มีอายุตะกอนมากเกินไป (สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

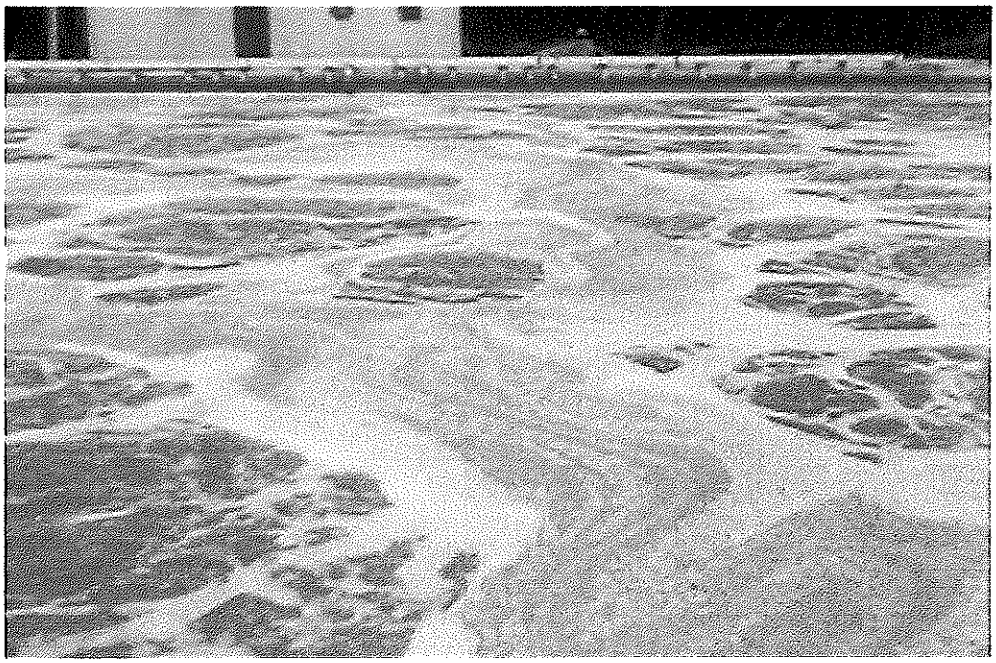


Figure 16. Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on November 2007.

วิเคราะห์ค่าต่างๆดังนี้ ค่าบีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดเท่ากับ 7,320 ± 15 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 28.4 ± 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ, ค่าซีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด 12,050 ± 17 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 360 ± 7 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีและซีโอดีเท่ากับ 99.6 เปอร์เซ็นต์และ 97 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ, ค่า

ออกซิเจนละลาย (DO)ในบ่อให้อากาศ 1.25 ± 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าอัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.19 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน, สัดส่วนอาหาร BOD : N : P เท่ากับ 100 : 16.3 : 1.05 ซึ่งเป็นสัดส่วนที่ไม่เหมาะสม โดยสัดส่วนของสารอาหาร BOD : N : P ที่เหมาะสมควรมีอัตราส่วน 100 : 5 : 1 ดังนั้น แสดงว่าในระบบมีปริมาณไนโตรเจนมากเกินไป ซึ่งปริมาณไนโตรเจนส่วนใหญ่มาจากการเติมแอมโมเนียในปริมาณมากในกระบวนการผลิต ซึ่งถ้าหากในระบบบำบัดน้ำเสียมีปริมาณไนโตรเจนมากเกินไปจึงส่งผลให้เกิดตะกอนลอย (Diez and Castillo, 1983) ส่วนค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดเท่ากับ 4.52 ± 0.03 ซึ่งมีสภาพเป็นกรด ซึ่งถ้าหากน้ำเสียมีค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำ จะส่งเสริมให้เกิดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเส้นใยและเพิ่มจำนวนได้ดีกว่าแบคทีเรียชนิดอื่นจนเกิดปัญหาตะกอนลอยในระบบ (Strom and Jenkins, 1984) และค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เท่ากับ 106 มิลลิลิตรต่อกรัม ระดับของปริมาณแบคทีเรียเส้นใยจัดอยู่ในระดับ 2 (ATV Working Group 2.6.1, 1989) คือ มีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยอยู่ในระดับปานกลาง

ลักษณะของน้ำเสียในระบบตะกอนเร่งประจำเดือนธันวาคม 2550 พบว่า ลักษณะของน้ำเสียในบ่อเติมอากาศเกิดตะกอนลอยและฟอง (สีขาวและสีน้ำตาล) บริเวณขอบของบ่อเติมอากาศเหมือนกับในเดือนพฤศจิกายน 2550 โดยได้แสดงภาพลักษณะการเกิดฟองและตะกอนลอยในบ่อเติมอากาศในช่วงเดือนธันวาคม 2550 (Figure 17) ซึ่งได้วิเคราะห์ค่าต่างๆดังนี้ ค่าบีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดเท่ากับ 5,520 ± 4.0 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 23.3 ± 0.6 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ, ค่าซีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด 10,550 ± 17 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 330 ± 4.5 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ, คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีและซีโอดีเท่ากับ 99.9 เปอร์เซ็นต์และ 96.8 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ, ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO)ในบ่อให้อากาศ 1.45 มิลลิกรัมต่อลิตร, ค่าอัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.11 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน, สัดส่วนอาหาร BOD : N : P เท่ากับ 100: 23.8: 1.4 ส่วนค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดเท่ากับพีเอช 4.75 ± 0.01 ซึ่งมีสภาพเป็นกรดและค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เท่ากับ 107 มิลลิลิตรต่อกรัม ระดับของปริมาณแบคทีเรียเส้นใยจัดอยู่ในระดับ 2 (ATV Working Group 2.6.1, 1989) คือ มีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยมอยู่ในระดับปานกลาง

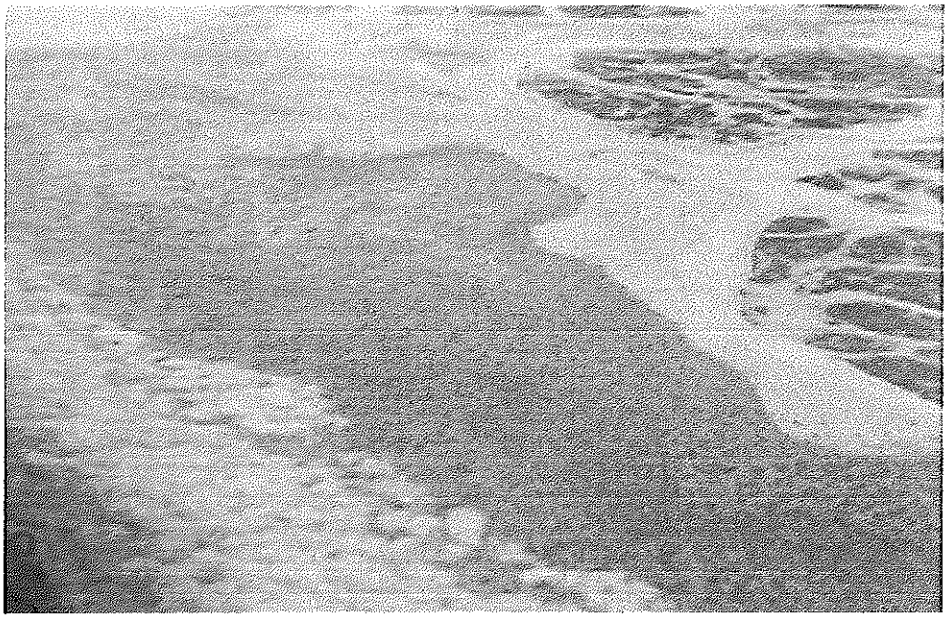


Figure 17. Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on December 2007.

เมื่อพิจารณาถึงปัจจัยที่ส่งผลให้เกิดตะกอนลอยในเดือนธันวาคม 2550 พบว่ามีค่าอัตราส่วน F/M น้อยกว่า 0.2 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ซึ่งถ้าหากค่าอัตราส่วน F/M ต่ำกว่า 0.2 กรัม·BOD_5ต่อกรัม·MLSS·วัน จะส่งผลให้เกิดตะกอนลอยในระบบเนื่องจากเป็นสภาวะที่เอื้ออำนวยต่อการเจริญของแบคทีเรียเส้นใย (Diez and Castillo, 1983) และอีกปัจจัยหนึ่งคือ สัดส่วนสารอาหาร BOD : N : P พบว่า ค่าไนโตรเจนมากเกินมีสัดส่วนมากเกินไปเหมือนกับในเดือนพฤศจิกายน 2550

ลักษณะของน้ำเสียในระบบตะกอนเร่งประจำเดือนมกราคม 2551 พบว่า ลักษณะของน้ำเสียในบ่อเติมอากาศเกิดตะกอนลอยและฟอง (สีขาวและสีน้ำตาล) บริเวณขอบของบ่อเติมอากาศ ปริมาณมากกว่าเดือนพฤศจิกายน 2550 และเดือนธันวาคม 2550 โดยได้แสดงภาพลักษณะการเกิดฟองและตะกอนลอยในบ่อเติมอากาศในช่วงเดือนมกราคม 2551 (Figure 18) ซึ่งได้วิเคราะห์ค่าต่างๆดังนี้ ค่าบีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดเท่ากับ 5,600 ± 82 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 250 ± 4.2 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ, ค่าซีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด 14,215 ± 43 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 605 ± 1.2 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ, คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีและซีโอดีเท่ากับ 95.5 เปอร์เซ็นต์และ 95.7 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ, ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO)ในบ่อให้อากาศ 0.75 ± 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร, ค่าอัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.18 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วันและสัดส่วนอาหาร BOD : N : P เท่ากับ 100: 32: 1.5 ส่วนค่าความเป็น

กรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดเท่ากับพีเอช 4.92 ซึ่งมีสภาพเป็นกรดและค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เท่ากับ 151 มิลลิลิตรต่อกรัม

Figure 18. Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on January 2008.

พิจารณาจากผลการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำเสียในเดือนมกราคม 2551 พบว่าปัจจัยแรก คือ ค่าออกซิเจนละลายในน้ำในบ่อให้อากาศมีค่าต่ำ ซึ่งในบ่อให้อากาศที่มีค่าออกซิเจนละลายต่ำกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้จุลินทรีย์กลุ่มที่เป็นเส้นใยเจริญเติบโตได้ดีกว่ากลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มที่เกิดฟล็อกทำให้ในระบบเกิดตะกอนลอยขึ้น ปัจจัยต่อมาคือ สภาพความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด ซึ่งยังมีสภาพเป็นกรดอยู่ (pH 4.92) อีกปัจจัยหนึ่งยังคงเป็นสัดส่วนสารอาหาร BOD : N : P ปริมาณไนโตรเจนในเดือนมกราคม 2551 เมื่อเปรียบเทียบสัดส่วน BOD : N : P พบว่ามีสัดส่วนของไนโตรเจนมากกว่าเดือนพฤศจิกายน 2550 และเดือนธันวาคม 2550 และผลที่สะท้อนให้เห็นคือค่า SVI ในเดือนมกราคม 2551 เพิ่มขึ้นจาก 107 มิลลิลิตรต่อกรัม ในเดือนธันวาคม 2550 เป็น 151 มิลลิลิตรต่อกรัม แสดงว่าความสามารถในการจมตัวของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบลดลงเพราะมีแบคทีเรียเส้นใยเพิ่มมากขึ้น ซึ่งปริมาณแบคทีเรียเส้นใยจัดอยู่ในระดับ 3-4 (ATV Working Group 2.6.1, 1989) คือ มีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยมากถึงมากๆ

ลักษณะของน้ำเสียในระบบตะกอนเร่งประจำเดือนกุมภาพันธุ์ 2551 พบว่าลักษณะของน้ำเสียในบ่อเติมอากาศเกิดตะกอนลอยและฟองสีขาวและสีน้ำตาลบริเวณขอบของบ่อ

เติมอากาศ โดยได้แสดงดัง Figure 19 ซึ่งได้วิเคราะห์ค่าต่างๆดังนี้ ค่าบีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดเท่ากับ 8,750 ± 21 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 350 ± 4.2 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ, ค่าซีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด 14,830 ± 21 มิลลิกรัมต่อลิตและ 430 ± 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีและซีโอดีเท่ากับ 96.0 เปอร์เซ็นต์และ 97.1 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ, ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในบ่อให้อากาศ 0.25 ± 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร, ค่า อัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.14 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดเท่ากับพีเอช 4.9 ± 0.02 ซึ่งมีสภาพเป็นกรดและค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เท่ากับ 156 มิลลิลิตรต่อกรัม

Figure 19. Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on February 2008.

ปัจจัยที่ส่งผลให้เกิดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียของเดือนกุมภาพันธ์ 2551 ที่เห็นได้ชัดที่สุดคือ ค่าออกซิเจนละลายในน้ำในบ่อให้อากาศซึ่งมีค่าต่ำมาก โดยมีค่าออกซิเจนละลายในน้ำเพียงแค่ 0.25 ± 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าน้อยกว่าใน 3 เดือนแรกและมีค่า SVI สูงถึง 156 มิลลิลิตรต่อกรัม จัดว่ามีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยอยู่ในระดับ 3-4 (ATV Working Group 2.6.1, 1989) คือมีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยมากถึงมากๆ

ลักษณะของน้ำเสียในระบบตะกอนเร่งประจำเดือนมีนาคม 2551 พบว่าลักษณะของน้ำเสียในบ่อเติมอากาศเกิดตะกอนลอยและฟอง (สีขาวและสีน้ำตาล) บริเวณขอบของบ่อเติมอากาศ โดยได้แสดงภาพลักษณะการเกิดฟองและตะกอนลอยในบ่อเติมอากาศในช่วงเดือนมีนาคม (Figure 20) ซึ่งได้วิเคราะห์ค่าต่างๆดังนี้ ค่าบีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดเท่ากับ 7,820 ± 25 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 315 ± 3.5 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ, ค่าซีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด 9,900 ± 13 มิลลิกรัมต่อลิตและ 545 ± 1.5 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีและซีโอดีเท่ากับ 95.9 เปอร์เซ็นต์และ 94.5 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ, ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO)ในบ่อให้อากาศ 1.65 ± 0.02 มิลลิกรัมต่อลิตร, ค่าอัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.14 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดเท่ากับ 5.21 ± 0.01 ซึ่งมีสภาพเป็นกรดและค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เท่ากับ 126 มิลลิลิตรต่อกรัม ซึ่งมีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยจัดอยู่นะดับ 2-3 (ATV Working Group 2.6.1, 1989) คือมีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยในปริมาณปานกลางถึงปริมาณมาก

Figure 20. Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on March 2008.

เมื่อพิจารณาผลการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำเสียในเดือนมีนาคม 2551 พบว่าปัจจัยที่ส่งผลให้เกิดตะกอนลอยคือ มีค่าออกซิเจนละลายในน้ำในบ่อให้อากาศต่ำ โดยมีค่าออกซิเจนละลายในน้ำเพียงแค่ 0.65 มิลลิกรัมต่อลิตร อัตราส่วน F/M ก็มีค่าต่ำเมื่อเทียบกับเดือน

พฤศจิกายน 2550 และเดือนธันวาคม 2551 แต่ค่า SVI ลดลงเหลือเพียง 126 มิลลิลิตรต่อกรัม ทั้งนี้อาจเป็นเพราะค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดมีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 5.21± 0.01 และสัดส่วนสารอาหาร BOD : N : P ซึ่งสัดส่วนของไนโตรเจนลดลงจากเดือนกุมภาพันธ์ 2551

ลักษณะของน้ำเสียในระบบตะกอนเร่งประจำเดือนเมษายน 2551 พบว่าลักษณะของน้ำเสียในบ่อเติมอากาศเกิดตะกอนลอยและฟอง ทั่วบ่อเติมอากาศ โดยได้แสดงภาพลักษณะการเกิดฟองและตะกอนลอยในบ่อเติมอากาศในช่วงเดือนเมษายน 2551 (Figure 21) ซึ่งได้วิเคราะห์ค่าต่างๆดังนี้ ค่าบีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดเท่ากับ 6,850 ± 52.2 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 197 ± 4.5 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ, ค่าซีโอดีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด 13,575 ± 12.0 มิลลิกรัมต่อลิตและ 860 ± 7.2 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีและซีโอดีเท่ากับ 97.1 เปอร์เซ็นต์และ 93.7 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ, ค่าออกซิเจนละลายน้ำ(DO) ในบ่อให้อากาศ 1.65 ± 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร, ค่าอัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.018 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดเท่ากับพีเอช 5.12 ± 0.04 ซึ่งมีสภาพเป็นกรดและค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เท่ากับ 117 มิลลิลิตรต่อกรัม ซึ่งมีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยขัดอยู่นะดับ 2-3 (ATV Working Group 2.6.1, 1989) คือมีปริมาณแบคทีเรียเส้นใยในปริมาณปานกลางถึงปริมาณมาก

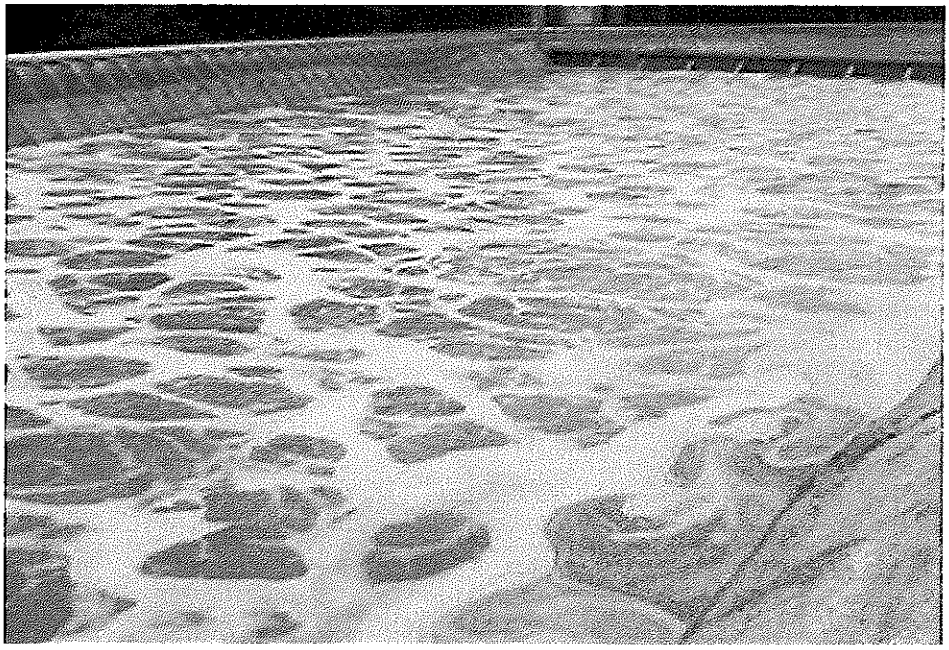


Figure 21. Foaming and bulking in aeration pond of rubber latex processing plant on April 2008.

ปัจจัยที่ส่งผลให้เกิดตะกอนลอยในเดือนเมษายน 2551 ที่เห็นได้ชัดคือ อัตราส่วน F/M ซึ่งมีค่าน้อยมาก มีค่าเพียง 0.018 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน เนื่องจากในเดือนนี้มีปริมาณน้ำเสียในบ่อให้อากาศน้อยกว่าทุกเดือน เพราะมีกระบวนการผลิตน้อยกว่าทุกเดือนที่ผ่านมา (ข้อมูลจากโรงงาน) ทำให้ในระบบมีปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ปริมาณมากแต่มีอาหาร (ปริมาณน้ำเสีย) น้อย ทำให้มีค่าอัตราส่วน F/M ต่ำ ทั้งนี้ก็เป็นเพราะระบบบำบัดน้ำเสียไม่มีการเอาตะกอนส่วนเกินออก แต่ทางโรงงานแก้ไขโดยการเพิ่มการให้ออกซิเจนในบ่อให้อากาศเพราะเมื่อวัดค่าออกซิเจนละลายในน้ำในบ่อให้อากาศของเดือนนี้พบว่ามีค่าสูงกว่าทุกเดือนที่ผ่านมาด้วยเหตุนี้ทำให้จุลินทรีย์ในระบบยังคงทำงานได้เพราะมีปริมาณออกซิเจนมากกว่าเดิม

จากการสำรวจลักษณะของน้ำเสียในระบบตะกอนเร่งของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา พบว่าในช่วง 6 เดือนที่ทำการสำรวจเกิดลักษณะของตะกอนลอยและฟองจากแบคทีเรียเส้นใยในระดับ 2 (ปริมาณปานกลาง) และระดับ 3 (ปริมาณมาก) โดยระดับของปริมาณแบคทีเรียเส้นใยแบ่งตามค่า SVI (Table 2) (ATV Working Group 2.6.1, 1989) ซึ่งพอที่จะทราบได้ว่าสาเหตุหลักของการเกิดแบคทีเรียเส้นใยที่ส่งผลให้เกิดตะกอนลอยและฟองนั้นอาจเกิดจาก ค่า อัตราส่วน F/M ซึ่งทุกเดือนที่มีการหาค่าอัตราส่วน F/M พบว่าค่าที่ได้จะต่ำกว่า 0.2 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน (0.018-0.19) (Table 10) ในการควบคุมค่าอัตราส่วน F/M ควรควบคุมให้อยู่ในช่วงระหว่าง 0.2-0.45 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน จึงจะป้องกันการเกิดตะกอนลอย ถ้าค่า อัตราส่วน F/M มีน้อยกว่า 0.2 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และมีมากกว่า 0.45 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน จะมีแนวโน้มเกิดตะกอนลอยขึ้น (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) โดยได้แสดงข้อมูลคุณลักษณะของน้ำเสียตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน 2550 ถึงเดือน เมษายน 2551 ไว้ใน Table 4

Table 4. Characteristic of wastewater from activated sludge wastewater treatment system of rubber latex processing plant on November 2007 to April 2008.

parameters	Months					
	November 07	December 07	January 08	February 08	March 08	April 08
Influent (mg/l)						
BOD	7,320±15	5,552±4.0	5,600±82	8,750±21	7,850±25	6,850 ± 52.2
COD	12,050±17	10,550±17	14,215±43	14,830±21	9,900±13	13,575±12.0
Nitrogen	1,195±10	1,315±37	1,800±20	1,650±7.2	1,210±5	1,679±17.0
Phosphorus	77.1±0.6	76.5±7	82.2±0.32	73.76±1.18	81.1±0.9	75.3±0.3
Sulfate	8,800±25	8,500±28	11,800±15	11,195±16.5	10,551±71	8,973±21
pH	4.52 ± 0.04	4.75 ± 0.01	4.92 ± 0.01	4.9 ± 0.02	5.21 ± 0.01	5.12 ± 0.04
Effluent (mg/l)						
BOD	28.4±0.2	23.3±0.6	250±4.2	350±4.2	315±3.5	197±4.5
COD	360±7.0	330±4.5	605±1.2	430±2.0	545±1.5	860±7.2
Nitrogen	21.5±0.4	27.6±0.6	20.6±0.15	29±0.6	43.8±0.5	35±1.5
Phosphorus	59.4±0.24	50.1±0.4	49.5±0.64	47.1±1.1	47.1±0.57	47.1±0.7
Sulfate	180± 0.6	215±0.5	380±1.2	325±2.5	275±1.5	375±0.6
In aeration tank						
DO (mg/l)	1.25 ± 0.01	1.45 ± 0.01	0.75 ± 0.01	0.25 ± 0.01	0.65 ± 0.02	1.65 ± 0.01
SVI(ml/g)	106	107	151	156	126	117

parameters	Months					
	November 07	December 07	January 08	February 08	March 08	April 08
MLSS (mg/l)	5,910±35	7,655±47	11,116±55	9,606±85	8,410±124	5,790±80
BOD:N:P	100:16.3:1	100:23.8:1.4	100:32:1.5	100:18.8:0.8	100:15:1	100:24:1
F/M ratio	0.19	0.11	0.18	0.14	0.14	0.018
%BOD removal	99	99	95	96	96	97
COD removal efficiency	97	96	95	97	94	94
Filament level*	2	2	3-4	3-4	2-3	2-3

*ที่มา : ATV Working Group 2.6.1 (1989)

สาเหตุต่อมาคือ ค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำ จะเห็นได้จาก Table 4 ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดค่อนข้างมีค่าเป็นกรด (pH 4.52-5.21) สภาพความเป็นกรดของน้ำเสียจะส่งเสริมให้เกิดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเส้นใยและเพิ่มจำนวนได้ดีกว่าแบคทีเรียชนิดอื่นจนเกิดปัญหาตะกอนลอยในระบบ (Strom and Jenkins, 1984) สาเหตุถัดมาคือ สัดส่วนสารอาหาร (BOD: N : P) ควรมีสัดส่วนเท่ากับ 100: 5: 1 Diez และ Castillo (1983) รายงานว่าน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจนสูงจะส่งผลให้แบคทีเรียเส้นใยเจริญเติบโตได้ดีและรวดเร็วกว่าแบคทีเรียกลุ่มที่เกิดฟล็อกเพราะเซลล์ของแบคทีเรียเส้นใยต้องการปริมาณไนโตรเจนมากกว่าแบคทีเรียกลุ่มเกิดฟล็อกทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียจมตัวไม่ดี อีกสาเหตุหนึ่งที่เห็นชัดคือ ปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำต่ำ จากการทดลองในสองเดือนแรก (เดือนพฤศจิกายน 2550 และเดือนธันวาคม 2551) ค่าออกซิเจนละลายสูงกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร(1.75, 1.45 มิลลิกรัมต่อลิตร) แต่เมื่อเข้าสู่เดือนที่ 3 (เดือนมกราคม 2551) ค่าออกซิเจนละลายในน้ำลดลงต่ำกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยเฉพาะในเดือนที่ 4 (เดือนกุมภาพันธ์ 2551) มีค่าออกซิเจนละลายในน้ำเพียงแค่ 0.25 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่งผลให้ระดับของแบคทีเรียเส้นใยเพิ่มขึ้นจากระดับ 2 เป็นระดับ 3 สอดคล้องกับงานวิจัยของ Strom และ Jenkins (1984) ซึ่งได้รายงานว่าในระบบตะกอนเร่งที่ปริมาณออกซิเจนละลายในบ่อเติมอากาศน้อยกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จะพบปัญหาตะกอนลอยอันเกิดจากแบคทีเรียเส้นใยได้ง่าย และพบว่าปริมาณออกซิเจนละลายในบ่อเติมอากาศต้องไม่น้อย

กว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตลอดเวลา ถ้าต่ำกว่านี้จะทำให้โปรโตซัวตาย น้ำทิ้งออกจากถังตกตะกอนขุ่นและแบคทีเรียเส้นใยจะเพิ่มจำนวนขึ้น ซึ่งทำให้ตะกอนเกาะกันได้ยาก ส่วนปัจจัยทางด้านอุณหภูมิซึ่งอยู่ในช่วง 26 ถึง 40 องศาเซลเซียส ไม่น่าจะเป็นสาเหตุหลักของการเกิดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา เนื่องจากอุณหภูมิสูงเกินกว่า 40 องศาเซลเซียสจะส่งเสริมการเกิดแบคทีเรียเส้นใย (Xie *et al.*, 2006) แต่จากการสำรวจพบว่าในเดือนมกราคม 2551 เท่านั้นที่มีอุณหภูมิสูงกว่าค่าดังกล่าวและค่า SVI ในเดือนมกราคม 2551 ยังเพิ่มขึ้นจากเดือนธันวาคม 2550 อีกด้วย

จากการเก็บตัวอย่างตะกอนลอยในบ่อเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา มาส่องดูด้วยกล้องจุลทรรศน์พบแบคทีเรียเส้นใยที่เป็น dominant 4 ชนิด ดัง Table 5

Table 5 Characteristic of filamentous bacteria in aeration tank of rubber latex processing plant.

Type	Gram stain		Neisser stain		Length of filament	Septum	Branching
	positive	negative	positive	Negative			
1		/		/	100 µm	/	/
2	/		/		120 µm	0	0
3		/		/	80 µm	0	0
4		/		/	70 µm	/	/

/ = Occurred

0 = No Occurred

แบคทีเรียเส้นใยชนิดที่ 1 เมื่อย้อมแกรมและย้อมแบบ Neisser พบว่าเป็นลบ เส้นใยมีความยาวประมาณ 100 ไมโครเมตร มีผนังกั้นระหว่างเซลล์และมีเส้นแตกแขงออกมาจากเส้นใย แบคทีเรียเส้นใยชนิดที่ 2 เมื่อย้อมแกรมและย้อมแบบ Neisser พบว่าเป็นบวก เส้นใยมีความยาวประมาณ 120 ไมโครเมตร ระหว่างเซลล์ไม่พบผนังกั้น และไม่มีเส้นแตกแขนงออกมาจากเส้นใย แบคทีเรียชนิดที่ 3 ที่พบในบ่อให้อากาศของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา เมื่อย้อมแกรมและย้อม

แบบ Neisser พบว่าเป็นลบ เส้นใยมีความยาวประมาณ 80 ไมโครเมตร ระหว่างเซลล์พบผนังกั้นและไม่มีเส้นแตกแขนงออกมาจากเส้นใย แบคทีเรียชนิดที่ 4 ที่พบในบ่อให้อากาศของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา เมื่อย้อมแกรมและย้อมแบบ Neisser พบว่าเป็นลบและเส้นใยมีความยาวประมาณ 70 ไมโครเมตร ระหว่างเซลล์พบผนังกั้นและมีเส้นแตกแขนงออกมาจากเส้นใย โดยได้แสดงภาพแบคทีเรียเส้นใยทั้ง 4 ชนิดใน Figure 22

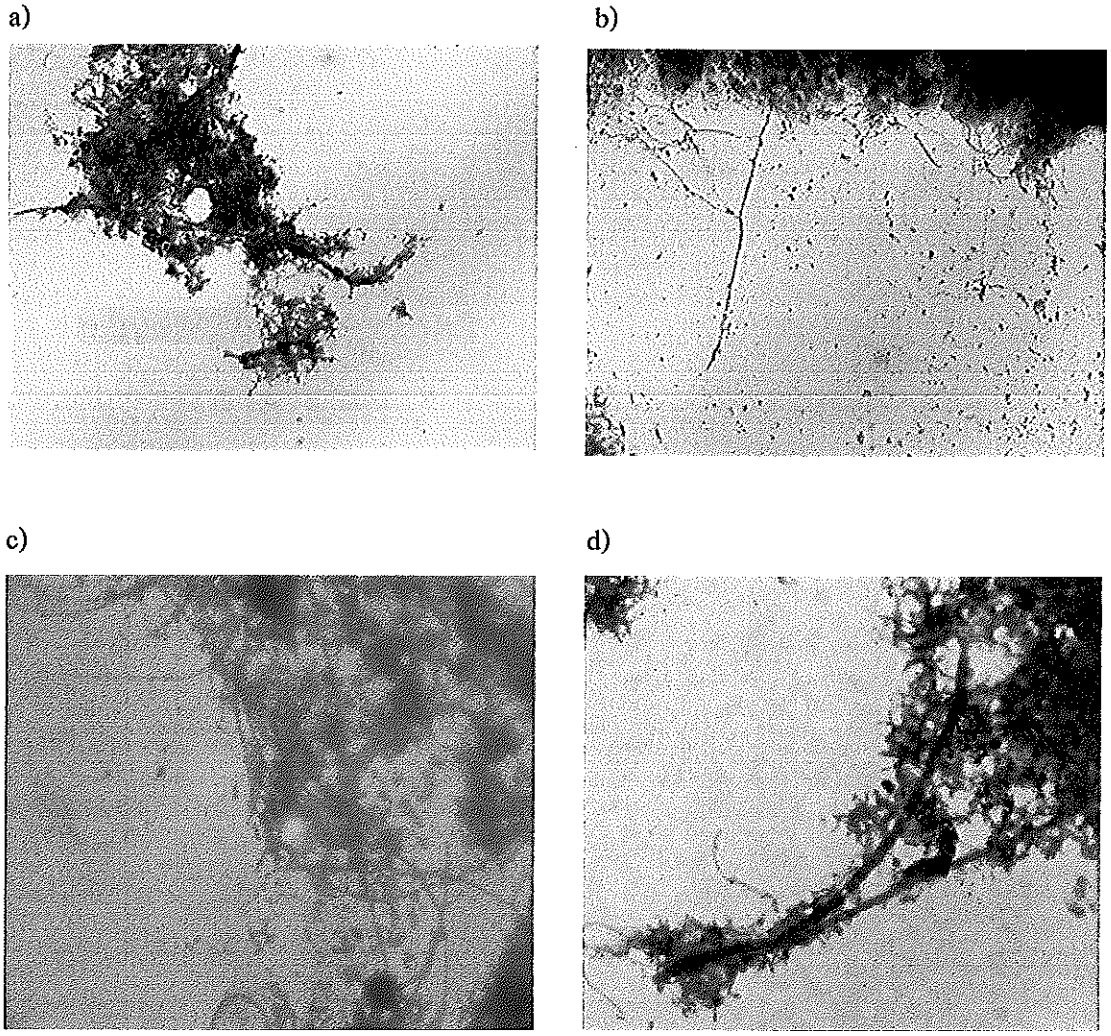


Figure 22. Filamentous bacteria from aeration tank of rubber latex processing plant with Gram's Stain results. (1000X): a) Type 1, b) Type 2, c) Type 3 and d) Type 4

หลังการวิเคราะห์ข้อมูลจากการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารามีหลายปัจจัยที่ส่งผลต่อการเกิดตะกอนลอย ปัจจัยแรก คือ ค่าออกซิเจนละลายในน้ำ (DO) เห็นได้จากเดือนมกราคม 2551 ค่า SVI เพิ่มขึ้นจากเดือนธันวาคม 2550 เพิ่มขึ้นจาก 107 มิลลิลิตรต่อกรัมเป็น 151 มิลลิลิตรต่อกรัม ซึ่งในบ่อให้อากาศในเดือนมกราคม 2551 มีค่าออกซิเจนละลายในน้ำต่ำกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ปัจจัยต่อมาคือค่าอัตราส่วน F/M ซึ่งมีอัตราส่วนต่ำกว่า 0.2 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานไม่มีการเอาตะกอนจุลินทรีย์ส่วนเกินออกทำให้มีปริมาณ จุลินทรีย์ในระบบมากเกินไป อีกปัจจัยหนึ่งที่สำคัญ คือ สัดส่วนของสารอาหาร BOD : N : P น้ำเสียของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารามีปริมาณสัดส่วนไนโตรเจนสูงมากและปริมาณซัลเฟตก็สูงเช่นกันซึ่งการมีซัลเฟตสูงทำให้เอื้อต่อการเจริญของแบคทีเรียเส้นใยกลุ่ม *Thiothix* I และ II, *Nostocoida limicola* II, Types 021N, Type 0041 (Richard *et al.,* 1985) และอีกปัจจัยหนึ่งคือ ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสีย ซึ่งค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียยังมีสภาพเป็นกรดอยู่คือมีค่าความเป็นกรด-ด่างอยู่ที่ 4.5-5.2 แม้ว่าจะมีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างด้วยปูนขาวแล้วก็ตาม จะเห็นได้ว่าจากการสำรวจข้อมูลเบื้องต้นของโรงงานกรณีตัวอย่างมีสภาวะที่เอื้อต่อการเกิดตะกอนลอยจากแบคทีเรียเส้นใย ดังนั้นในการทดลองหัวข้อถัดไปจะเป็นการสร้างระบบบำบัดน้ำเสียจำลองโดยใช้สภาวะการเดินระบบเช่นเดียวกับโรงงานกรณีตัวอย่างเพื่อใช้ศึกษาการกำจัดตะกอนลอยต่อไป

2. ผลของการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

ศึกษาการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดแบบตะกอนเร่งจำลองที่มีถังคัดพันธุ์ ทำการเดินระบบโดยมีการใช้อากาศอีกครั้งแต่ใช้น้ำเสียที่มีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียที่พีเอช 7.0 เปรียบเทียบกับชุดการทดลองที่ไม่มีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง (พีเอช 4.5-5.5) โดยสภาพความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสมต่อการทำกิจกรรมของแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างฟล็อกประมาณ 6.0-8.0 (Diez and Castillo, 1983) เมื่อทดลองปรับค่าความเป็นกรด-ด่างที่ 7.0 พบว่า ค่า SVI ในบ่อเติมอากาศในวันที่เริ่มปรับค่าความเป็นกรด-ด่างลดลงจาก 199 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 62.8 มิลลิลิตรต่อกรัม (Figure 23) และมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 95.3 เปอร์เซ็นต์ (Figure 24) เมื่อผ่านไป 10 วันของการทดลอง เนื่องจากที่ค่าความเป็นกรด-ด่างเท่ากับ 7.0 เป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์กลุ่มที่เกิดฟล็อกและยังทำให้แบคทีเรียเส้นใยลดลงเพราะเป็นสภาวะที่ไม่เอื้ออำนวยต่อการเจริญ ในขณะที่ชุดการทดลองที่ไม่มีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH 4.5-5.5) ค่า SVI ลดลงจาก 202 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 113 มิลลิลิตรต่อกรัมและประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 92.4 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 6 ของการทดลอง จะเห็นได้ว่าชุดที่มี

การปรับค่าความเป็นกรด-ด่างที่ 7.0 สามารถลดค่า SVI ได้มากกว่าและมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีได้ดีกว่าชุดการทดลองที่ไม่มีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง อย่างไรก็ตามค่า SVI ของทั้ง 2 ชุดการทดลองมีค่าลดลงจากช่วงเริ่มต้น เนื่องจากในระบบบำบัดน้ำเสียมีการใช้ถังคัดพันธุ์ เพราะในถังคัดพันธุ์มีปริมาณสารอาหารสูงทำให้จุลินทรีย์เปลี่ยนสภาวะจากการแข่งขันกลับมาอยู่ในสภาวะเพื่อการเจริญไม่มีการแข่งขัน ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มที่สร้างฟล็อกสามารถเจริญเติบโตได้ดีกว่ากลุ่มแบคทีเรียเส้นใย ทำให้ปริมาณเส้นใยเริ่มลดลง ในขณะที่กลุ่มของฟล็อกเพิ่มปริมาณมากขึ้น และภายใต้สภาวะของถังคัดพันธุ์ยังส่งผลให้แบคทีเรียเส้นใยบางชนิดลดลง โดยในงานวิจัยของ วรินยุพา บุณยรัตพันธุ์ และคณะ (2007) ได้ทดลองใช้ถังคัดพันธุ์ร่วมกับระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งพบว่า ก่อนการติดตั้งถังคัดพันธุ์พบแบคทีเรียเส้นใย 4 ชนิด คือ *Sphaerotilus natans*, Type 0041, Type 1851 และ *Nostocoida limicola* II หลังจากการติดตั้งถังคัดพันธุ์ พบแบคทีเรียเส้นใยชนิด *Sphaerotilus natans* น้อยมาก อาจเนื่องมาจากระบบถังคัดพันธุ์มีค่าภาระการบรรทุกสูง ซึ่งอาจไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของ *Sphaerotilus natans*

เมื่อผ่านไป 12 วันของการทดลอง ค่า SVI ของทั้ง 2 ชุดการทดลองเพิ่มขึ้นโดยเฉพาะชุดที่ไม่มีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง มีค่า SVI เพิ่มขึ้นสูงถึง 188 มิลลิลิตรต่อกรัม และค่า SVI ของทั้ง 2 ชุดการทดลองมีค่าไม่คงที่ทั้งนี้อาจเป็นเพราะไม่มีการปรับอัตราส่วน F/M และไม่มีการทิ้งตะกอนส่วนเกินทำให้ตะกอนจุลินทรีย์มีอายุมากเกินไปส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียลดลงและส่งผลตามมาคือการเกิดตะกอนลอย สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์ (2549) รายงานว่า ปัญหาตะกอนลอยอาจเกิดจากอายุของตะกอนในระบบที่มากเกินไปและอายุตะกอนมากเกินไปยังเป็นสาเหตุของการเกิดฟองสีน้ำตาลเกิดที่ผิวน้ำในถังเติมอากาศ โดยอายุตะกอนที่มากเกินไปสามารถแก้ปัญหาได้โดยการเพิ่มการทิ้งตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย จากสาเหตุที่กล่าวมาส่งผลให้ค่า SVI เพิ่มขึ้นและมีค่าไม่คงที่ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Diez และคณะ (1983) โดยพบว่าที่สภาพความเป็นกรด-ด่างมีค่าต่ำกว่า 6.5 แบคทีเรียเส้นใยสามารถเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรียกลุ่มที่เกิดฟล็อกและเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำกว่า 4.5 จะส่งผลให้แบคทีเรียเส้นใยเติบโตอย่างรวดเร็ว ตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอนได้ไม่ดีและจะลอยขึ้นสู่ผิวน้ำซึ่งปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นก็คือ การเกิดตะกอนลอย เมื่อพิจารณาค่าเปอร์เซ็นต์ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของทั้ง 2 ชุดการทดลอง พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P > 0.01$) แต่ทั้ง 2 ชุดการทดลองก็ยังถือว่าให้ประสิทธิภาพการบำบัดที่สูงอยู่ ดังนั้นแสดงให้เห็นว่าการเปลี่ยนแปลงของค่า SVI ไม่มีผลต่อการเพิ่มขึ้นหรือลดลงของประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ดังนั้นในการทดลองต่อไปจึงใช้น้ำเสีย (influent) ที่มีการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง 7.0 เพื่อนำไปหาสภาวะที่ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์มีประสิทธิภาพการจมตัวดีที่สุด

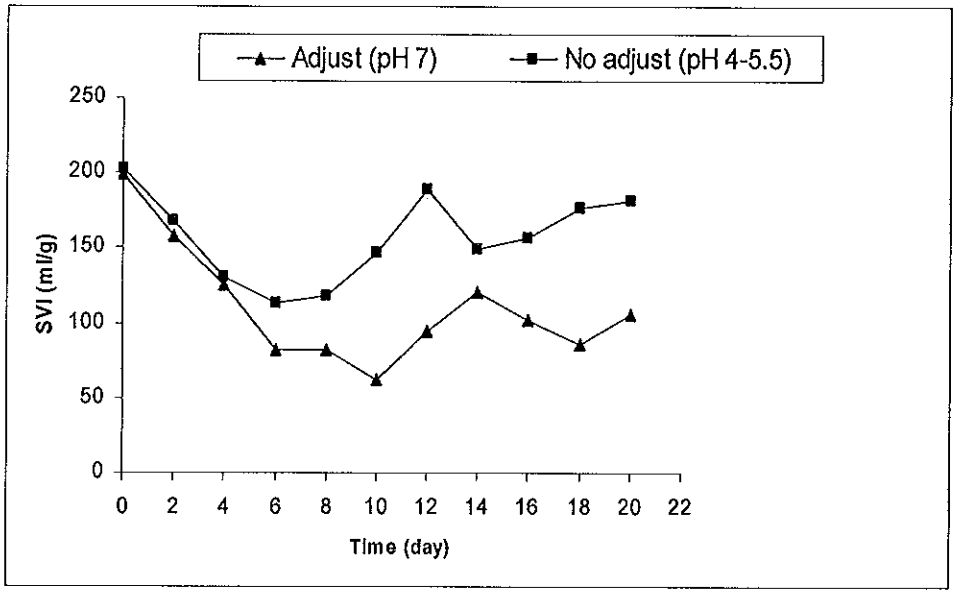


Figure 23. Effect of pH adjustment on Sludge Volume Index (SVI).

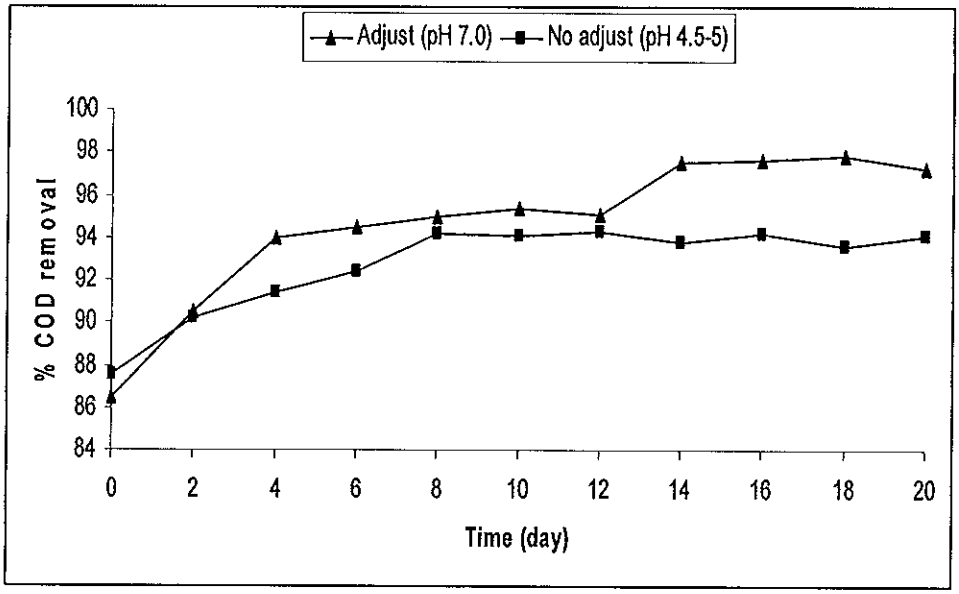


Figure 24. Effect of pH adjustment on COD removal efficiency.

3. ผลของอัตราส่วน F/M ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

3.1 ใช้ระบบตะกอนเร่งจำลองที่ไม่มีถังคัดพันธุ์

ค่าอัตราส่วน F/M เป็นค่าที่บ่งบอกถึงอัตราส่วนระหว่างอาหารต่อปริมาณจุลินทรีย์ในชุดการทดลองนี้ เปรียบเทียบการปรับอัตราส่วน F/M 3 ช่วง คือ อัตราส่วน F/M 0.01-0.01 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน, อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และอัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดที่ 7.0 โดยไม่มีการนำถังคัดพันธุ์มาใช้ พบว่าเมื่อทำให้เกิดตะกอนลอยจนค่า SVI ประมาณ 200 มิลลิลิตรต่อกรัม หลังจากนั้นทำการเดินระบบที่อัตราส่วน F/M 0.01-0.01 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ค่าอายุตะกอนของระบบเท่ากับ 15 วัน หลังจากเดินระบบพบว่าความสามารถของการตกตะกอน (SVI) ในถังเติมอากาศลดลงจาก 192.5 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 124 มิลลิลิตรต่อกรัม ในวันที่ 8 ของการทดลอง ซึ่งที่อัตราส่วน F/M 0.01-0.01 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่า SVI สูงกว่าการเดินระบบที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และ อัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน (Figure 25)โดยที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่า SVI ลดลงจาก 195 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 62.0 มิลลิลิตรต่อกรัมและที่อัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วันมีค่า SVI ลดลงจาก185 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 70.1 มิลลิลิตรต่อกรัมในวันที่ 8 ของการทดลอง โดยค่า SVI ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P > 0.01$) เมื่อเปรียบเทียบกับที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน อย่างไรก็ตามการเดินระบบที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ที่สภาวะคงที่มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีสูงที่สุดซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 97 เปอร์เซ็นต์ (Figure 26) ในขณะเมื่อเดินระบบที่อัตราส่วน F/M 0.01-0.01 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ที่สภาวะคงที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 91 เปอร์เซ็นต์ และที่อัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ที่สภาวะคงที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเฉลี่ย 87 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 8 ของการทดลอง ในชุดการทดลองที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P > 0.01$) เมื่อเทียบกับชุดการทดลองที่อัตราส่วน F/M 0.01-0.01 และ 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน

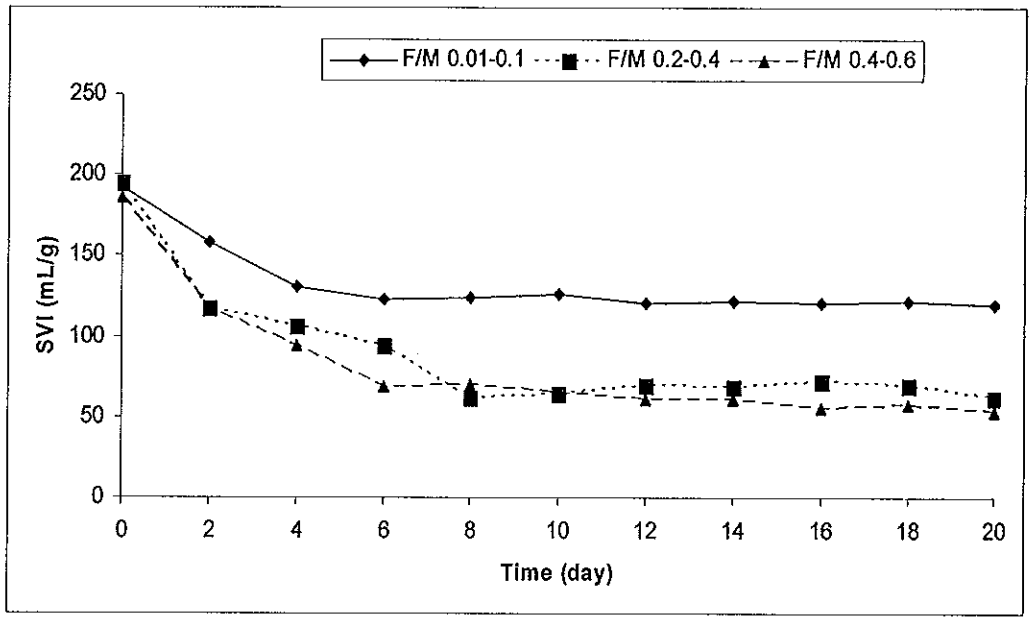


Figure 25. Effect of F/M ratio on Sludge Volume Index (SVI) in the experiment without selector.

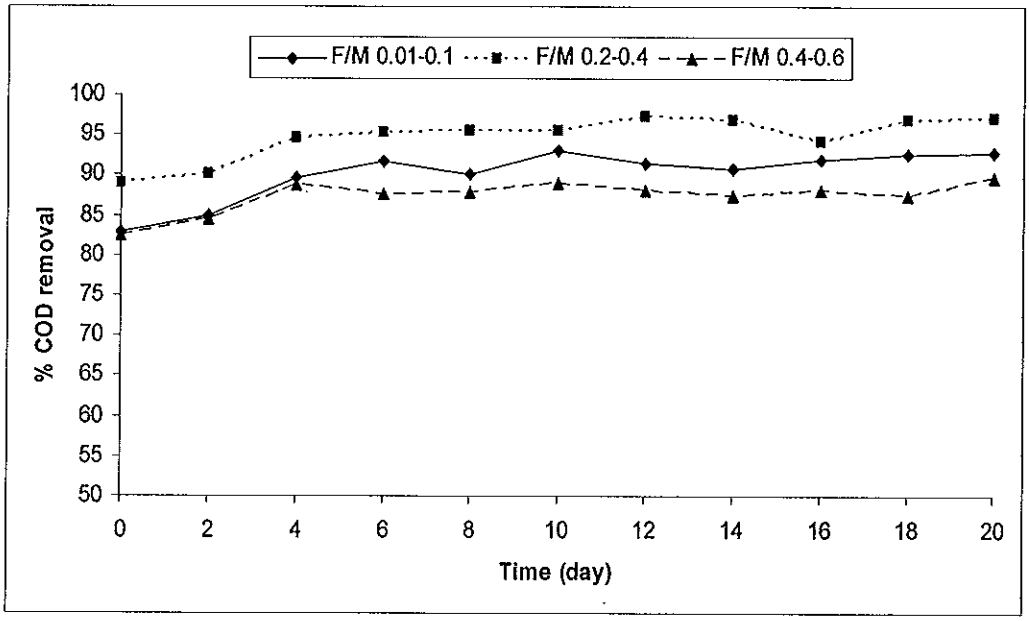


Figure 26. Effect of F/M ratio on COD removal efficiency in the experiment without selector.

3.2 ใช้ระบบตะกอนเร่งจำลองที่มีถังคัดพันธุ์

ในชุดการทดลองที่สองเปรียบเทียบการปรับค่าอัตราส่วน F/M เช่นเดียวกับชุดการทดลองที่หนึ่งแต่ในชุดนี้มีการใช้ถังคัดพันธุ์ควบคู่กับระบบบำบัดแบบตะกอนเร่งจำลอง พบว่าหลังจากทำให้เกิดตะกอนลอยจนมีค่า SVI ประมาณ 200 มิลลิลิตรต่อกรัม แล้วทำการเดินระบบที่

อัตราส่วน F/M 0.01-0.01 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ความสามารถของการตกตะกอน (SVI) ในถังเติมอากาศ ลดลงจาก 202 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 116 มิลลิลิตรต่อกรัม ในวันที่ 8 ของการทดลอง ซึ่งมีค่า SVI สูงกว่าอัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และอัตราส่วน F/M มากกว่า 0.4 กรัม.BOD_5 ต่อ(กรัม. MLSS.วัน) (Figure 27) ที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่า SVI ลดลงจาก 191 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 60 มิลลิลิตรต่อกรัมและที่อัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่า SVI ลดลงจาก 185 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 58.9 มิลลิลิตรต่อกรัม ในวันที่ 8 ของการทดลอง โดยค่า SVI ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P > 0.01$) เมื่อเปรียบเทียบกับที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน จากผลการทดลองในชุดที่ 2 ที่มีถังคัดพันธุ์นี้ให้ผลไปในทิศทางเดียวกันกับผลจากชุดการทดลองที่ 1

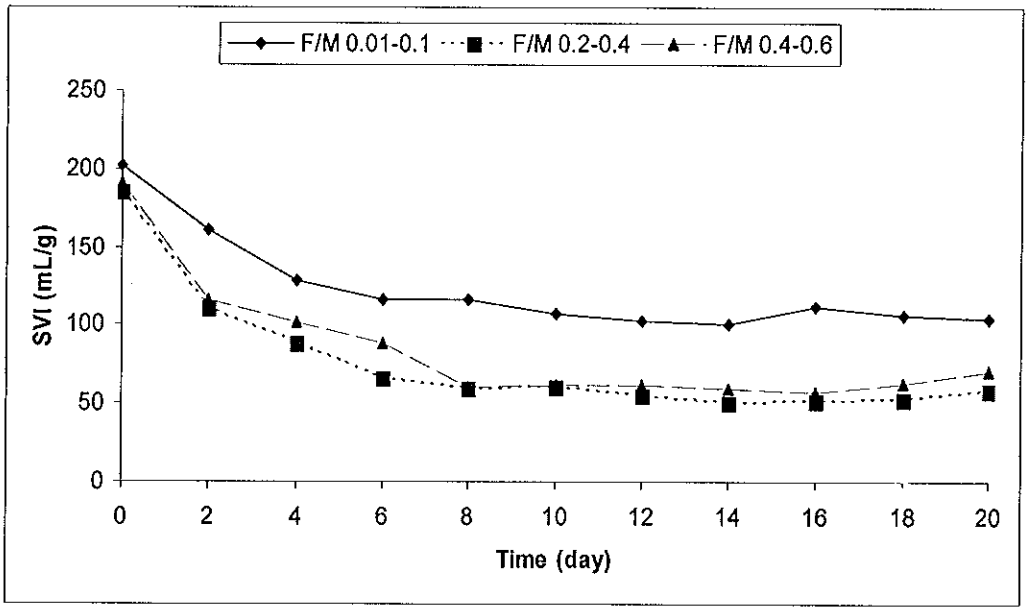


Figure 27. Effect of F/M ratio on Sludge Volume Index (SVI) in the experiment with selector.

สำหรับประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย พบว่าในชุดการทดลองที่มีถังคัดพันธุ์ที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ที่สภาวะคงที่มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีสูงสุดเฉลี่ยเท่ากับ 98 เปอร์เซ็นต์ (Figure 28) ในขณะที่อัตราส่วน F/M 0.01-0.1 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ที่สภาวะคงที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเฉลี่ย 93 เปอร์เซ็นต์ และที่อัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ที่สภาวะคงที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเฉลี่ย 91 เปอร์เซ็นต์ ทั้งสามชุดการทดลองมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P < 0.01$)

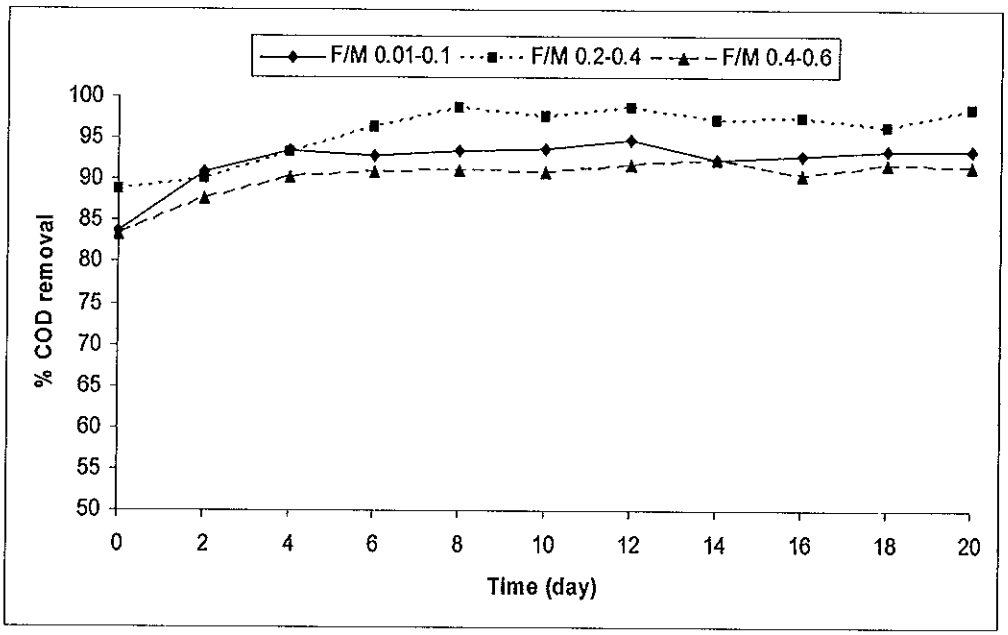


Figure 28. Effect of F/M ratio on COD removal efficiency in the experiment with selector.

จากการทดลองทั้งสองชุดที่ใช้ระบบตะกอนเร่งจำลองทั้งที่มีและไม่มีถังคัดพันธุ์ จะเห็นว่าที่อัตราส่วน F/M 0.01-0.1 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่า SVI สูงกว่าที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 และ 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ตามลำดับ ที่สภาวะอัตราส่วน F/M หรือสัดส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์มีค่าต่ำหมายถึงปริมาณจุลินทรีย์มากเกินไปและมีปริมาณสารอาหารน้อยจึงไม่เพียงพอต่อการเจริญของจุลินทรีย์ทำให้จุลินทรีย์มีน้ำหนักเบาและยากต่อการตกตะกอน (Kappelar *et al.*, 1995) ยิ่งไปกว่านั้นยังเป็นการส่งเสริมให้เกิดแบคทีเรียเส้นใย การเพิ่มอัตราส่วน F/M โดยการเพิ่มสารอาหารหรือเอาจุลินทรีย์ออกบางส่วน ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มที่เกิดฟล็อกสามารถเจริญได้ดีขึ้นและสามารถแข่งขันกับแบคทีเรียเส้นใยได้ ส่งผลให้ค่า SVI ลดลง (Xie *et al.*, 2006) ซึ่งค่าอัตราส่วน F/M ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งควรอยู่ในช่วงระหว่าง 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน จึงจะป้องกันการเกิดตะกอนลอย ถ้าอัตราส่วน F/M มีน้อยกว่า 0.2 และมีมากกว่า 0.4 จะมีแนวโน้มเกิดตะกอนลอยขึ้น (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ในการทดลองครั้งนี้ยังสอดคล้องกับงานวิจัยของ Xie และคณะ (2006) โดยได้ศึกษาการเพิ่ม อัตราส่วน F/M พบว่าเมื่อเพิ่มค่า อัตราส่วน F/M จาก 0.15 กิโลกรัม·BOD_5 ต่อกิโลกรัม·MLSS·วันเป็น 0.3 กิโลกรัม·BOD_5 ต่อกิโลกรัม·MLSS·วัน เป็นระยะเวลา 3 สัปดาห์ค่า SVI ลดลงจากประมาณ 250 มิลลิลิตรต่อกรัม เป็น 80 มิลลิลิตรต่อกรัม การเพิ่มอัตราส่วน F/M เป็นการเพิ่มสับสเตรทให้แก่แบคทีเรียกลุ่ม floc-forming ซึ่งมีอัตราการเจริญสูงที่ความเข้มข้นของสับสเตรทที่ละลายสูงกว่าแบคทีเรียกลุ่มเส้น

ใย โดยในรายงานนี้เพิ่มอัตราส่วน F/M เป็น0.3 กิโลกรัม·BOD_5 ต่อกิโลกรัม·MLSS·วัน ซึ่งเป็นค่าที่อยู่ในช่วง 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน

นอกจากนี้เมื่อพิจารณาถึงการลดลงของค่าซีโอดี ที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม ·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน พบว่าเป็นสภาวะที่เหมาะสมเพราะมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี สูงกว่าที่อัตราส่วน F/M 0.01- 0.1 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และอัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม ·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ที่อัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน เป็นสภาวะที่มีปริมาณจุลินทรีย์น้อยเกินไปส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีต่ำ เมื่อเปรียบเทียบผลการทดลองระหว่างชุดที่มีถังคัดพันธุ์กับชุดที่ไม่มีถังคัดพันธุ์ พบว่าให้ผลใกล้เคียงกัน ทั้งนี้อาจเป็นเพราะปริมาตรของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลองมีปริมาตรน้อยมากเมื่อเทียบกับระบบบำบัดจริง จึงทำให้ผลการทดลองของชุดที่ใช้ถังคัดพันธุ์มีประสิทธิภาพดีกว่าชุดการทดลองที่ไม่ใช้ถังคัดพันธุ์เพียงเล็กน้อย หากได้ปฏิบัติจริงในระบบบำบัด ณ สถานที่จริงอาจให้ผลการทดลองที่ดีกว่านี้ นอกจากนี้ยังมีปัจจัยอื่นที่เกี่ยวข้อง เช่น ค่าระยะเวลาการกักเก็บในถังคัดพันธุ์หรือ HRT และค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ยังไม่เหมาะสมทำให้ไม่เห็นผลของถังคัดพันธุ์ที่ชัดเจน

เมื่อหาค่าอายุตะกอน (SRT) ของแต่ละชุดการทดลองโดยการคำนวณจากการหาน้ำหนักของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศหารด้วยน้ำหนักจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบพบว่า ชุดการทดลองที่อัตราส่วน F/M 0.01- 0.1 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่าอายุตะกอนเท่ากับ 15 วัน ชุดการทดลองที่อัตราส่วน F/M 0.2- 0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่าอายุตะกอนเท่ากับ 4 วัน ส่วนชุดการทดลองที่อัตราส่วน F/M 0.4- 0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่าอายุตะกอนเท่ากับ 2 วัน ซึ่งค่าอายุตะกอน (Solids Retention Time: SRT) เป็นค่าที่มีความสำคัญต่อการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง การควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งให้มีประสิทธิภาพควรควบคุมค่าอายุตะกอนให้มีค่าคงที่ตลอดเวลา (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542) อายุตะกอนต้องไม่น้อยหรือมากเกินไปถ้ามีอายุน้อยเกินไปจุลินทรีย์จะไม่มีเวลาเพียงพอในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทำให้ได้คุณภาพน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดต่ำและถ้ามีอายุตะกอนมากเกินไปทำให้จุลินทรีย์บางส่วนตายลงเรื่อยๆทำให้ได้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดมีคุณภาพต่ำเช่นกัน Xie และคณะ (2006) ได้ศึกษาการลดอายุตะกอนโดยทดลองเดินระบบลดอายุตะกอนจาก 15 วัน เหลือเพียง 7 วัน พบว่าค่า SVI ลดลงจาก 200 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 100 มิลลิลิตรต่อกรัมเมื่อผ่านไป 14 วันของการทดลอง ซึ่งการลดอายุตะกอนเป็นการเอาตะกอนจุลินทรีย์รวมถึงพวกที่เป็นเส้นใยบางส่วนออกด้วย

4.ผลของการให้อากาศในถังคัดพันธุ์ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

การเติมอากาศเป็นการเพิ่มปริมาณออกซิเจนละลาย (DO) และยิ่งไปกว่านั้นการเติมอากาศเป็นการช่วยในการกวนให้จุลินทรีย์สามารถใช้สารอาหารได้อย่างทั่วถึงโดยจะเติมอากาศในถังคัดพันธุ์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ จากการทดลองโดยทำให้ระบบเกิดตะกอนลอยแล้วเดินระบบที่ อัตราส่วน F/M 0.01-0.1 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ซึ่งเป็นสภาวะที่เกิดตะกอนลอยจากข้อ 3 พบว่าชุดการทดลองที่มีการเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์มี ค่าSVI ในถังเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลองลดลงจาก 201 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 88 มิลลิลิตรต่อกรัม ในขณะที่ชุดการทดลองที่ไม่มีการเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์มีค่า SVI ลดลงจาก 202 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 93 มิลลิลิตรต่อกรัมหลังจากวันที่ 8 ของการทดลอง (Figure 29)

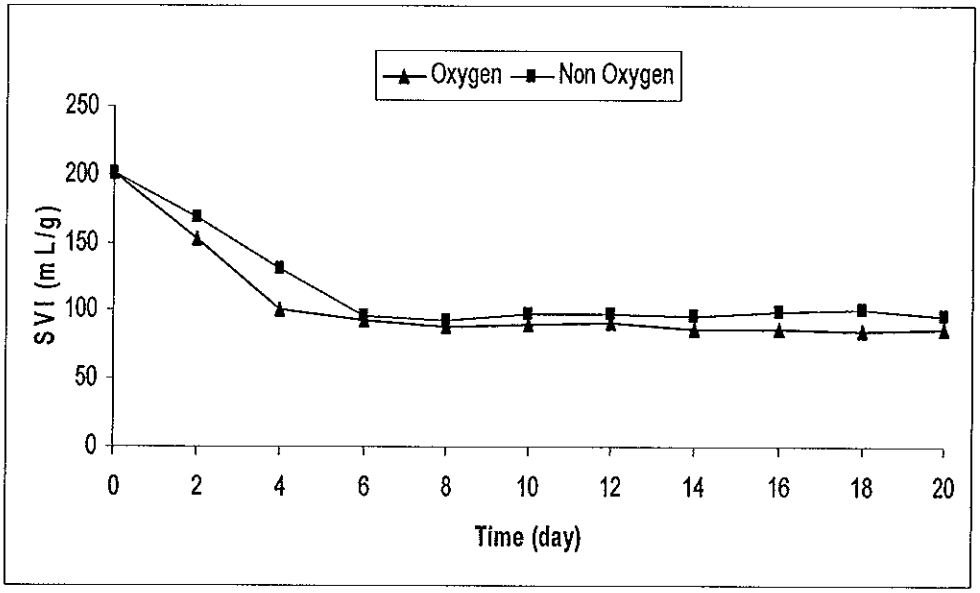


Figure 29. Effect of oxygen addition in selector on Sludge Volume Index (SVI).

ยิ่งไปกว่านั้นในชุดการทดลองที่มีการเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 94 เปอร์เซ็นต์ ในขณะที่ชุดที่ไม่มีการเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 93 เปอร์เซ็นต์ (Figure 30) ซึ่งทั้งสองชุดการทดลองไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P > 0.01$) ซึ่งเป็นไปได้ว่าการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง ซึ่งประกอบด้วยถังให้อากาศที่มีขนาดเล็กการให้อากาศในถังจึงสามารถกระจายได้อย่างทั่วถึงมีปริมาณออกซิเจนละลายเพียงพอแล้วดังนั้นการเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์เพิ่มเติมจึงไม่มีความจำเป็น อย่างไรก็ตามในระบบบำบัดที่มีขนาดใหญ่อาจมีโอกาสที่ค่าออกซิเจนละลายในน้ำในถังให้อากาศมีค่าต่ำหรือไม่กระจายทั่วถึง การเติมอากาศในถังคัดพันธุ์ จะเป็นการเพิ่มปริมาณออกซิเจน

ละลายในน้ำเสีย จากรายงานของ Jenkins และคณะ (1993) โดยได้รายงานว่าที่ความเข้มข้นของปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำต่ำ (น้อยกว่า 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร) เป็นสาเหตุที่ก่อให้เกิดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเส้นใยหลายชนิด และยังพบว่าแบคทีเรียเส้นใย *Sphaerotilus natans*, Type 1701 และ *Haliscomenobacter hydrossis* จะเจริญเติบโตได้ดีภายใต้สภาวะออกซิเจนต่ำ

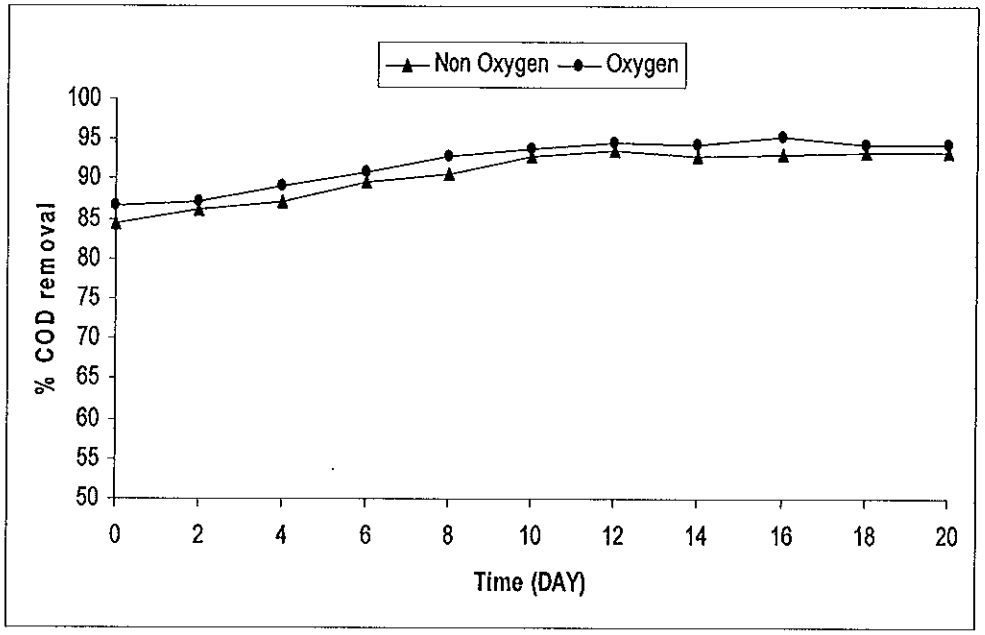


Figure 30. Effect of oxygen addition in selector on COD removal efficiency.

5.ผลของการเติมสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใย (bactericide) ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

จากการทดลองในระบบที่เกิดตะกอนลอยจนมีค่า SVI ประมาณ 180 มิลลิลิตรต่อกรัมแล้วเติมสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใย ได้แก่ โซเดียมไฮโปคลอไรท์ (NaOCl) ที่ความเข้มข้น 0 (control), 28, 140 และ 280 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS พบว่าทุกชุดการทดลองที่มีการเติมสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใย จะมีค่า SVI ลดลง หลังจากการเติม 30 นาที (วันที่ 0) โดยค่า SVI ลดลงมากหากมีการเติมสารที่มีความเข้มข้นสูงโดยชุดการทดลองที่เติมสารกำจัดแบคทีเรียที่ความเข้มข้น 280 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS ลดลงเหลือ 71.8 มิลลิลิตรต่อกรัม ซึ่งค่า SVI ใกล้เคียงกับชุดการทดลองที่เติมสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใยที่ความเข้มข้น 140 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS พบว่าค่า SVI ลดลงเหลือ 72.7 มิลลิลิตรต่อกรัมเมื่อผ่านไป 5 วันของการทดลอง (Figure 31) ทั้งสองชุดการทดลองเมื่อนำตะกอนจุลินทรีย์ในบ่อให้อากาศมาดูปริมาณเส้นใยพบว่า มีปริมาณเส้นใยแทรกอยู่ภายในกลุ่มฟล็อกและเส้นใยมีขนาดสั้นเมื่อสังเกตตะกอนโดยภาพรวมพบว่า กลุ่มตะกอนแตก

ออกเป็นกลุ่มเล็กๆ ส่วนที่ความเข้มข้น 28 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS พบว่ามีค่า SVI เท่ากับ 87.5 มิลลิลิตรต่อกรัมในวันที่ 5 ของการทดลองและเมื่อนำตะกอนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศมาสำรวจปริมาณเส้นใยพบว่า มีปริมาณเส้นใยแผ่กระจายไปทั่วกลุ่มฟล็อกและมีขนาดของเส้นใยที่ยาวกว่าในชุดที่ความเข้มข้น 140 และ 280 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS มาก เส้นใยที่แผ่กระจายออกมาจากกลุ่มฟล็อกยังมีจำนวนมากอีกด้วย เมื่อสังเกตตะกอนจุลินทรีย์โดยภาพรวมพบว่าตะกอนจุลินทรีย์ยังเกาะกันเป็นแผ่นใหญ่มีกลุ่มตะกอนเล็กๆประปราย ด้วยสาเหตุนี้จึงทำให้ชุดการทดลองที่ความเข้มข้น 28 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS มีค่า SVI สูงกว่าทั้งสองชุดการทดลองในข้างต้น แต่เมื่อเทียบกับชุดควบคุมยังถือว่ามีปริมาณเส้นใยลดลงเพราะในชุดควบคุมมีปริมาณเส้นใยแผ่กระจายไปทั่วกลุ่มฟล็อกและมีเส้นใยที่ยาวมาก อีกทั้งกลุ่มของตะกอนไม่มีการแตกออกเป็นกลุ่มเล็กๆยังคงจับตัวกันเป็นแผ่นใหญ่

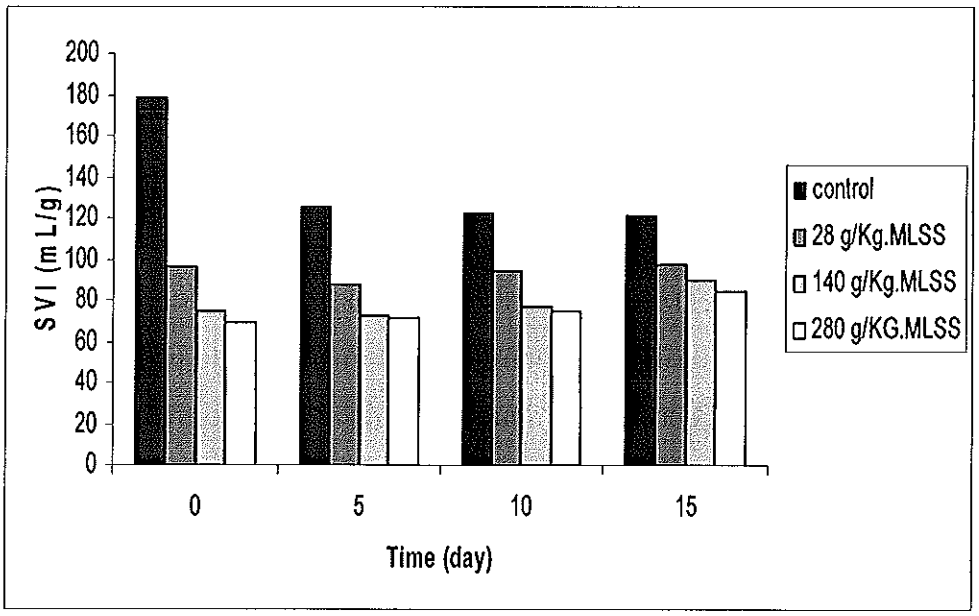


Figure 31. Effect of bactericide on Sludge Volume Index (SVI)

จากการทดลองหาค่าประสิทธิภาพการบำบัด พบว่าที่ความเข้มข้น 140 กรัม ·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 95 เปอร์เซ็นต์ ในขณะที่ความเข้มข้น 280 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเพียง 89 เปอร์เซ็นต์ หลังจากผ่านไป 15 วันของการทดลอง (Figure 32) เนื่องจากที่ปริมาณความเข้มข้นของสารกำจัดแบคทีเรียสูงเกินไปจะทำให้แบคทีเรียกลุ่มที่สร้างฟล็อกไม่สามารถทนอยู่ได้เช่นกัน จึงส่งผลให้ที่ความเข้มข้นของสารกำจัดแบคทีเรียที่สูงเกินไปจะมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีลดลง ดังนั้นความเข้มข้นที่เหมาะสมที่จะนำไปประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดจริงคือที่ความเข้มข้น 140 กรัม

·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ Xie และคณะ (2006) โดยได้ศึกษาการใช้สารที่เป็น bactericide กับ *Microthrix parvicella* โดยการเติมคลอรีนในรูปของโซเดียมไฮโปคลอไรท์ ที่ความเข้มข้นต่างๆตั้งแต่ 0 (control), 28, 140, 280 และ 560 กรัมต่อกิโลกรัมMLSS พบว่าที่ความเข้มข้น140 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS ทำให้เส้นใยของ *Microthrix parvicella* แตกออกครึ่งหนึ่งเมื่อนำไปส่องดูด้วยกล้องจุลทรรศน์และที่ความเข้มข้นสูงจะให้ค่า SVI ใกล้เคียงกัน แต่ลักษณะของจุลินทรีย์จะเป็นกลุ่มเล็กมากทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ลดลงโดยการเติมสารกำจัดแบคทีเรียสามารถลดปัญหาการเกิดตะกอนลอยได้เพียงแค่ระยะหนึ่งซึ่งถ้าหากยังควบคุมระบบไม่ดีปัญหาตะกอนลอยก็จะกลับมาอีกครั้ง โดยสังเกตได้จากการเพิ่มขึ้นของค่า SVI จะเห็นได้ว่าหลังจากวันที่ 5 ของการทดลองค่า SVI มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเนื่องจากระบบยังคงเอื้อต่อการเกิดแบคทีเรียเส้นใยทำให้แบคทีเรียเส้นกลับมาเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วอีกครั้ง

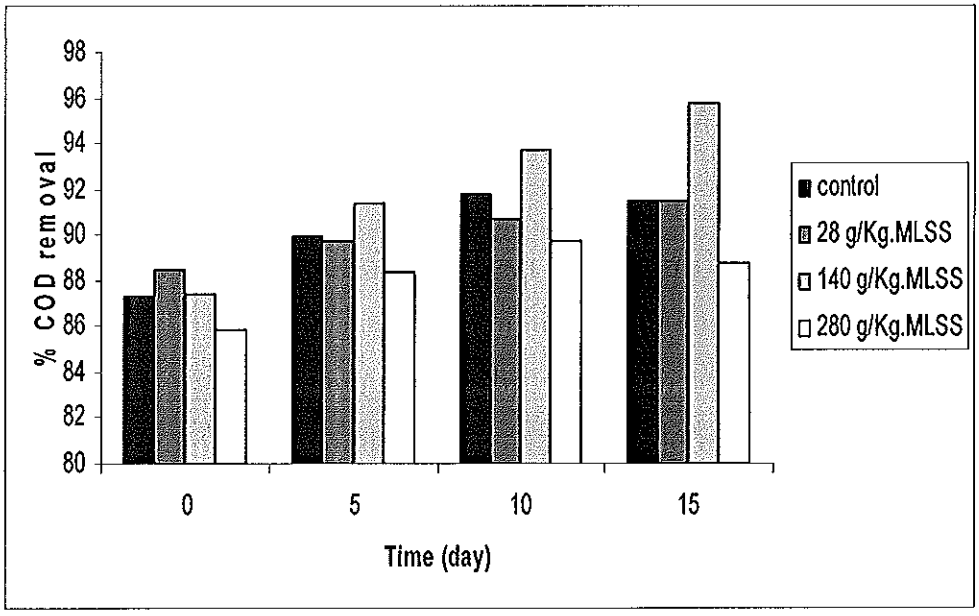


Figure 32. Effect of bactericide on COD removal efficiency.

6. การควบคุมอัตราส่วน F/M ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งในโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

ทดลองปรับอัตราส่วน F/M ของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา โดยเลือก F/M ที่ให้ผลการลดค่า SVI ได้ดีที่สุด นั้นคือที่อัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ที่ได้จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลองไปประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา แต่ไม่ได้ทำการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าระบบให้เป็น 7.0 ก่อนเนื่องจากเป็นการเพิ่มค่าใช้จ่าย โดยมีการเก็บข้อมูลการ

เดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา ก่อนการปรับปรุงพบว่าอัตราส่วน F/M ก่อนการปรับเท่ากับ 0.12 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และค่า SVI ก่อนการปรับอัตราส่วน F/M เท่ากับ 175.4 มิลลิลิตรต่อกรัม ปริมาณแบคทีเรียเส้นใยจัดอยู่ในระดับ 3-4 (มีปริมาณเส้นใยมาก) (Table 2) (ATV Working Group 2.6.1, 1989) ในช่วงการปรับอัตราส่วน F/M ให้อยู่ในช่วง 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน พบว่าค่า SVI มีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่อง แต่เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานกรณีตัวอย่างมีขนาดใหญ่มาก การปรับอัตราส่วน F/M ปรับได้ทีละน้อย โดยการลดตะกอนหมุนเวียนเข้าสู่บ่อให้อากาศและต้องใช้เวลาในการปรับอัตราส่วน F/M ให้อยู่ในช่วง 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน อย่างไรก็ตามในวันที่ 40 ของการทดลองวัดค่าอัตราส่วน F/M ได้ 0.21 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน มีค่า SVI เท่ากับ 107 มิลลิลิตรต่อกรัม ซึ่งมีปริมาณเส้นใยในระดับ 2 หรือปานกลาง (ATV Working Group 2.6.1, 1989) และวัดค่า SVI ที่ต่ำสุดได้ 98 มิลลิลิตรต่อกรัมในวันที่ 64 ของการทำการทดลอง ดัง Figure 33

เมื่อสังเกตจาก Figure 34 พบว่าค่า SVI เริ่มลดลงเรื่อยๆ โดยแปรผกผันกับค่าอัตราส่วน F/M จะเห็นได้ว่าเมื่อ อัตราส่วน F/M เพิ่มขึ้นเป็น 0.25 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน ค่า SVI ลดลงเหลือเพียง 105 มิลลิลิตรต่อกรัม ในวันที่ 50 ของการปรับอัตราส่วน F/M และได้แสดงผลจากการวิเคราะห์ค่า SVI, ค่าอัตราส่วน F/M, ค่าซีโอดีของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดและน้ำเสียออกจากระบบบำบัดและเปอร์เซ็นต์การบำบัดซีโอดีใน Table 6

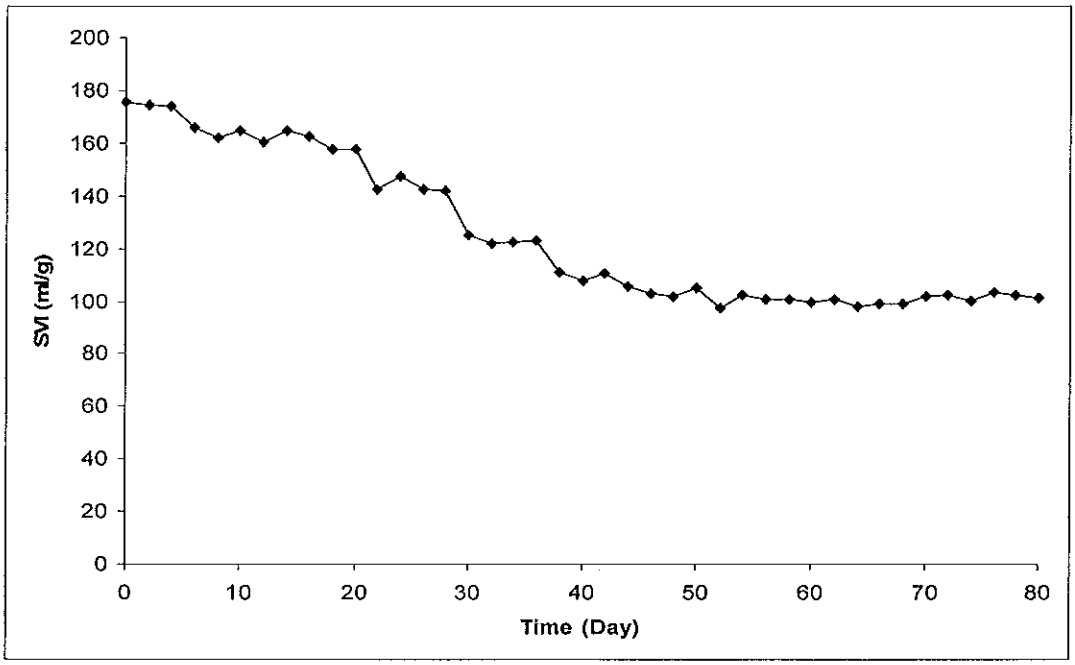


Figure 33. Sludge volume index (SVI) variation after F/M ratio adjustment to 0.2-0.4 g·BOD_5 /g·MLSS·d.

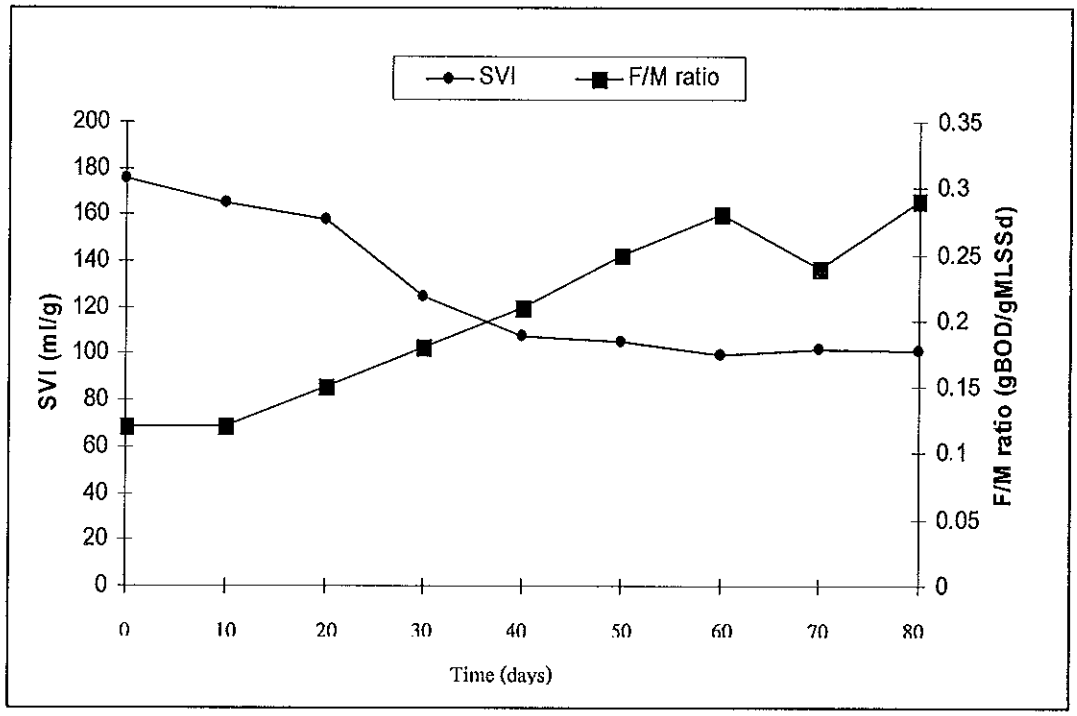


Figure 34. Relationship of SVI and F/M ratio

Table 6. Results of SVI, อัตราส่วน F/M, COD and COD removal efficiency.

Day	SVI	F/M ratio	COD (mg/l)		% COD
	(ml/g)	(gBOD/gMLSS.d)	Influent	Effluent	removal
0	175.44	0.12	12418 ± 93.0	275 ± 25.7	97.8
10	164.9	0.12	11569 ± 46.5	266 ± 3.0	97.7
20	157.67	0.15	10648 ± 37.6	288 ± 2.4	97.3
30	125.08	0.18	11673 ± 18.7	314 ± 5.9	97.3
40	107.75	0.21	13540 ± 7.1	420 ± 7.6	96.8
50	105.23	0.25	11894 ± 15.4	365 ± 1.8	96.9
60	99.65	0.28	13498 ± 13.4	325 ± 10.1	97.5
70	101.78	0.24	12537 ± 65.4	286 ± 8.7	97.7
80	101.34	0.29	11472 ± 13.0	236 ± 2.5	98

นอกจากนี้จากการสังเกตลักษณะของน้ำเสียในบ่อเติมอากาศในช่วงการทดลองที่สถานที่จริง (เดือนพฤศจิกายน 2551 ถึง เดือนกุมภาพันธ์ 2552) พบว่ามีสาหร่ายเกิดขึ้นบนผิวน้ำในบ่อเติมอากาศ ดัง Figure 35 เมื่อวิเคราะห์สัดส่วนของ BOD: N: P พบว่ามีสัดส่วน 100: 21: 1 แสดงว่าน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดมีปริมาณไนโตรเจนสูงเหตุผลนี้จึงอาจเป็นสาเหตุของการเกิดสาหร่ายสีเขียวในบ่อเติมอากาศ ถึงแม้จะมีการปรับอัตราส่วน F/M พบว่าลักษณะของน้ำเสียในบ่อเติมอากาศยังมีสาหร่ายเกิดขึ้นบนผิวน้ำในบ่อเติมอากาศ เมื่อวิเคราะห์สัดส่วนของ BOD: N: P หลังจากปรับค่าอัตราส่วน F/M พบว่ามีสัดส่วน 100: 25: 1 โดยคิดเป็นพื้นที่ที่มีการปกคลุมของสาหร่ายสีเขียวประมาณร้อยละ 10 ของพื้นที่ผิวบ่อให้อากาศเมื่อเทียบกับช่วงเวลาเดียวกันคือในช่วงของการศึกษาลักษณะของน้ำเสีย (พฤศจิกายน 2550 ถึง เมษายน 2551) พบว่ามีสาหร่ายสีเขียวเกิดขึ้นมากกว่าเดิม ทั้งนี้อาจเป็นเพราะในปีที่ทำการทดลองกับโรงงาน (พฤศจิกายน 2551 ถึง กุมภาพันธ์ 2552) ทางโรงงานยังไม่ได้ทำความสะอาดบ่อให้อากาศเหมือนกับทุกๆปีที่ผ่านมาโดยปกติแล้วทุกๆปี ในบ่อให้อากาศของระบบบำบัดน้ำเสียจะมีสาหร่ายสีเขียวเกิดขึ้นแต่เมื่อทำความสะอาดบ่อให้อากาศ (ล้างบ่อ) สาหร่ายสีเขียวก็จะหมดไปแต่เมื่อไม่มีการทำความสะอาดบ่อให้อากาศทำให้มีสาหร่ายสีเขียวมากกว่าเดิม จากการสังเกตทั้งก่อนและหลังการควบคุมอัตราส่วน F/M พบว่ายังมีสาหร่ายสีเขียวอยู่ ดังนั้น การควบคุมอัตราส่วน F/M จึงไม่สามารถแก้ไขการเกิดสาหร่ายได้ การแก้ไขควรต้องหาวิธีการในการลดปริมาณไนโตรเจนลง เช่นการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีสะอาดเพื่อลดไนโตรเจนในกระบวนการผลิตซึ่งเป็นการแก้ไขที่แหล่งกำเนิดหรือการแก้ไขที่ปลายท่อ (end of pipe) เช่น การเพิ่มบ่อบำบัดไนโตรเจนหรือเปลี่ยนแปลงการเดินระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อกำจัดไนโตรเจนโดยเฉพาะ

Figure 35. Green algae phenomenon in aeration tank during F/M ratio adjustment

ใน Table7 แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีและซีโอดีทั้งก่อนและหลังการควบคุมอัตราส่วน F/M มีค่าไม่แตกต่างกันโดยมีค่าประมาณ 99 เปอร์เซ็นต์ รวมไปถึงประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนมีค่าประมาณ 98 เปอร์เซ็นต์ การบำบัดฟอสฟอรัสประมาณ 30-35 เปอร์เซ็นต์ การบำบัดซัลเฟตประมาณ 97 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งค่าพีเอชและอุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดและออกจากระบบบำบัดรวมไปถึงค่าออกซิเจนละลายในน้ำ (0.65-0.85 มิลลิกรัมต่อลิตร) มีค่าไม่แตกต่างกัน แต่ค่าที่แตกต่างอย่างเห็นได้ชัดคือ ปริมาณของแข็งทั้งหมดก่อนการปรับอัตราส่วน F/M มีเปอร์เซ็นต์การบำบัดอยู่ที่ 38 เปอร์เซ็นต์แต่หลังจากปรับอัตราส่วน F/M ให้อยู่ในช่วง 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มขึ้นเป็น 72 เปอร์เซ็นต์ แต่เมื่อพิจารณาค่าปริมาณของแข็งทั้งหมดของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดก่อนการควบคุมอัตราส่วนF/M ซึ่งมีค่าเท่ากับ 13,340 ± 34.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนปริมาณของแข็งทั้งหมดของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดหลังการควบคุมอัตราส่วน F/M มีค่าเท่ากับ 23,370 ± 78.5 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากในช่วงก่อนการปรับอัตราส่วน F/M มีปริมาณน้ำฝนมาก บวกกับมีกระบวนการผลิตน้อยเนื่องจากมีปริมาณน้ำยางเข้าสู่โรงงานน้อย (ข้อมูลจากทางโรงงาน) จึงทำให้น้ำเสียในบ่อพักมีการเจือจาง ส่วนในช่วงหลังการควบคุมอัตราส่วน F/M มีปริมาณน้ำฝนน้อยและมีกระบวนการผลิตเพิ่มขึ้นทำให้เมื่อเก็บตัวอย่างน้ำเสียมาวิเคราะห์หาค่าปริมาณของแข็งทั้งหมดทำให้มีปริมาณของแข็งทั้งหมดในน้ำเสียสูงมาก อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาค่า SVI หลังการควบคุมอัตราส่วน F/M สามารถลดตะกอนลอยและปริมาณเส้นใยจากระดับ 3-4 (ปริมาณเส้นใยมาก) ให้เหลือระดับ 2 (ระดับปานกลาง) แสดงว่าการควบคุมอัตราส่วน F/M สามรถลดการเกิดตะกอนลอยและแบคทีเรียเส้นใยได้เพียงระดับหนึ่งเท่านั้น จึงต้องมีการควบคุมปัจจัยอื่นด้วย ซึ่งที่สามารถทำได้ก็คือ ควบคุมปริมาณออกซิเจนในบ่อเติมอากาศ โดยควบคุมค่าออกซิเจนละลายในน้ำให้มีค่าไม่น้อยกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร (Strom and Jenkins 1984) ระบบตะกอนเร่งที่ปริมาณออกซิเจนละลายในบ่อเติมอากาศน้อยกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จะพบปัญหาตะกอนลอยอันเกิดจากแบคทีเรียเส้นใยได้ง่าย และพบว่าปริมาณออกซิเจนละลายในบ่อเติมอากาศต้องไม่น้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตลอดเวลา ถ้าต่ำกว่านี้จะทำให้โปรโตซัวตาย น้ำทิ้งออกจากถังตกตะกอนขุ่นและแบคทีเรียเส้นใยจะเพิ่มจำนวนขึ้น ซึ่งทำให้ตะกอนเกาะกันได้ยาก ดังนั้นหากทางโรงงานต้องการลดปัญหาการเกิดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจะต้องมีผู้ที่มีความรู้ความเข้าใจและมีประสบการณ์ในการดูแลระบบเพื่อที่จะคอยควบคุมปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อการเกิดตะกอนลอยเช่น ควบคุมค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดให้มีค่าเป็นกลาง (ค่าความเป็นกรด-ด่างประมาณ 7) ควบคุมให้มีการปล่อยน้ำเสียเข้าสู่ระบบอย่างต่อเนื่องและควรให้อากาศในบ่อเติมอากาศตลอด 24 ชั่วโมง หลังจากนั้นควรเอาตะกอนส่วนเกินออกจากระบบเพื่อปรับอัตราส่วน

จุลินทรีย์ในระบบให้เหมาะสมโดยการเอาตะกอนส่วนเกินออกจะช่วยทั้งในเรื่องอายุตะกอนและอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio) ทำให้จุลินทรีย์มีประสิทธิภาพที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำเสีย หากทางโรงงานสามารถควบคุมปัจจัยต่างๆเหล่านี้ได้อย่างสม่ำเสมอก็จะสามารถจัดการกับปัญหาการเกิดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งให้หมดไปได้

Table 7. Effect of F/M ratio adjustment control (0.2-0.4 g·BOD_5/g·MLSS·d) of activated sludge wastewater treatment system of rubber latex processing plant

samples	parameters	results		% removal	
		before	after	before	after
Influent	BOD	7,451 ±15.7 mg/l	6,883 ± 12.4 mg/l	99.5	99.6
Effluent		31.42 ± 2.3 mg/l	24.46 ± 2.6 mg/l		
Influent	COD	12,418 ± 93mg/l	11,472 ±13 mg/l	97.8	98.0
Effluent		275 ± 25.7 mg/l	236 ± 2.5 mg/l		
Wastewater in aeration	DO	0.85 ± 0.01 mg/l	0.65 ± 0.01 mg/l		
pond (4 point)					
Influent	TS	13,340 ± 34.2mg/l	23,370 ± 78.5 mg/l	38.0	72.3
Effluent		8,270 ± 26.4 mg/l	6,470 ± 29.5 mg/l		
Influent	TKN	1,625 ± 10.2 mg/l	1,741 ± 11.4mg/l	98.2	98.3
Effluent		28.4 ± 2.5 mg/l	29.8± 3.5 mg/l		
Influent	Phosphorus	80.6 ± 2.0 mg/l	74.6± 2.3 mg/l	35.9	29.5
Effluent		51.6± 1.5 mg/l	52.6 ± 2.4 mg/l		
Influent	Sulfate	12,870 ± 101 mg/l	11,870 ± 85.7 mg/l	97.1	97.3
Effluent		376 ± 1.60 mg/l	316 ± 1.79 mg/l		
Returned sludge	MLSS	7,160 ± 39.0 mg/l	4,600± 28.7 mg/l		
Wastewater in aeration	SVI	175.44 ml/g	101.34 ml/g		
tank (4 point)	MLSS	4,270±1.40	3,520±1.54		
Influent	pH	5.52 ± 0.01	5.22 ± 0.02		
Effluent		7.90 ± 0.02	7.40± 0.11		
Influent	Temperature	31 ^{0}C	32 ^{0}C		
Effluent		32 ^{0}C	32 ^{0}C		
Aeration pond		32 ^{0}C	34 ^{0}C		

บทที่ 4

บทสรุปและข้อเสนอแนะ

1. ลักษณะของน้ำเสียของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา

เมื่อวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำเสียตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน 2550 ถึงเดือน เมษายน 2551 พบว่า มี 3 ปัจจัยหลักที่เป็นสาเหตุของการเจริญของแบคทีเรียเส้นใยและส่งผลให้เกิดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียคือ ค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำ (pH 4.52-5.21) ค่าออกซิเจนละลายในน้ำต่ำ (0.25-1.65 มิลลิกรัมต่อลิตร) และอัตราส่วน F/M ต่ำ (0.02-0.19 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน)

2. ผลของการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

การปรับสภาพความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียที่ 7.0 ทำให้ค่า SVI ในถังให้อากาศลดลงจาก 199 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือเพียง 62.8 มิลลิลิตรต่อกรัม ขณะที่ชุดการทดลองที่ไม่ปรับสภาพความเป็น กรด-ด่างของน้ำเสีย (พีเอช 4.5-5.5) ค่า SVI ลดลงจาก 202 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือเพียง113 มิลลิลิตรต่อกรัมและเปอร์เซ็นต์การบำบัดซีโอดีเท่ากับ 95.3 เปอร์เซ็นต์หลังจากวันที่ 10 ของการทดลอง

3. ผลของ อัตราส่วน F/M ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

ที่อัตราส่วน F/M 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน พบว่าเป็นสภาวะที่เหมาะสมเพราะมีประสิทธิภาพในการลดตะกอนลอยได้ดีสามารถลดค่า SVI จาก 185-195 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 58.9-62.0 มิลลิลิตรต่อกรัมและมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี สูงกว่าที่อัตราส่วน F/M 0.01- 0.1 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน และอัตราส่วน F/M 0.4-0.6 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน สำหรับชุดที่มีถังคัดพันธุ์มีเปอร์เซ็นต์การบำบัดซีโอดีเท่ากับ 97 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในชุดการทดลองที่ไม่มีถังคัดพันธุ์มีเปอร์เซ็นต์การบำบัดซีโอดีเท่ากับ 95 เปอร์เซ็นต์ หลังจากวันที่ 10 ของการทดลอง โดยการใช้ถังคัดพันธุ์มีประสิทธิภาพดีกว่าการไม่ใช้ถังคัดพันธุ์เพียงเล็กน้อย เนื่องจากปริมาตรถังคัดพันธุ์มีขนาดเล็กมากเมื่อเทียบกับปริมาตรถังให้อากาศทำให้เห็นผลไม่แตกต่างกันเท่าไรและปัจจัยอื่นคือ ค่า HRT ของถังคัดพันธุ์และค่าอัตราส่วน F/M ในถังคัดพันธุ์อาจยังมีอัตราส่วนที่ไม่เหมาะสม

4. ผลของการให้อากาศในถังคัดพันธุ์ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

ในชุดการทดลองที่มีการเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์พบว่า ค่าSVI ในถังเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลองลดลงจาก 201 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 88 มิลลิลิตรต่อกรัม ในขณะที่ชุดการทดลองที่ไม่มีการเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์มีค่า SVI ลดลงจาก 202 มิลลิลิตรต่อกรัม เหลือ 93 มิลลิลิตรต่อกรัมหลังจากวันที่ 8 ของการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 93 เปอร์เซ็นต์และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังนั้นการเติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์ให้ผลไม่แตกต่างกับการไม่เติมออกซิเจนในถังคัดพันธุ์

5. ผลของการเติมสารกำจัดแบคทีเรียเส้นใย (bactericide) ต่อการลดตะกอนลอยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

การเติมสารกำจัดแบคทีเรีย คือ โซเดียมไฮโปคลอไรท์ที่ความเข้มข้น 0, 28, 140 และ280 กรัมต่อกิโลกรัม·MLSS ตามลำดับ พบว่าที่ความเข้มข้น 140 กรัม·NaOCl ต่อกิโลกรัม·MLSS สามารถกำจัดแบคทีเรียเส้นใยจนมีค่า SVI เหลือเพียง 72.7 มิลลิลิตรต่อกรัมเมื่อผ่านไป 5 วัน หลังจากการทดลองและมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 95 เปอร์เซ็นต์หลังจากผ่านไป 15 วันของการทดลองแต่วิธีการนี้จะได้ผลในระยะสั้นและเมื่อเวลาผ่านไปปัญหาตะกอนลอยก็จะกลับมาอีกและวิธีการนี้ยังใช้ต้นทุนสูงกว่าวิธีการอื่นๆอีกด้วย

6. การควบคุมอัตราส่วน F/M ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงงานอุตสาหกรรมยางพารา

จากการควบคุมอัตราส่วน F/M ให้อยู่ในช่วง 0.2-0.4 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วันในสถานการณ์จริง พบว่า ก่อนการปรับปรุงมีอัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.12 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน แต่หลังจากการปรับอัตราส่วน F/M พบว่าในวันที่ 40 ของการทดลองสามารถเดินระบบที่อัตราส่วน F/M เท่ากับ 0.21 กรัม·BOD_5 ต่อกรัม·MLSS·วัน โดยมีค่า SVI ลดลงจาก 175 มิลลิลิตรต่อกรัมเหลือ 107 มิลลิลิตรต่อกรัมและมีเปอร์เซ็นต์การบำบัดซีโอดีเท่ากับ 96.8 เปอร์เซ็นต์ เมื่อผ่านไป 80 วันของการทดลอง พบว่าค่า SVI ลดลงเหลือ 101 มิลลิลิตรต่อกรัม ผลของการควบคุมอัตราส่วน F/M ไม่ได้มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์แต่มีผลต่อประสิทธิภาพการตกตะกอนของจุลินทรีย์เมื่อเข้าสู่ถังตกตะกอน

ข้อเสนอแนะ

1. ถังคัดพันธุ์และระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลองมีขนาดเล็กมากเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปน้ำยางพารา ดังนั้นจึงควรศึกษาถังคัดพันธุ์และระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งจำลองที่มีปริมาตรมากกว่านี้และปัจจัยที่ใช้ร่วมกับถังคัดพันธุ์ ทั้งค่า HRT และค่าอัตราส่วน F/M ควรมีการศึกษาเพิ่มเติมเพื่อหาค่า HRT และอัตราส่วน F/M ที่เหมาะสมกับถังคัดพันธุ์

2. การควบคุมอัตราส่วน F/M สามารถลดการเกิดตะกอนลอยได้ในระดับหนึ่งเท่านั้นจึงต้องมีการควบคุมปัจจัยอื่นด้วย เช่น ปริมาณออกซิเจนในบ่อให้อากาศ (ค่าออกซิเจนละลายในน้ำ) ควบคู่ไปด้วยจึงจะทำให้ควบคุมการเกิดตะกอนลอยได้ดีขึ้น รวมไปถึงการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดและสัดส่วนของ BOD : N: P ควรหาวิธีที่เหมาะในการลดปริมาณไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย

เอกสารอ้างอิง

กรมโรงงานอุตสาหกรรม. 2545. ตำราระบบบำบัดมลพิษ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. กรุงเทพฯ

กัลยา ศรีสุวรรณ. 2543. วิศวกรรมการบำบัดน้ำเสียและมลพิษทางอากาศ. ภาควิชา วิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ. *ใน* วิศวกรรมการกำจัดน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. หน้า 2-260. สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยรังสิต. กรุงเทพฯ

คำนูญ กาญจนภูมิ. 2542. เทคนิคปลอดเชื้อ. *ใน* การเพาะเลี้ยงเนื้อเยื่อพืช. พิมพ์ครั้งที่ 1. หน้า 17-24. สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพฯ

มั่นสิน ตัณฑุลเวศน์. 2525. การออกแบบขั้นกระบวนการของระบบกำจัดน้ำเสีย โดยวิธีชีววิทยา เล่ม 1 ความรู้พื้นฐาน. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพฯ

มั่นสิน ตัณฑุลเวศน์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 1. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพฯ

พงศ์นรินทร์ ปราบนคร. 2543. การบำบัดน้ำเสียขั้นต้นโดยวิธีการลอยตัวของตะกอนในบ่อดักยางสำหรับการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

พิชัย เจนจำรัสศรี. 2538. ผลของความเข้มข้นของน้ำยาฆ่าเชื้อต่อระบบบำบัดน้ำเสียโดยวิธีชีววิทยาแบบใช้อากาศ. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

วันชัย แก้วยอด. 2540. การตรวจสอบการจัดการน้ำเสียโรงงาน. กรณีศึกษาจังหวัดสงขลา. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

วรินยุพา บุญยรัตพันธุ์, พนาลี ชีวกิดาการ และอุดมผล พืชน์ไพบูลย์. 2550. การประยุกต์ใช้ถังคัดพันธุ์การปรับปรุงระบบบำบัดแบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ในโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 6. วันที่ 7-9 มีนาคม 2550. จ.พิษณุโลก.

สมใจ ศิริโภค. 2547. การบำบัดน้ำเสีย. *ใน* จุลชีววิทยาอุตสาหกรรม. หน้า 203-219. ศูนย์สื่อเสริม กรุงเทพ. กรุงเทพฯ

สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์. 2549. ระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีววิทยาแบบใช้ออกซิเจน. *ใน* ระบบบำบัดน้ำเสีย การเลือกใช้ การออกแบบ การควบคุมและการแก้ปัญหา. หน้า 257-413. กรุงเทพฯ

สุบัณฑิต นิ่มรัตน์. 2548. ลักษณะของน้ำเสียและการฆ่าเชื้อในระบบบำบัดน้ำเสีย. *ใน* จุลชีววิทยาของน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. หน้า 41-82. สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพฯ

สุพัตรา เฉลียวพงศ์ 2540. สภาวะที่เหมาะสมของบ่อไร้อากาศในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางข้น. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

สุรพล สายพานิช. 2545. วิศวกรรมน้ำเสีย. เล่มที่ 2. กรุงเทพฯ: ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพฯ

เสริมพล รัตนสุข และ ไชยยุทธ กลิ่นสุคนธ์. 2524. การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมและแหล่งชุมชน. สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย. 317 หน้า. กรุงเทพฯ

อุตสาหกรรมจังหวัดสงขลา. สำนักงาน. 2547. การอุตสาหกรรม. กลุ่มงานข้อมูลสารสนเทศและการสื่อสาร สำนักงานจังหวัดสงขลา.

อาภรณ์ รักเกิด. 2542. การประเมินปัญหาไนโตรเจนในน้ำเสียจากโรงงานยางและการกำจัดไนโตรเจนด้วบระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้มวลชีวะประเภทเกาะผิว. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต.มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

อาแอเสาะ เด่นดารา. 2548. ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอันเกิดจากแบคทีเรียเส้นใยในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ ในโรงงานน้ำยางข้นและอาหารทะเล. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

Agridiotis, V., Forster, C. and Carliell-Marquet, C. 2006. Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics. Bioresource Technol. 98: 2926-2934.

APHA, AWWA and WPCF. 1985. Standard Method of the Examination of the Water and Wastewater. 16th ed. American Public Health Association Wastington, DC.

APHA, AWWA. And WEF. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition. Washington D. C: American Public Health Association.

ATV Working Group 2.6.1. 1989. Prevention and control of bulking sludge and scum. ATV technical committee 2.6.1. aerobic biological wastewater treatment processes. Korrespondenz Abwasser 36: 165-175.

Bahlaoui, M. A., Baleux, B. and Troussellier, M. 1997. Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. Water Research. 31 : 630-638.

Diez, M.C. and Castillo, G. 2002. Operational factors and nutrient effects on activated sludge treatment. Bio Res Technol. 131-138.

Duke University. 2007. Floc-former(Online). Available: http://www.duke.edu/~hj7/micropix.html [5 August 2007]

Eikelboom, D.E., Andreadakis, A. and Andreasen, K. 1998. Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four European countries. Water Sci Technol. 37: 281-289

Finnegan, T. 2006. Filamentous bacteria (Online). Available : http://www.environment alleverage.com/What%20are%20Filamentous%20Bacteria.htm [5 August 2007]

Finnegan, T. 2009. Filamentous bacteria (Online). Available : http://www.environment alleverage.com/More%20Filament%20Photos.htm [5 August 2007]

Gray, N. F. 1990. Activated Sludge Theory and Practice. Oxford Science Publications. London. UK.

Husmann, M., Orth, H., Schlegel, S. and Teichgraber, B. 1998. Application of process control for improved nitrogen removal. In proceedings: Water Quality International, IAWQ 19th Biennial International Conference, Vancouver, Cananda, 21-26 June 1998, 396-403.

Hwang, Y. and Tanaka, T. 1997. Control of *Microthrix parvicella* foaming in activated sludge. Environmental R&D Center. Ebara Corporation. 4-2-1 Honfujisawa. Fujisawa-shi. Kanagawa-ken 251. Japan.

Jenkins, D., Richard, M.G. and Daigger, G. T. 1993. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. Secound Edition. Lewis Publishers. Boca Raton Ann Arbor London Tokyo.

Kalker, T., Poeleveld, P., Ruland, M. and Babuska, R. 1999. Fuzzy control of aeration in an activated sludge wastewater treatment plant: design, simulation and evalution. Water Sci Technol. 39(4): 71-78.

Kappelar, J. and Brodmann, R. 1995. Low F/M bulking and scumming. Towards a better understanding by modeling. Water Sci Technol. 31(2): 225-234.

Lukasse, L., Kesesman, K., Klapwijk, A. and Straten, G. 1998. Optimal control of N-removal in ASPs. Water Sci Technol. 38(3): 255-262.

Madoni, P., Davoli, D. and Gibin, G. 1999. Survey of filamentous microorganism from bulking and foaming activated-sludge plants in Italy. Dipartimento di Scienze Ambientali. Universita di Parma. Parco Area delle Scienze. 43100. Parma. Italy and AGAC. via Gastinelli 30. 42100. Reggio Emilia. Italy.

Metcalf and Eddy. 1991. Wastewater Engineering Treatment Disposol Reuse. McGraw-Hill Book Company. New York.

Michael, R. 2003. Practical control methods for activated sludge bulking and foaming. Rochester. Co Coporate office.

Mino, T. 1995. Survey on filamentous microorganisms in activated sludge process in Bangkok. Thailand. Water Sci Technol. 31(9):193-202.

Parker, D.S., Kaufman, J. and Jenkins, D. 1971. Physical conditioning of activated sludge floc. Water Pollut Control. 43(9):1817-1833.

Pipes, W. O. 1979. Bulking deflocculation and pin-point floc. Water Pollut Control. 51: 62-70.

Prendl, L. and Kroib, H. 1998. Bulking sludge prevention by an aerobic selector. Water Sci Technol. 38(8-9) :19-27.

Prendl, L. and Kroib, H. 1999. Bulking sludge prevention by an aerobic selector, Water Quality and Waste Management. Vienna University of Technology. Karlsplatz 13. A-1040 Wien. Austria.

Robert, A. D. 1988. Natural Rubber Science and Technology. Oxford University Press.

Richard, M.G., Hao, O. and Jenkins, D. 1985. Growth kinetics of *Sphaerotilus* species and their significance in activated sludge buking. Water Sci Technol. 29(4) : 1-8.

Robert, C. and Mangrum, L. 1998. The effect of anoxic selectors on the control of activated sludge bulking and forming. Master of Science Virginia Polytechnic Institute and State University.

Schroeder, E. D. 1987. Water and Wastewater Treatment. New York. McGraw-hill.

Strom, P.F. and Jenkins, D. 1984. Identification and significance of filamentous microorganism in activated sludge. Water Pollut Control. 57: 68-81.

Tsang, Y. F., Chua, H., sin, S. N. and Tam, C. Y. 2006. A novel technology for bulking control in biological wastewater treatment plant for pulp and paper making industry. Biochem Eng J. 32: 127-134.

Xie, B., Dai, X. C. and Xu, Y. T. 2006. Cause and pre-alarm control of bulking and foaming by *Microthrix parvicella*-A case study in triple oxidation ditch at a wastewater treatment plant. Hazardous Mater. 143: 184-191.

Urbain, V., Block, J.C. and Manem, J. 1993. Bioflocculation in activated sludge: an analytical approach. Water Res. 27: 829-838.

ภาคผนวก

วิธีการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำเสีย

1. วิธีการวิเคราะห์ออกซิเจนละลาย (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)

วิธีการวิเคราะห์ออกซิเจนละลายโดยวิธีเอไซด์โมดิฟิเคชั่น

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. ขวดบีโอดี ขนาด 300 มิลลิลิตร
2. ขวดรูปชมพู่ ขนาด 500 มิลลิลิตร
3. กระบอกตวง ขนาด 200 มิลลิลิตร
4. บิวเรต

สารเคมี

1. สารละลายแมงกานีสซัลเฟต : ละลาย $MnSO_4.4H_2O$ 480 กรัม ในน้ำกลั่นแล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1 ลิตร

2. สารละลายอัลคาไล-ไดโอไดด์-เอไซด์ :

ละลาย 10 กรัม NaN_3 ในน้ำกลั่น 40 มิลลิลิตร

ละลาย 500 กรัม NaOH และ 135 กรัม NaI ในน้ำกลั่น คนจนละลายหมดแล้วผสมสารละลายทั้ง 2 เข้าด้วยกันแล้วเติมน้ำกลั่นจนครบ 1 ลิตร

3. กรดซัลฟูริกเข้มข้น : 1 มล. = สารละลายอัลคาไล-ไดโอไดด์-เอไซด์ 3 มล.

4. น้ำแป้ง : ละลายแป้งมัน 2 กรัม ในน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร ต้นจนเป็นเนื้อเดียวกัน เติมกรดซาลิไซลิก 0.2 กรัม เพื่อกันบูด

6. สารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.0250 N : ละลายโซเดียมไธโอซัลเฟต 6.205 กรัม ในน้ำกลั่น เติม 0.4 กรัมโซเดียมไฮดรอกไซด์ แล้วเติมน้ำกลั่นจนครบ 1 ลิตร นำไปหาความเข้มข้นที่แน่นอนกับสารละลายไบโดไอเดต

7. สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไบไอโอเดต : ละลาย 812.4 มิลลิกรัม $KH(IO_3)_2$ ในน้ำกลั่นเจือจาง 1 ลิตร

การหาความเข้มข้นสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต : ละลาย 2 กรัม KI ในขวดรูปกรวยที่มีน้ำกลั่น 100 ถึง 150 มิลลิลิตร เติม 1 มิลลิลิตร 6 N H_2SO_4 และ 20 มิลลิลิตร สารละลายมาตรฐานไบไอโอเดตเจือจางเป็น 200 มิลลิลิตร แล้วไตเตรทหาปริมาณไอโอดีนด้วย

สารละลายมาตรฐานไธโอซัลเฟต เติมน้ำแป้ง เมื่อถึงจุดยุติจะได้สารละลายสีฟางอ่อน ซึ่งต้องใช้ 0.025 N สารละลายมาตรฐานไธโอซัลเฟต จำนวน 20 มิลลิลิตร ถ้าไม่ได้ต้องคำนวณนอร์มัลลิตี้ของสารละลายนี้ใหม่

วิธีการวิเคราะห์

1. เก็บตัวอย่างน้ำด้วยขวดบีโอดีให้เต็ม 2 ขวด ปิดจุก เทน้ำที่ฝาทิ้ง

2. เติมสารละลายแมงกานีสซัลเฟต 2 มิลลิลิตร และสารละลายอัลคาไล-ไดโอไดด์-เอไซด์ 2 มิลลิลิตร ขณะเติมสารเคมีให้ปลายหลอดอยู่ใต้ผิวน้ำ

3. ปิดจุกขวด ระวังอย่าให้มีฟองอากาศอยู่ในขวด ผสมสารเคมีให้เข้ากันโดยคว่ำขวดขึ้นลงอย่างน้อย 15 ครั้ง

4. ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน 5 นาที เปิดจุกแล้วเติมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 2 มิลลิลิตร โดยให้กรดค่อยๆไหลลงไปข้างคอขวด

5. ปิดจุกแล้วคว่ำขวดขึ้นลงจนตะกอนละลายหมด

6. ตวงน้ำจากขวดบีโอดีมา 203 มิลลิลิตร แล้วเทลงในขวดรูปชมพู่

7. เติมน้ำแป้ง 1 มิลลิลิตร ได้สารละลายสีน้ำเงิน แล้วไตเตรทด้วยสารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.0250 N จนกระทั่งได้สารละลายไม่มีสี

2. วิธีการวิเคราะห์ซีโอดี (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)

การวิเคราะห์ซีโอดีด้วยวิธีรีฟลักซ์แบบปิด

เครื่องมือและอุปกรณ์

1.หลอดย่อยสลาย (Digestion vessels) ใช้แก้วที่ทำด้วยบอโรซิลิเคตขนาด 16 x 100 มม. หรือ 20 x 150 มม.ที่มีฝาเกลียว

2.ฮีทติ้งบล็อคกล่องอลูมิเนียมตัน ลึก 45-50 มม. มีรูขนาดพอดีกับหลอดแก้ว หรือขาตั้งใส่หลอดแก้ว

3.บล็อกฮีทเตอร์ (Block heater) หรือตู้อบควบคุมอุณหภูมิที่ 150 องศาเซลเซียส การใช้ตู้อบต้องแน่ใจว่าการอบ 2 ชั่วโมงที่ 150 องศาเซลเซียส จะไม่ทำให้ฝาหลอดแก้วเสียหาย

สารเคมี

1.สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมตสำหรับย่อยสลาย 0.1 N : ชั่งน้ำหนัก $K_2Cr_2O_7$(ซึ่งอบแห้งใน 130 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 2 ชั่วโมง) มา 4.913 กรัม ละลายในน้ำกลั่น 500

มิลลิลิตร เติมกรด conc.H_2SO_4 167 มิลลิลิตรและเติม $HgSO_4$ 33.3 กรัม ทิ้งให้ละลายและปล่อยให้เย็นจึงเจือจางด้วยน้ำกลั่นเป็น1,000มิลลิลิตร

2.สารละลายกรดซัลฟูริก : เติม $AgSO_4$ 5.5 กรัม ลงใน conc.H_2SO_4 1กิโลกรัม ตั้งทิ้งไว้ 1 ถึง 2 วันให้ $AgSO_4$ ละลาย

3.สารละลายเฟอร์โรอิน อินดิเคเตอร์

4.สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไฮโดรเจนพธาเลต

5.สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.10 N : ละลาย $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2.6H_2O$ 39.2 กรัมในน้ำกลั่นเติม conc. H_2SO_4 20 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็นแล้วเจือจางด้วยน้ำกลั่นจนครบ 1 ลิตร นำไปหาความเข้มข้นที่แน่นอนกับสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต ทุกครั้งที่ใช้

การหาความเข้มข้นของ เฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS)

เติมสารเคมีทุกชนิดตาม Table 13 ลงในหลอดแก้วขนาดที่ต้องการ โดยใช้น้ำกลั่นแทนตัวอย่างน้ำทิ้งให้เย็นลง แล้วเติมเฟอร์โรอิน อินดิเคเตอร์1-2 หยด แล้วไตเตรทด้วยสารละลาย FAS

$$\text{นอร์มัลลิตีของสารละลาย FAS} = \frac{\text{ปริมาตรของ } 0.1N\ K_2Cr_2O_7\text{มล.} \times 0.10}{\text{ปริมาตร FAS ที่ใช้ไตเตรท,มล.}}$$

Table 8. Volume of sample and chemical for bottle.

หลอดย่อยสลาย (ขนาดของหลอด)	ปริมาตรน้ำตัวอย่าง (มล.)	สารละลายโปตัสเซียมไดโครเมต สำหรับย่อยสลาย (มล.)	สารละลายกรดซัลฟูริก (มล.)	ปริมาตรรวม (มล.)
16 x 100 มม.	2.5	1.5	3.5	7.5
20 x 150 มม.	5.0	3.0	7.0	15.0
25 x 150 มม.	10.0	6.0	14.0	30.0

วิธีวิเคราะห์

1.ใช้ปริมาตรน้ำตัวอย่างและสารเคมีตามตารางที่ 4 โดยเติมตัวอย่างน้ำลงในหลอดแก้วแล้วเติมสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมตสำหรับย่อยสลาย แล้วค่อยๆเติมสารละลายกรดซัลฟูริกให้เกิดชั้นกรดที่ก้นหลอดแก้ว ปิดฝาให้แน่นพอดีแล้วแกว่งขวดวนไปมา

เพื่อให้สารละลายผสมกันดี(ถ้าซีโอดีมากกว่า 500 มก./ล. ให้ลดปริมาตรน้ำตัวอย่างลงแล้วเติมน้ำกลั่นให้ครบตามตาราง)

2.นำหลอดแก้วใส่ลงในขาตั้งใส่หลอดแก้ว แล้วเข้าตู้อบที่ 150 องศาเซลเซียส แล้วต้มเป็นเวลา 2 ชั่วโมง ทิ้งให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง

3.เปิดฝาหลอดแก้ว แล้วเติมเฟอร์โรอินดิเคเตอร์ 1-2 หยด แล้วไตเตรทด้วย 0.10 N FAS จนกระทั่งสีเปลี่ยนเป็นน้ำตาลแดง

4.ทำแบลงค์ทุกครั้งโดยใช้น้ำกลั่นแทนตัวอย่างและทำการวิเคราะห์เหมือนตัวอย่างน้ำ

การคำนวณ

$$\text{ซีโอดี, มก./ล.} = \frac{(A-B) \times N \times 8,000}{\text{ปริมาตรตัวอย่างน้ำ, มล.}}$$

เมื่อ : A = มิลลิลิตรของ FAS ที่ใช้ไตเตรทแบลงค์

B = มิลลิลิตรของ FAS ที่ใช้ไตเตรทน้ำตัวอย่าง

N = นอร์มัลลิตี ของ FAS

ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สามารถหาได้จาก

$$\%\ \text{ซีโอดี removal} = \frac{(\text{ซีโอดีของน้ำเสียก่อนการบำบัด} - \text{ซีโอดีของน้ำเสียหลังการบำบัด}) \times 100}{\text{ซีโอดีของน้ำเสียก่อนการบำบัด}}$$

3. วิธีการวิเคราะห์บีโอดี (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)

การวิเคราะห์บีโอดีโดยการเจือจางตัวอย่างน้ำ

เครื่องมือและอุปกรณ์

1.ขวดบีโอดี ขวดที่มีฝาเกลียวปิดขนาด 300 มิลลิลิตร ให้หล่อน้ำไว้ที่ปากขวด เพื่อป้องกันมิให้อากาศเข้าไปในขวดระหว่างเลี้ยงเชื้อ ครอบปากขวดด้วยถ้วยพลาสติกหรือกระดาษหรือฟอร์ยเพื่อป้องกันการระเหยน้ำ

2.ตู้เพาะเชื้อหรืออ่างน้ำ ควบคุมอุณหภูมิที่ 20 องศาเซลเซียส เก็บในที่มืดป้องกันการสังเคราะห์แสงทำให้ออกซิเจนเพิ่มขึ้น

สารเคมี

1. สารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ : ละลาย KH_2PO_4 8.5 กรัม KH_2PO_4 21.75 กรัม $Na_2HPO_4.7H_2O$ 33.4 กรัม และ NH_4Cl 1.7 กรัม ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร แล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร สารละลายนี้ควรมีพีเอชเท่ากับ 7.2

2. สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต : ละลาย Mg $SO_4.7H_2O$ 22.5 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร

3. สารละลายแคลเซียมคลอไรด์ : ละลาย $CaCl_2$ 27.5 กรัม ในน้ำกลั่นแล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร

4. สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ : ละลาย $FeCl_3.6H_2O$ 0.25 กรัม ในน้ำกลั่นแล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร

5. สารละลายกรดและด่าง 1 N : เพื่อใช้ปรับพีเอชของน้ำเสียให้เป็นกลาง

6. สารยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชั่น : ใช้ 2-chloro-6-(trichloromethy) pyridine ของ Hach Co. หรือ เทียบเท่า

7. สารละลายกลูโคส-กลูตามิกแอซิด (Glucose-glutamic acid solution) : อบกลูโคสและกรดกลูตามิกให้แห้งที่ 103 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมงชั่งกลูโคส 150 มิลลิกรัม และกรดกลูตามิก 150 มิลลิกรัมละลายในน้ำกลั่นแล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร เตรียมใหม่ทุกครั้ง

การเตรียมตัวอย่างน้ำก่อนวิเคราะห์

1. ปรับพีเอชของตัวอย่างน้ำให้เป็นกลาง พีเอช 6.5-7.5 ด้วย H_2SO_4 หรือ NaOH 1 นอร์มัล

2.น้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวทเต็ดสลัดจ์และระบบไม่ใช้ออกซิเจน ให้ทำการยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชั่นโดยเติม 10 มิลลิกรัม 2-chloro-6-(trichloromethy) pyridine ในน้ำ ทำเจือจาง 1 ลิตรโดยเติมพร้อมการเติมสารอาหาร

สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีค่าบีโอดีสูงกว่า 7 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจำเป็นต้องเจือจางตัวอย่างน้ำด้วยน้ำเจือจาง เพื่อให้น้ำมีความสกปรกลดลงและใช้ออกซิเจนในขวดบีโอดีไม่เกิน 7 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งต้องเตรียมเจือจางหลายๆความเข้มข้นเนื่องจากยังไม่ทราบค่าบีโอดีที่แน่นอน การประมาณค่าบีโอดีสามารถทำได้โดยวิธีวิเคราะห์หาค่าซีโอดีของน้ำแล้วนำมาประเมินค่าบีโอดีโดยการคำนวณจากค่าประมาณบีโอดีเท่ากับ 60% ของค่าซีโอดี เช่นน้ำเสียมีค่าซีโอดีประมาณ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร จะประมาณค่าบีโอดีได้เท่ากับ 60 x 1,000)/100 = 600 มิลลิกรัมต่อลิตร แล้วนำค่าประมาณบีโอดีนี้ไปเทียบกับอTable 14 ว่าจะต้องทำเจือจางที่กี่เปอร์เซ็นต์

Table 9. Volume of sample for dilution (approximate BOD and compare %COD)

ช่วงบีโอดีที่ประมาณได้	% เจือจางน้ำเสีย	ปริมาตรตัวอย่างน้ำ(มิลลิลิตร) ที่นำมาเจือจางเป็น 1 ลิตร
20,000-70,000	0.01	0.1
10,000-35,000	0.02	0.2
4,000-14,000	0.05	0.5
2,000-7,000	0.1	1
1,000-3,500	0.2	2
400-1,400	0.5	5
200-700	1.0	10
100-350	2.0	20
40-140	5.0	50
20-70	10.0	100
10-35	20.0	200
4-14	50.0	500
0-7	100	1,000

การเตรียมน้ำสำหรับใช้เจือจาง

1. คำนวณปริมาตรน้ำกลั่นที่ใช้ โดยตัวอย่างน้ำ 1 ตัวอย่าง ใช้น้ำกลั่นเพื่อเจือจางประมาณ 1 ลิตร ตวงน้ำกลั่นปริมาตรที่ต้องการใส่ลงในขวดโหล

2. เติมสารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์, สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต, สารละลายแคลเซียมคลอไรด์และสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ อย่างละ 1 มิลลิลิตรต่อน้ำกลั่น 1 ลิตรผสมให้เข้ากัน

3. เติมออกซิเจนละลายลงในน้ำให้อิ่มตัวโดยใช้ปั๊มอากาศนาน 20 นาที

การเจือจางตัวอย่างเพื่อวิเคราะห์บีโอดี

1. เลือกเปอร์เซ็นต์ในการทำเจือจางที่คาดว่าจะให้ค่าบีโอดีอยู่ในช่วงที่กำหนด (ตามตารางที่ 3)

2. ตวงปริมาตรตัวอย่างน้ำตามเปอร์เซ็นต์ที่เจือจางลงในกระบอกตวงขนาด 1 ลิตร

3. เติมน้ำสำหรับใช้เจือจางลงในกระบอกตวงจนครบ 1 ลิตร

4. ใช้แท่งแก้วกวนให้น้ำผสมกัน

5. ใช้สายยางดูดน้ำจากกระบอกตวงน้ำใส่ขวดบีโอดี 3 ขวด โดยให้ปลายสายยางอยู่ที่ก้นขวดบีโอดี ปิดจุกให้มีน้ำหล่อไว้ที่ปากขวด

6. นำขวดหนึ่งไปวิเคราะห์หาดีโอทันที (DO_0) อีก 2 ขวด นำไปเก็บในตู้ควบคุมอุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 5 วัน เมื่อครบกำหนดนำมาวิเคราะห์หาค่าดีโอที่เหลือ (DO_5)

7. เตรียมความเข้มข้นบีโอดีอีก 2 ความเข้มข้น คือ ที่สูงกว่าและต่ำกว่าเปอร์เซ็นต์เจือจางในข้อ 1. แล้วทำเช่นเดียวกับข้อ 1 ถึงข้อ 6

การคำนวณ

$$\text{บีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{(DO_0 - DO_5)}{\text{เปอร์เซ็นต์เจือจาง}}$$

หมายเหตุ

1. ผลที่น่าเชื่อถือและจะใช้คำนวณต่อไป ขวดที่เก็บไว้ 5 วัน จะต้องมีค่าดีโอเหลืออยู่อย่างน้อย 1 มิลลิกรัม ($DO_5 > 1$ มก./ล.) ต่อลิตรและต้องมีดีโอลดลงอย่างน้อย 2 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงจะทำให้ค่าบีโอดีที่คำนวณออกมาได้นั้นถูกต้อง

2. ค่าบีโอดีที่คำนวณได้จากสูตรในทุกความเข้มข้นที่ทำการเจือจางควรมีค่าใกล้เคียงกันถ้าค่าบีโอดีที่ได้แตกต่างกันเกินกว่า 20% ให้ตัดค่านั้นทิ้ง นำเฉพาะค่าที่แตกต่างกันไม่เกิน 20% มาเฉลี่ยกันเท่านั้น

4. วิธีการหา Total Solids, MLSS (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)

Total Solids (TS) คือสิ่งที่เหลืออยู่ภายหลังการระเหยน้ำออกจนหมดและอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105°C

1. นำถ้วยกระเบื้องที่มีน้ำหนักคงที่แล้วจาก dessicator มาชั่ง สมมติให้น้ำหนัก = A กรัม

2. คนตัวอย่างน้ำให้เข้ากันดีแล้วตวงโดยใช้กระบอกตวง 100-200 มล.(ปริมาตรที่ใช้ขึ้นกับปริมาณของแข็งในน้ำ) ใส่ในถ้วยกระเบื้องข้อ 1 นำไประเหยบนอ่างไอน้ำจนแห้ง

3. นำถ้วยกระเบื้องที่ระเหยน้ำแห้งแล้วไปใส่ในตู้อบที่มีอุณหภูมิ 103-105°C เพื่อไล่ความชื้นนานประมาณ 1 ชม. แล้วนำไปทำให้เย็นใน dessicator

4. เมื่อเย็นแล้วจึงนำมาชั่ง สมมติ = B กรัม

$$\text{TS, mg/l} = \frac{(B - A) \times 10^6}{\text{ml sample}}$$

Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS) หมายถึง ส่วนที่ไม่ละลายในน้ำแต่มีขนาดเล็กพอที่จะแขวนลอย (suspend) อยู่ในน้ำได้ หาได้โดยการกรองตัวอย่างน้ำด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (glass fiber filter, GF/C) แล้วนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105°C

1. นำกระดาษกรอง GF/C มาชั่งโดยเครื่องชั่งละเอียด สมมติได้น้ำหนัก = C กรัม นำไปวางบนevaporating dish หรือ petridish ก็ได้

2. วางกระดาษกรองลงบน Buchner's funnel ซึ่งต่อเข้ากับเครื่องดูดอากาศโดยใช้ปากคีบที่สะอาดใช้น้ำกลั่นฉีดบนกระดาษกรองให้ทั่วแล้วเปิดปั๊มดูดอากาศเพื่อให้กระดาษกรองแนบสนิทดีกับกรวย

3. ปิเปตตัวอย่างน้ำ 50-100 มล.(ปริมาตรที่ใช้ขึ้นกับของแข็งแขวนลอยในน้ำ) ใส่ไปบนกระดาษกรองทีละน้อยพร้อมกับเปิดปั๊มดูดอากาศพยายามให้ของแข็งกระจายไปทั่วๆ กระดาษกรอง

4. ใช้น้ำกลั่นฉีดล้างของแข็งที่ติดอยู่ข้างกรวยจนหมดและรอจนกว่าจะแห้งแล้วใช้ปากคีบ ค่อยๆหยิบกระดาษกรองออกนำไปวางบนภาชนะที่ใส่เดิม

5. นำไปอบให้แห้งในตู้อบที่มีอุณหภูมิ 103-105°C นานประมาณ 1 ชั่วโมง แล้วทำให้เย็นโดยใส่ใน dessicator แล้วนำไปชั่งน้ำหนัก สมมติได้ = D กรัม

$$\text{SS, mg/l} = \frac{(D - C) \times 10^6}{\text{ml sample}}$$

5. วิธีการหาค่า SVI (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)

Sludge Volume Index (SVI) หมายถึงปริมาตรของ Activated sludge 1 กรัม (นน. แห้ง) เมื่อทิ้งให้ตกตะกอนในเวลา 30 นาที มีหน่วยเป็น ml/g หาได้โดย

1. นำตัวอย่างน้ำจากถังเติมอากาศใส่ใน Imhoff cone หรือกระบอกตวงขนาด 1 ลิตร ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอนเป็นเวลา 30 นาที สมมติได้ปริมาตร = F ml/l

2. กวนตัวอย่างน้ำในภาชนะในข้อ 1 ให้เข้ากันดี แล้วหาปริมาณ MLSS สมมติได้ = G g/l

ค่า SVI = $\frac{\text{F ml/l}}{\text{G g/l}}$ = F/G ml/g

ค่า SVI จะแสดงให้เห็นประสิทธิภาพในการตกตะกอนของ solids ในถังเติมอากาศ ถ้าค่าของ SVI สูงแสดงว่าการตกตะกอนไม่ดี ตะกอนอาจตกแล้วไม่แน่นทำให้มีส่วนที่เป็นน้ำใสน้อย ค่า SVI สามารถบอกได้คร่าว ๆ ดังนี้

ถ้าค่า SVI ประมาณ	50	ประสิทธิภาพในการตกตะกอน		ดีมาก
SVI	"	100	"	ดี
SVI	"	200	"	พอใช้
SVI	"	300	"	เลว

6. วิธีการหาปริมาณไนโตรเจน

ขั้นตอนการหา ปริมาณไนโตรเจนด้วยวิธี Kjeldahl method มีดังนี้คือ

1. การย่อย (Digestion)
2. การกลั่น (Distillation)
3. การไตเตรตและการคำนวณ (Titration and Calculation)

1. การย่อย (Digestion)

วัตถุประสงค์ของการย่อยคือ เพื่อทำลายพันธะเคมีของตัวอย่าง เช่น เนื้อ เนยแข็ง เป็นต้น ให้กลายเป็นโมเลกุลย่อย เช่น amino acid และเปลี่ยนโมเลกุลย่อยนั้นเป็นแอมโมเนียมแรดิคอล (NH_4 radical)

วิธีการทำคือ นำตัวอย่างมา 1-2 กรัม ใส่ลงในหลอดย่อย (digestion tube) จากนั้นเติมสารเคมีเพื่อย่อยตัวอย่างได้แก่ กรดซัลฟูริคเข้มข้น (Conc. H_2SO_4) ประมาณ 10-15 มิลลิลิตร จากนั้นเติมเกลือโปตัสเซียมซัลเฟต (K_2SO_4) เพื่อเพิ่มอุณหภูมิของการย่อย(> 376 องศาเซลเซียส) เพื่อให้การย่อยเสร็จสมบูรณ์ แล้วเติมคะตะลิสต์ (Catalyst)เพื่อเร่งการเกิดปฏิกิริยาเคมี จากนั้นนำหลอดย่อยใส่ลงในเครื่องย่อย (digestion block) แล้วเพิ่มอุณหภูมิให้ถึงจุดของการย่อยสลายประมาณ 370-400 องศาเซลเซียส และควบคุมอุณหภูมิให้คงที่ประมาณ 1 ชั่วโมง เพื่อให้การย่อยเสร็จสมบูรณ์ ข้อสำคัญในขบวนการย่อยนี้คือ ต้องควบคุมอัตราส่วนของกรดและเกลือ(acid-salt ratio) และอุณหภูมิให้เหมาะสมการย่อยจึงจะเกิดปฏิกิริยาได้ดีถูกต้องตามต้องการ

2. การกลั่น (Distillation)

การกลั่นจะเป็นการแยกเอา Nitrogen (N) ออกจากของเหลวในหลอดย่อย (digestion tube) มีวิธีคือ ปรับ pH ของของเหลวในหลอดย่อยให้เป็นกลางด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) เพื่อเปลี่ยน NH_4^+ (ammonium ion) ให้เป็น ammonia (NH_3) จากนั้นกลั่นแยก NH_3 ที่ได้ออกมาแล้วจับด้วยสารละลายที่เหมาะสมในวิธีของระบบ Kjeldahl System นั้นจะใช้กรดบอริค 4% (Boric acid) เป็นตัวจับ NH_3 ไว้โดย ammonia จะรวมกับกรดบอริค กลายเป็นแอมโมเนียมบอเรท

3. การไตเตรตและการคำนวณ (Titration and Calculation)

3.1 การไตเตรต (Titration) เป็นการหาปริมาณ Nitrogen โดยนำเอาแอมโมเนียที่ถูกจับไว้ในกรดบอริคมาไตเตรทกับสารละลายมาตรฐาน (Standard Titrant) ที่เหมาะสม นั่นคือ 0.1-0.4 N Hydrochloric acid โดยใช้ mixed indicator (methyl red และ bromocresol green) เป็นตัวบอกจุดยุติ (End point)

3.2 การคำนวณ (Calculation)

การหาเปอร์เซ็นต์ Nitrogen ทำได้โดยการใช้สูตรดังนี้

เปอร์เซ็นต์ Nitrogen = 14.01 x (ปริมาตรของกรดที่ไตเตรตกับตัวอย่าง - ปริมาตรกรดที่ไตรเตรตกับ Blank*) (ความเข้มข้นเป็น Normal ของกรด) x 100 / น้ำหนักตัวอย่าง x 1000

* Blank คือ ของเหลวที่ได้จากการใส่สารทุกชนิดในขบวนการ Kjeldahl ยกเว้น Sample

การหาปริมาณโปรตีน การคำนวณหาปริมาณโปรตีนนั้นหาจากปริมาณ Nitrogen ที่ได้โดยปกติแล้วในตัวอย่างทั่ว ๆไปจะมีปริมาณ Nitrogen อยู่ 16% คิดเป็น Factor* ของ Nitrogen ในโปรตีน = 6.25 (100 / 16) เปอร์เซ็นต์โปรตีน = 6.25 x เปอร์เซ็นต์ Nitrogen

* Factor ของ Nitrogen ในโปรตีน อาจเปลี่ยนได้ในอาหารบางชนิด เช่น นมและผลิตภัณฑ์นม มีค่า Factor = 6.38ข้าวสาลีจะมีค่า Factor = 5.7 เป็นต้น

7. การวิเคราะห์ปริมาณฟอสเฟตในน้ำ (APHA, AWWA and WPCF, 1985 : 448-450)

Ascorbic Acid Method

สารเคมี

1. สารละลายกรดกำมะถัน 5 นอร์มัล

เตรียมโดยเติมกรดกำมะถันเข้มข้น (Conc. H_2SO_4) 70 มิลลิลิตร ลงในน้ำกลั่น เติมน้ำกลั่นจนครบ 500 มิลลิลิตร

2. สารละลายแอนติโมนีโพแตสเซียมทาเทรท

เตรียมโดยละลายแอนติโมนีโพแตสเซียมทาเทรท $K(SbO)C_4H_4O_6.1/2H_2O$ 1.3715 กรัม ในน้ำกลั่น 400 มิลลิลิตร เติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 500 มิลลิลิตร เก็บในขวดแก้ว

3. สาราละลายแอมโมเนียมโมลิบเดท

เตรียมโดยละลายแอมโมเนียมโมลิบเดท $(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$ 20 กรัม ในน้ำกลั่นจนครบ 500 มิลลิลิตร เก็บในขวดพลาสติกที่ 4 องศาเซลเซียส

4. สารละลายกรดแอสคอร์บิค 0.1 โมลาร์

เตรียมโดยละลายกรดแอสคอร์บิค 1.76 กรัม ในน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร ซึ่งสารจะอยู่ตัว 1 อาทิตย์ ถ้าเก็บที่ 4 องศาเซลเซียส

5. น้ำยารวม (Combined reagent) 100 มิลลิลิตร ประกอบด้วย

- 50 มิลลิลิตร 5 นอร์มอล กรดกำมะถัน
- 5 มิลลิลิตร สารละลายแอนติโมนีโพแทสเซียมทาเตรท
- 15 มิลลิลิตร สารละลายแอมโมเนียมโมลิบเดท
- 30 มิลลิลิตร สารละลายกรดแอสคอร์บิค

น้ำยาเคมีเหล่านี้ผสมกันที่อุณหภูมิห้อง ถ้ามีความขุ่นเกิดขึ้นหลังจากการเติมแอนติโมนีโพแทสเซียมทาเตรท หรือแอมโมเนียมโมลิบเดท ให้เขย่าแล้วทิ้งไว้ประมาณ 2-3 นาที น้ำยารวมจะอยู่ตัว 4 ชั่วโมง

6. สารละลายสต็อคฟอสเฟต

เตรียมโดยนำโพแทสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต KH_2PO_4 anhydrous 219.5 มิลลิกรัม เติมน้ำกลั่นจนครบ 1000 มิลลิลิตร 1 มิลลิลิตรของสารละลายเท่ากับ 50 ไมโครกรัม PO_4-P

7. สารละลายมาตรฐานฟอสเฟต

เตรียมโดยนำสารละลายสต็อคฟอสเฟต 50 มิลลิลิตร เติมน้ำกลั่นจนได้ 1000 มิลลิลิตร ซึ่ง 1 มิลลิลิตรของสารละลายเท่ากับ 2.5 ไมโครกรัม PO_4-P

วิธีการ

1.เตรียมกราฟมาตรฐานของฟอสเฟตเข้มข้น 0.1, 0.3, 0.5, 0.8 และ 1.2 มิลลิกรัมฟอสฟอรัสต่อลิตร โดยปิเปตสารละลายมาตรฐานฟอสเฟต 2, 6, 10, 16 และ 24 มิลลิลิตร ใส่ในขวดวัดปริมาตรขนาด 50 มิลลิลิตร เติมน้ำกลั่นจนถึงขีดที่กำหนด เขย่าให้เข้ากันแล้วเทสารละลายใส่ขวดรูปชมพู่ขนาด 125 มิลลิลิตร เติมฟีนอล์ฟทาลีนอิน-ดิเคเตอร์ 1 หยด ถ้าเกิดสีแดงให้หยด 5 นอร์มอล H_2SO_4 ลงไปจนกระทั่งสีแดงหายไป เติมน้ำยารวม (Combine reagent) 8 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้า

กันตั้งทิ้งไว้ 10-30 นาที เพื่อให้เกิดสี นำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 880 นาโนเมตร เขียนกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณฟอสเฟตและค่าการดูดกลืนแสง

2 วิเคราะห์ตัวอย่างโดยใช้ตัวอย่างที่เจือจางได้เหมาะสม 50 มิลลิลิตร แล้ววิเคราะห์ตามวิธีการเตรียมกราฟมาตรฐานของฟอสเฟต

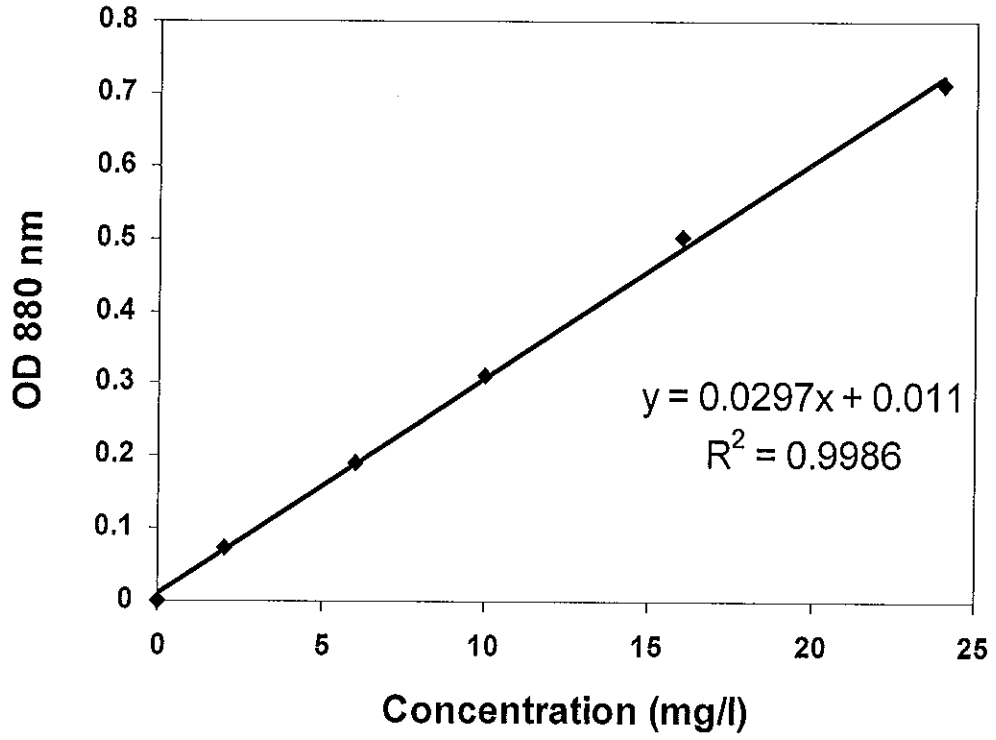


Figure 36. Standard curve for phosphate analyze.

3. การคำนวณ

mg/lP = (mgP x 1000)/(มิลลิลิตร Sample)

mg/lPO_4 = mg/lP x 3.06

8. การวิเคราะห์ซัลเฟต (Sulfate)

นิยมใช้วิธี Turbidimetric Method เพราะเป็นวิธีที่ง่ายและสะดวกรวดเร็วสามารถหาซัลเฟตปริมาณต่ำๆ ได้ดี (วัดซัลเฟตในช่วง 1-40 มิลลิกรัมต่อลิตร) ถ้าซัลเฟตมีปริมาณสูงวิเคระห์ได้โดยการเจือจางตัวอย่างน้ำ

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องกวนสารละลายแบบแม่เหล็ก (Magnetic Stirrer) แท่งกวนสารละลายแบบแม่เหล็ก (Magnetic Bar)

2. เครื่อง Spectrophotometer ที่ 420 นาโนเมตร

3. นาฬิกาจับเวลา

4. ช้อนตวงที่มีความจุ 0.2-0.3 มิลลิเมตร

สารเคมี

1. เตรียม Conditioning reagent โดยการผสมกลีเซอรอล 50 มิลลิลิตรกับสารละลายที่ประกอบด้วยกรดเกลือเข้มข้น 30 มิลลิลิตร น้ำกลั่น 300 มิลลิลิตร 95% เอทิงแอลกอฮอลล์ 100 มิลลิลิตร และโซเดียมคลอไรด์ 75 กรัม

2. $BaCl_2$ Crystal 23-30 mesh

3. เตรียมสารละลายมาตรฐานซัลเฟตโดยการละลาย Na_2SO_4 (Anhydrous) 147.9 มิลลิกรัมในน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 100 มิลลิกรัม หรือโดยการนำกรดกำมะถัน 0.02 นอร์มัลมา 10.41 มิลลิลิตร เติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร (1 มิลลิลิตร = 100 ไมโครกรัมซัลเฟต)

วิธีวิเคราะห์

1. Formation of $BaSO_4$

เติมตัวอย่าง 100 มิลลิลิตร ใส่ขวดรูปกรวยขนาด 250 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากันโดยใช้เครื่องกวนสารแม่เหล็กและแท่งเหล็กคนช้าๆ ค่อยๆเติม $BaSO_4$ Crystal 1 ช้อน จับเวลาพอได้ 1 นาทีให้หยุดคนทันที

2. Measurement of $BaSO_4$ Turbidity

เทสารละลายจากข้อ 1 ลงใน Absorption Cell ของ Spectrophotometer วัดค่าความทุกๆ 30 นาที เป็นเวลา 4 นาทีและจะอยู่ตัวถึง 10 นาที ให้เอาค่าที่มากที่สุดที่อ่านได้ใน 4 นาที

3. Preparation of Calibration Curve

เตรียมสารละลายมาตรฐานซัลเฟตที่มีความเข้มข้น 0, 5, 10, 20, 25, 30, 35, 40 มิลลิกรัมต่อลิตรโดยการปิเปต 0, 5, 10, 20, 25, 30, 35, 40 มิลลิลิตรของสารละลายมาตรฐานซัลเฟตเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตรและทำทุกขั้นตอนตามการเตรียมตัวอย่าง

9. วิธีการย้อมสีแบบ Neisser (Jenkin *et.al*, 2004)

สารเคมี

สารละลาย A

1. เมทธิลลีนบลู	0.1 กรัม
2. เอทธานอลล์ 95 เปอร์เซ็นต์	5 มิลลิลิตร
3. อะซิติกเอซิด กลาเซียล	5 มิลลิลิตร
4. น้ำกลั่น	100 มิลลิลิตร

สารละลาย B

1. คริสตัล ไวโอเล็ต (10% w/v in 95% ethanol)	3 มิลลิลิตร
2. เอทธานอล 95 เปอร์เซ็นต์	6.7 มิลลิลิตร
3. น้ำกลั่น	100 มิลลิลิตร

สารละลาย (1)

ผสมสารละลาย A และ B ซึ่งนำ 2 ส่วนโดยปริมาตรของ A กับ 1 ส่วนโดยปริมาตรของ B

สารละลาย (2)

1. บิสมาร์ค บราวน์ $C_{18}H_{18}N_8$ (1% w/v aqueous) 33.3 มิลลิลิตร

2. น้ำกลั่น 66.7 มิลลิลิตร

วิธีการย้อม Neisser

1. เกลี่ยเชื้อที่ต้องการย้อมบนแผ่สไลด์ที่ล้างสะอาด ทิ้งให้แหงในอากาศ (ไม่ต้องตรึงโดยผ่านเปลวไฟ)

2. หยดสารละลาย (1) บนเชื้อที่เกลี่ยประมาณ 30 วินาที ล้างสีออกด้วยน้ำแล้วหยดสารละลาย (2) แล้วล้างออกด้วยน้ำ ปล่อยให้แห้งแล้วตรวจด้วยกล้องจุลทรรศน์แบบ Phase Contrast กำลังขยาย 1000 เท่า

10. วิธีการย้อมแกรม (Jenkin *et.al*, 2004)

1. smear เชื้อที่ต้องการย้อมลงบนสไลด์ที่สะอาด ทิ้งให้แห้ง จากนั้นตรึงตัวเซลล์ด้วยการผ่านเปลวไฟ (ระวังเซลล์แตก) การตรึงเซลล์จะช่วยให้เซลล์แห้งติดกับแผ่นกระจกสไลด์

2. หยด Ammonium oxalate crystal violet บนเชื้อที่ smear นานประมาณ 1 - 2 นาที แล้วเทสีทิ้ง

3. หยดสารละลายไอโอดีนตามลงไปนานประมาณ 2 นาที แล้วเททิ้ง สารละลายไอโอดีนจะช่วยให้เซลล์ย้อมติดสีได้ดีขึ้น

4. ขั้นตอนนี้เรียกว่า Decolorized โดยการล้างสีด้วยเอทิลแอลกอฮอล์ 95% นาน 30 วินาที แล้วจึงตามด้วยน้ำกลั่น

5. หยดสี Safranin บนเชื้อนานประมาณ 15-30 วินาที ล้างสีด้วยน้ำ แล้วจึงมองเซลล์ผ่านทางกล้องจุลทรรศน์

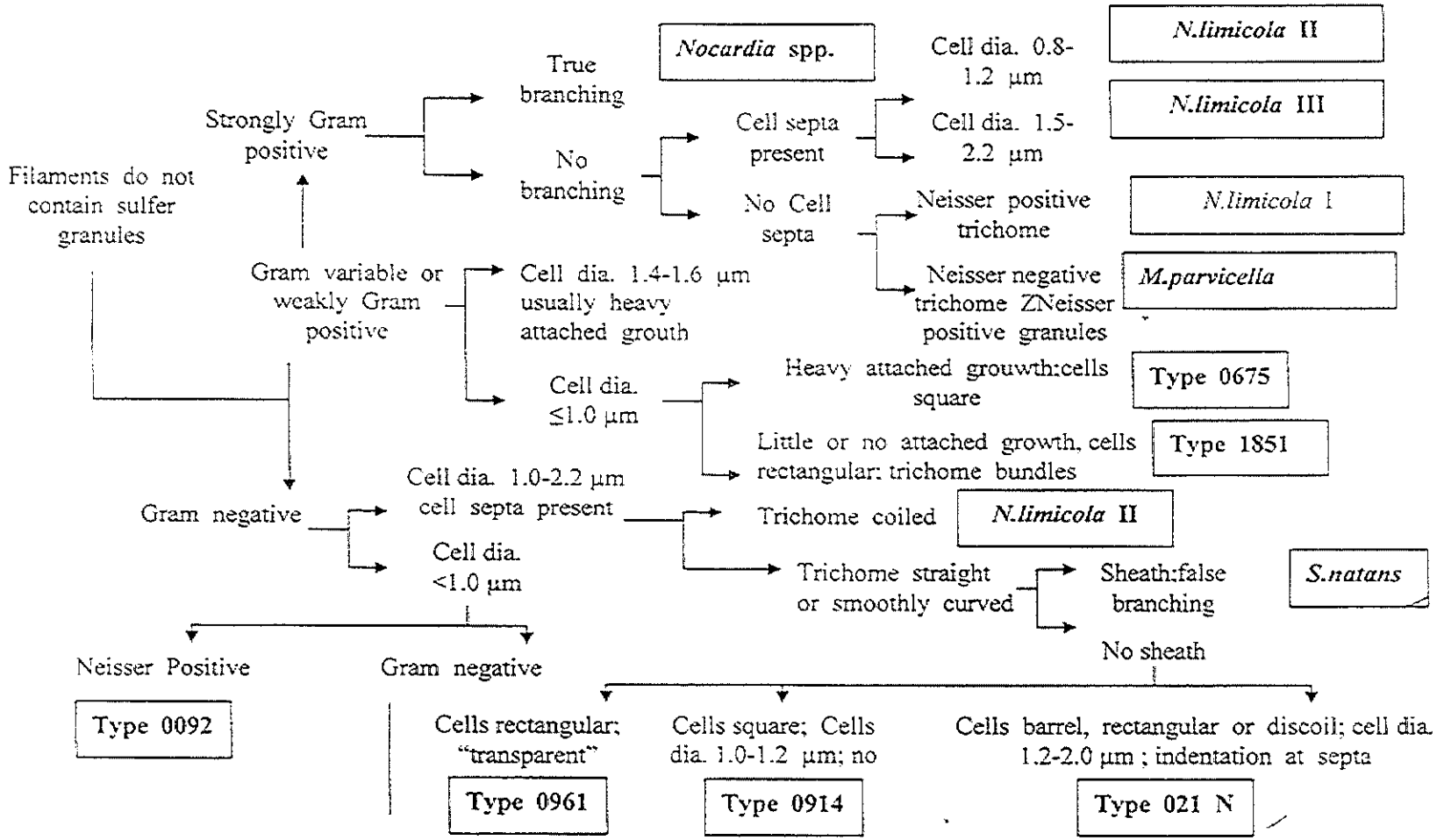


Figure 37. Dichotomous key for identification of filamentous bacteria organism in activated sludge (Jenkins, *et al., 1993)*

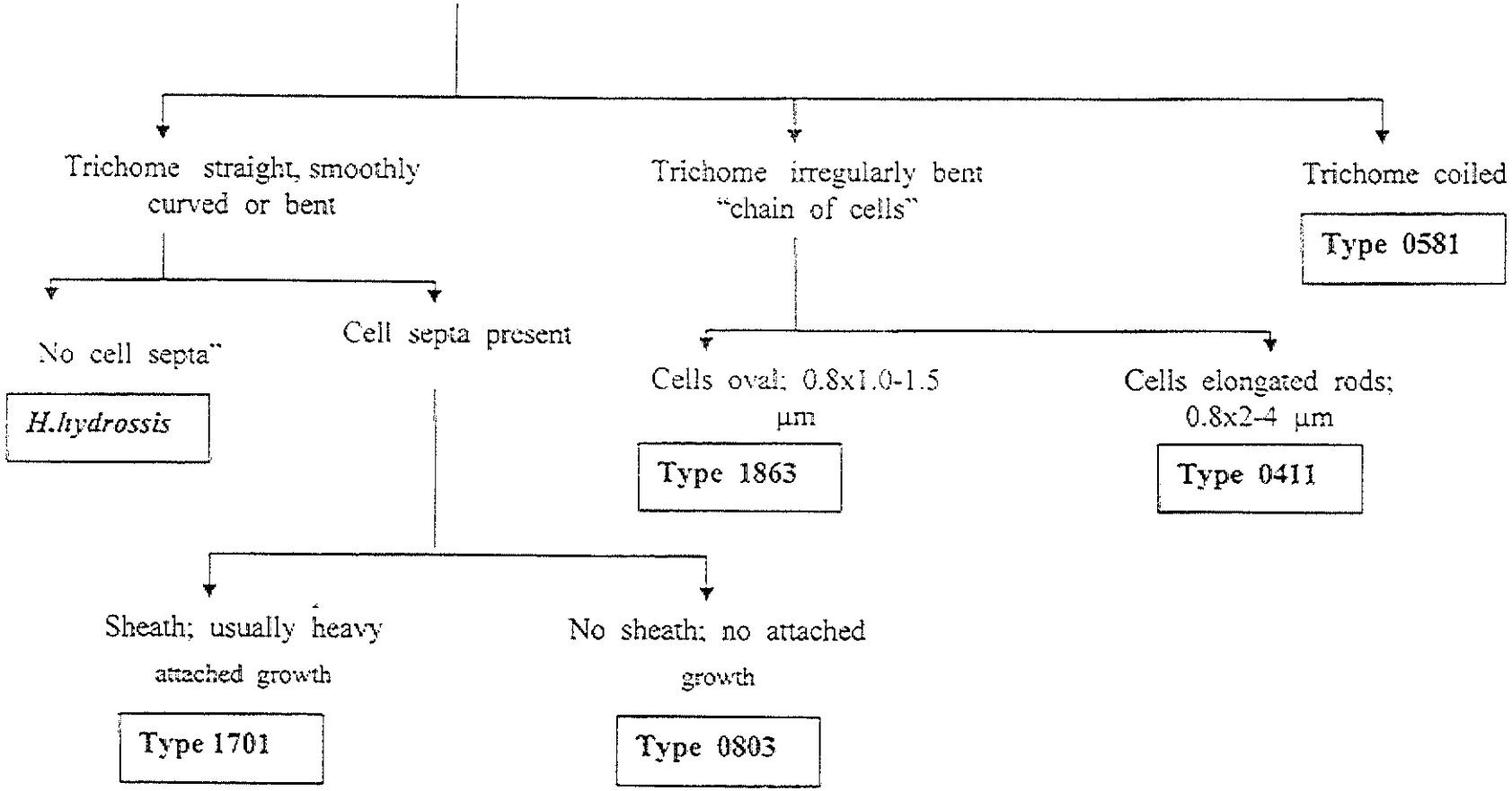


Figure 37. Dichotomous key for identification of filamentous bacteria organism in activated sludge (Jenkins, *et al., 1993)* (cont.)

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล นายป.จิรวัฒน์ จันทร์ทอง

รหัสประจำตัวนักศึกษา 5011020050

วุฒิการศึกษา

วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตรบัณฑิต (เทคโนโลยีชีวภาพ)	มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	2549

ทุนการศึกษา (ที่ได้รับในระหว่างการศึกษา)

- ทุนทักษะนักอุตสาหกรรมเกษตร คณะอุตสาหกรรมเกษตร มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

Janthong, P., Boonsawaeng, P. and Chevakidakarn, P. 2008. Effect of F/M ratio and pH on bulking sludge in activated sludge wastewater treatment of rubber Industry. Poster presentation at the 20thAnnual Meeting and International Conference of the Thai Society for Biotechnology. TSB 2008 : Biotechnology for Global Care" Taksila Hotel, Mahasarakhum, Thailand. 14th-17th October 2008.