

การทดสอบประสิทธิภาพถังกักพันธุ์เพื่อปรับปรุงระบบบำบัดแบบแอคทีเวเต็ดสลัดจ์ใน
โรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง

**Investigation of the Selectors for Improving Treatment Efficiencies of the Actual
Scale Activated Sludge Treatment System in Frozen Seafood Factory**

วริญุพา บุญยรัตพันธุ์

Warinyupa Boonyarattaphan

๑

เลขที่	TD 755 246 2551 ล. 2
Lib. Key	308694
	9 ก.ค. 2551

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of
Master of Science in Environmental Management**

Prince of Songkla University

2551

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การทดสอบประสิทธิภาพถังคัดพันธุ์เพื่อปรับปรุงระบบบำบัดแบบแเอคตี
เวเต็คสลัดจ์ใน โรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง


ผู้เขียน นางสาววรินยุพา บุญรัตน์

สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

คณะกรรมการสอบ

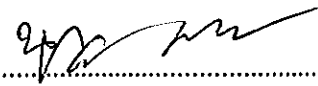

.....


.....ประธานกรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชิวกิตการ)

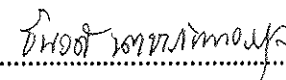
(รองศาสตราจารย์ ดร.วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม


.....กรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นุกูล อินทระสังขา)


.....

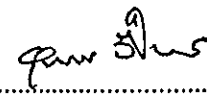

.....กรรมการ

(รองศาสตราจารย์ ดร.อุดมผล พิชนิไพบูลย์)

(ดร.ฉันทวี เตชะภัทวรกุล)


.....กรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชิวกิตการ)


.....กรรมการ

(รองศาสตราจารย์ ดร.อุดมผล พิชนิไพบูลย์)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยนี้เป็น
ส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการ
สิ่งแวดล้อม


.....

(รองศาสตราจารย์ ดร.เกริกชัย ทองหนู)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อวิทยานิพนธ์	การทดสอบประสิทธิภาพถังคัดพันธุ์เพื่อปรับปรุงระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ในโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง
ผู้เขียน	นางสาววรินยุพา บุญรัตน์พันธุ์
สาขาวิชา	การจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา	2551

บทคัดย่อ

ระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แบบดั้งเดิมในประเทศไทยเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ผู้ออกแบบมักกำหนดให้มีค่าออกซิเจนละลายในบ่อเติมอากาศสูงกว่า 2.0 มก./ล. อยู่ตลอดเวลา ซึ่งไม่เหมาะสมในทางเศรษฐศาสตร์และประสิทธิภาพการบำบัด เพราะจะทำให้เกิดปัญหาตะกอนยกตัว เนื่องจากเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในบ่อตกตะกอน ทำให้ค่าสารแขวนลอยของน้ำทิ้งมีค่าสูงเกินมาตรฐาน ผู้วิจัยจึงมีแนวคิดที่จะลดการเติมอากาศลง หากแต่อาจทำให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวจากจุลินทรีย์สายใยขึ้น การใช้ถังคัดพันธุ์จึงเป็นวิธีการหนึ่งที่ใช้แก้ปัญหา งานวิจัยครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของถังคัดพันธุ์ในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ เพื่อใช้ในการควบคุมปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวและปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ด้วยการควบคุมค่าออกซิเจนละลาย ซึ่งงานวิจัยนี้เป็นการทดลอง ณ ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง โดยได้มีการติดตั้งระบบควบคุมการเติมอากาศและใช้ถังคัดพันธุ์ขนาด 4 ลบ.ม. จำนวน 4 ถัง ควบคุมระยะเวลาการเก็บกักประมาณ 30 นาที แบ่งชุดการทดลองตามการเปลี่ยนแปลงรูปแบบการไหลของน้ำเสียได้ 2 รูปแบบคือ การเดินระบบแบบขนานและการเดินระบบแบบผสม ภายใต้การควบคุมค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายให้อยู่ในช่วง 0.3 – 3.3 มก./ล.

ผลการทดลองจากการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานร่วมกับระบบไร้อากาศแบบ UASB และระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ พบว่า มีประสิทธิภาพการบำบัด SS TCOD TN และ TP ร้อยละ 92.3 92.5 61.9 และ 15.7 ตามลำดับ ซึ่งมีประสิทธิภาพดีขึ้น เมื่อเทียบกับก่อนติดตั้งระบบถังคัดพันธุ์ แต่เมื่อเปรียบเทียบกับผลการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมร่วมกับระบบไร้อากาศแบบ UASB และระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ พบว่า มีเพียงประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และของแข็งแขวนลอยที่ดีขึ้น แต่ประสิทธิภาพการบำบัดด้านธาตุอาหารน้อยลงเมื่อเทียบกับก่อนติดตั้งระบบถังคัดพันธุ์

นอกจากนี้ เมื่อตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า ทั้ง 2 ชุดการทดลองมีการเปลี่ยนแปลงชนิดจุลินทรีย์สายใยจาก Type 0041 เป็น Type 1851 หากแต่การเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน

พร้อมกับการควบคุมการเติมอากาศ ทำให้ปริมาณและความชุ่มชื้นของจุลินทรีย์สายใยอันเป็นสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวลดลง อีกทั้งเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัด พบว่า การเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบขนาน ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมของระบบบำบัดมีประสิทธิภาพมากกว่าระบบที่ไม่มีถังคั้ดพันธุ์และระบบที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม

Thesis Title Investigation of Improvement Efficiencies for Actual Scale Activated Sludge Treatment System in Frozen Seafood Factory by Selector

Author Miss Warinyupa Boonyarattaphan

Major Program Environmental Management

Academic Year 2008

ABSTRACT

Conventional activated sludge processes (ASP) in Thailand were mostly designed for high dissolved oxygen (DO) concentrations, usually higher than 2 mg/L. They were not appropriate for both economic and removal capacities and might cause the rising sludge problem, due to denitrification occurring in the final settling tank. Later, the effluent SS concentration was higher than discharge standard. Researchers, therefore, had an idea to reduce the rates of aeration. However, this idea might led to the bulking sludge problem caused by filamentous bacteria. Using selector was one of the successful solutions. The main objection of this study was to study the efficiencies of the selector in the ASP for controlling the bulking sludge problem and improving the removal capacities of the ASP, by controlling aeration system. At the treatment plant of a representative frozen seafood factory, the aeration control system and 4 selectors (4 m³ each) were installed, with Hydraulic Retention Time (HRT) of 30 minutes (HRT of selector). The experiments were divided into 2 sets, parallel system and combined system (selector type). The controlled DO concentrations were varied from 0.3 to 3.3 mg/L.

The results showed that the parallel type of selectors, using with the UASB and ASP, gave the removal capacities of 92.3, 92.5, 61.9, and 15.7, for SS, TCOD, TN, and TP, respectively. Those capacities were improved when compared with the UASB and ASP, without installing the selectors. However, when compared with the combine type of selectors, only TCOD and SS were better than the UASB and ASP, without installing the selectors. The TN removal rate was worse than that.

After microscopic examination, both sets of experiment showed that selectors changed type of filamentous bacteria from type 0041 to be type 1851. From this study, the parallel type of

selectors, using with the UASB and ASP, gave the better total removal capacity, than the ASP with the combine type of selectors and without selectors.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดีเนื่องด้วยความกรุณาอย่างสูงจากบุคคล และหน่วยงานต่างๆ ซึ่งผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณคณะกรรมการที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ คือ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชิวภิกดาการ และรองศาสตราจารย์ ดร.อุดมผล พิชนิไพบูลย์ ในการเสียสละเวลาให้คำปรึกษา คำแนะนำ ให้ความเอาใจใส่ตรวจสอบแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ ตลอดจนข้อคิดเห็นที่เอื้อประโยชน์แก่ผู้วิจัยด้วยดีเสมอมา รวมถึงคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ คือ รองศาสตราจารย์ ดร. วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. นฤต อินทระสังขา และ ดร.ธันวดี เตชะภัททวรกุล ที่กรุณาให้ข้อเสนอแนะเพิ่มเติมอันเป็นประโยชน์ต่อวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ เพื่อให้วิทยานิพนธ์มีความสมบูรณ์มากยิ่งขึ้น ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณเป็นอย่างสูง

ขอขอบพระคุณ บริษัท ห้างเย็น โชติวัฒน์หาดใหญ่ จำกัด (มหาชน) ที่กรุณาเอื้อเพื่อข้อมูลและสถานที่ในการทดลองวิจัยเป็นอย่างดี และขอขอบพระคุณ ศูนย์ความเป็นเลิศแห่งชาติด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย ที่เอื้อเพื่อเครื่องมือและอุปกรณ์ที่เกี่ยวข้องในการทำวิทยานิพนธ์ครั้งนี้

ขอขอบพระคุณ สำนักงานคณะกรรมการอุดมศึกษา (สกอ.) สำหรับเงินทุนสนับสนุนโครงการวิจัย และขอขอบคุณ บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่สนับสนุนทุนในการทำวิทยานิพนธ์ในครั้งนี้

ขอขอบพระคุณ คุณลัดดา นิลรัตน์ นักวิทยาศาสตร์ภาคจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ ที่กรุณาให้ความช่วยเหลือและคำแนะนำในการใช้เครื่องมือในห้องปฏิบัติการ ขอขอบคุณ นักวิทยาศาสตร์ ศูนย์ปฏิบัติการด้านสิ่งแวดล้อม คณะการจัดการสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ให้ความช่วยเหลือด้านการใช้เครื่องมือในห้องปฏิบัติการ และให้คำแนะนำในการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ รวมทั้งเจ้าหน้าที่คณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่กรุณาให้ความช่วยเหลือและอำนวยความสะดวกในด้านต่างๆ ด้วยดีเสมอมา

ขอขอบคุณ คุณวรรณฤดี หวันเซ่ง (พี่บู๊ก) คุณชนวรรณ บุญมณี (พี่ริน) คุณอมรภักชอุทอง (พี่โย) คุณอิศรา รักงาม (เพื่อนอิศ) และคุณสมฤดี ฤทธิยากุล (เพื่อนนัท) รวมทั้งเพื่อนๆ พี่ๆ และน้องๆ ทุกคน ที่ให้การช่วยเหลือสนับสนุนและเป็นกำลังใจที่ดีเสมอมา

ณ โอกาสนี้ ขอขอบพระคุณสมาชิกทุกคนในครอบครัว ที่เป็นกำลังใจสนับสนุนการศึกษาในระดับปริญญาโทและการจัดทำวิทยานิพนธ์ในครั้งนี้ จนสามารถสำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี

วริญุพา บุญรัตพันธุ์

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	(8)
รายการตาราง	(10)
รายการตารางภาคผนวก	(13)
รายการภาพประกอบ	(17)
สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ	(23)
บทที่	
1 บทนำ	1
1.1 บทนำ	1
1.2 การตรวจเอกสาร	3
1.3 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	37
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	38
1.5 ขอบเขตงานวิจัย	38
2 วิธีการวิจัย	39
2.1 วิธีการดำเนินการวิจัย	39
2.2 วัสดุและอุปกรณ์	48
3 ผลและวิจารณ์ผลการวิจัย	53
3.1 การศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงานตัวอย่างก่อนมีการติดตั้งถังคักพันธุ	53
3.2 การศึกษาลักษณะน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุ	68
3.2.1 การศึกษาลักษณะน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุแบบขนาน	69
3.2.2 การศึกษาลักษณะน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุแบบผสม	96
3.2.3 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบ	119
ถังคักพันธุแบบขนานและผสม	
4 บทสรุปและข้อเสนอแนะ	137
4.1 บทสรุป	137
4.2 ข้อเสนอแนะ	140
บรรณานุกรม	141

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
ภาคผนวก	
ก. ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้งของระบบ บำบัดน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง	150
ข. การจำแนกชนิดของแบคทีเรียสายใยโดยใช้ Dichotomous Key	177
ค. การควบคุมค่า DO/ ORP แบบ Online	183
ง. ผลการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ	186
ประวัติผู้เขียน	189

รายการตาราง

ตาราง	หน้า	
1	ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานผลิตภัณฑอาหารทะเลในจังหวัดสงขลา	5
2	สาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอันเนื่องมาจากการเกิดกลุ่มของแบคทีเรียสายใย	15
3	ลำดับชั้นแสดงปริมาณแบคทีเรียสายใยอันเป็นสาเหตุของการเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว	15
4	การสำรวจแบคทีเรียสายใยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์	17
5	ลักษณะสัณฐานวิทยาของกลุ่มแบคทีเรียสายใย	21
6	ตัวอย่างของโรงบำบัดแบบต่าง ๆ ที่มีการปรับปรุงหรือเปลี่ยนแปลงจากข้อมูลการจำแนกชนิดของแบคทีเรียสายใย	22
7	ภาวะบรรทุกอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์และกลุ่มสิ่งมีชีวิตที่ตรวจพบ	25
8	ชนิดของแบคทีเรียสายใยที่สามารถควบคุมโดยดั่งคัดพันธุ์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ	37
9	พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ วิธีวิเคราะห์และเก็บรักษาตัวอย่างน้ำ	41
10	การวิเคราะห์พารามิเตอร์ ณ จุดเก็บตัวอย่าง (Onsite Parameter)	43
11	การวิเคราะห์พารามิเตอร์ ณ ห้องปฏิบัติการ	44
12	ชุดการทดลองต่าง ๆ ที่ออกแบบจากค่าพารามิเตอร์ที่เปลี่ยนแปลงได้	46
13	ลักษณะน้ำเสียรวมของโรงงานตัวอย่างก่อนมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์	54
14	ลักษณะน้ำเสียจากระบบ UASB จากโรงงานตัวอย่าง	56
15	ลักษณะน้ำเสียในถังปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน (DN) จากโรงงานตัวอย่าง	58
16	ลักษณะน้ำเสียในถังปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน (CN) จากโรงงานตัวอย่าง	59
17	ลักษณะน้ำเสียจากถังตกตะกอน จากโรงงานตัวอย่าง	64
18	ลักษณะน้ำเสียจากระบบบึงประดิษฐ์จากโรงงานตัวอย่าง	66
19	ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	70
20	ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	71

รายการตาราง (ต่อ)

ตาราง	หน้า
21 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	74
22 ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	77
23 ความเข้มข้นของฟอสฟอรัสทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	83
24 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	87
25 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	98
26 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	99
27 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	101
28 ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	104
29 ความเข้มข้นของฟอสฟอรัสทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	109
30 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	111
31 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบไร้อากาศแบบ UASB และระบบแเอ็คติวเต็ดสลัดจ์ที่ทำงานร่วมกับระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานและแบบผสม	120

รายการตาราง (ต่อ)

ตาราง	หน้า
32 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	122
33 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	123
34 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	125
35 ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	127
36 ปริมาณของแฉะแขวนลอยของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	132

รายการตารางภาคผนวก

ตารางผนวก	หน้า
1 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ก่อนการเดินระบบถังคัดพันธุ์	151
2 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ก่อนการเดินระบบถังคัดพันธุ์	152
3 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN ก่อนการเดินระบบถังคัดพันธุ์	153
4 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN ก่อนการเดินระบบถังคัดพันธุ์	154
5 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากถังตกตะกอนก่อนการเดินระบบถังคัดพันธุ์	155
6 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบึงประดิษฐ์ก่อนการเดินระบบถังคัดพันธุ์	156
7 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ในช่วงที่เดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน	157
8 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ในช่วงที่เดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน	158
9 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน	159
10 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน	160
11 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากถังตกตะกอนเมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน	161
12 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบึงประดิษฐ์เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน	162
13 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ในช่วงที่เดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม	163
14 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ในช่วงที่เดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม	164

รายการตารางภาคผนวก (ต่อ)

ตารางผนวก	หน้า
15 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN เมื่อเดินระบบถังคั้ด พื้นที่แบบผสม	165
16 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN เมื่อเดินระบบถังคั้ด พื้นที่แบบผสม	166
17 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากถังตกตะกอนเมื่อเดิน ระบบถังคั้ดพื้นที่แบบผสม	167
18 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบึงประดิษฐ์เมื่อ เดินระบบถังคั้ดพื้นที่แบบผสม	168
19 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ในช่วงที่ เดินระบบถังคั้ดพื้นที่แบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ	169
20 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ในช่วงที่เดินระบบถังคั้ดพื้นที่แบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ	169
21 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN เมื่อเดินระบบถังคั้ด พื้นที่แบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ	170
22 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN เมื่อเดินระบบถังคั้ด พื้นที่แบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ	170
23 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากถังตกตะกอนเมื่อเดิน ระบบถังคั้ดพื้นที่แบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ	171
24 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบึงประดิษฐ์เมื่อ เดินระบบถังคั้ดพื้นที่แบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ	171
25 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ในช่วงที่ เดินระบบถังคั้ดพื้นที่แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	172
26 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ในช่วงที่เดินระบบถังคั้ดพื้นที่แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติม อากาศ	172
27 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN เมื่อเดินระบบถังคั้ด พื้นที่แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	173

รายการตารางภาคผนวก (ต่อ)

ตารางผนวก	หน้า
28 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN เดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	173
29 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากถังตกตะกอนเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	174
30 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบึงประดิษฐ์เดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	174
31 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	175
32 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน	175
33 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม	176
34 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม ภายใต้การควบคุมการเติมอากาศและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	176
35 ผลการจำแนกชนิดแบคทีเรียสายใยที่พบในถังเติมอากาศ (ถัง CN) ก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	181
36 ผลการจำแนกชนิดแบคทีเรียสายใยที่พบในถังเติมอากาศ (ถัง CN) เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน	181
37 ผลการจำแนกชนิดแบคทีเรียสายใยที่พบในถังเติมอากาศ (ถัง CN) เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม	182
38 ค่าดัชนีปริมาณตะกอนของถัง CN เมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	187
39 ค่าดัชนีปริมาณตะกอนของถัง CN เมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	187
40 ค่าดัชนีปริมาณตะกอนของถัง CN เมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมโดยไม่ควบคุมการเติมอากาศ	187
41 ค่าดัชนีปริมาณตะกอนของถัง DN เมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	188

รายการตารางภาคผนวก (ต่อ)

ตารางผนวก	หน้า
42 ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนของถัง DN เมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์	188
43 ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนของถัง DN เมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม และควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม โดยไม่ควบคุมการเติมอากาศ	188

รายการภาพประกอบ

ภาพประกอบ	หน้า
1 กระบวนการผลิตผลิตภัณฑ์กึ่งแข็งเยือกแข็ง	4
2 ส่วนประกอบและการทำงานของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์	7
3 ลักษณะโครงสร้างของ Flocc ที่ได้รับผลจากแบคทีเรียสายใย	19
4 โปรรโตซัวและจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์	26
5 จุลินทรีย์ชนิดต่าง ๆ ที่พบในระบบเลี้ยงตะกอนตามระดับของ F/M และ SRT	26
6 ดั้งคักพันธุ์ (Selector) กับระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์	29
7 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์กับความเข้มข้นของสารอาหารที่จำกัดการเติบโต	30
8 ความสัมพันธ์ระหว่าง Flocc-Former และแบคทีเรียสายใย	31
9 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพของกระบวนการอีบีพีอาร์	32
10 จุลินทรีย์ในดั้งคักพันธุ์ประเภทต่าง ๆ	33
11 ระบบบำบัดน้ำเสียและจุดเก็บตัวอย่างของบริษัท ห้องเย็น โชติวัฒน์ขนาดใหญ่ จำกัด (มหาชน)	40
12 จุดเก็บตัวอย่างที่ 1	42
13 จุดเก็บตัวอย่างที่ 2	42
14 จุดเก็บตัวอย่างที่ 3	42
15 จุดเก็บตัวอย่างที่ 4	42
16 จุดเก็บตัวอย่างที่ 5	42
17 จุดเก็บตัวอย่างที่ 6	42
18 จุดเก็บตัวอย่างที่ 7	43
19 แบบจำลองรูปแบบของระบบดั้งคักพันธุ์ที่ใช้ในการศึกษา	50
20 ระบบดั้งคักพันธุ์ที่ถูกติดตั้ง ณ โรงงานตัวอย่าง	50
21 ระบบควบคุมการเติมอากาศ	52
22 ชนิดของสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ Higher Life Forms ที่พบมากในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง เมื่อตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ในช่วงเดือนมีนาคม ถึง เดือนมิถุนายน 2549	61
23 ลักษณะของแบคทีเรียสายใยที่ย้อม Gram Stain จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ก่อนติดตั้งดั้งคักพันธุ์	63

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า
24 ลักษณะของแบคทีเรียสายใยชนิด Type 0041 ที่ย้อม Neisser Strain จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ	63
25 การสเปรย์น้ำของถังตกตะกอน	65
26 ค่าออกซิเจนละลายของถัง DN และ CN เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคั้ดพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ (ตรวจวัดด้วยเครื่องมือวัดค่า pH และ DO ผลิตภัณฑ์ WTW รุ่น pH/Oxi 340i)	72
27 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ของถัง DN และ CN เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคั้ดพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ	72
28 ความเข้มข้นของซี โอดีทั้งหมด (TCOD) ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ	75
29 ความเข้มข้นของซี โอดีละลายน้ำ (SCOD) ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ	75
30 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่เข้าระบบฯและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ	78
31 อัตราการบำบัดไนโตรเจนในรูป $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ	79
32 การขนส่งสารประกอบไนโตรเจนภายในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง	79
33 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ และ $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคั้ดพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ	82

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า
34 ความเข้มข้นของ TP ของตัวอย่างน้ำเสียเข้าระบบและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ้	84
35 เปรียบเทียบปริมาณ MLSS ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ (ถัง DN, CN และตะกอนสูบกลับ) และถังคั้ดพันธุ้จากตัวอย่างน้ำเสียวันที่ 15 กันยายน พ.ศ.2549	88
36 ปริมาณ MLSS เปรียบเทียบกับค่า SV ₃₀ ของถัง CN (ถังเติมอากาศ) ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ้	89
37 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบ UASB ร่วมกับระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ้	89
38 ชนิดของสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ Higher Life Forms ที่พบมากในระบบ แเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง เมื่อเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนานทำการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ในช่วงเดือนสิงหาคม ถึง เดือนตุลาคม 2549	91
39 ลักษณะของแบคทีเรียสายใยที่พบในระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ก่อนและหลังเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนาน	91
40 ลักษณะของแบคทีเรียสายใยที่ย้อม Gram Stain จากระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ก่อนและหลังเดินระบบถังคั้ดพันธุ้	93
41 ค่าไฟฟ้าเฉลี่ยของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานตัวอย่างที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั้ดพันธุ้	95
42 ค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศ (ถัง CN) ในช่วงระยะเวลาที่ไม่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้เปรียบเทียบกับช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนาน	96
43 ค่าออกซิเจนละลายของถัง DN และ CN เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ้	99

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า	
44	ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ของถัง DN และ CN เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์	100
45	ความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม (น้ำออกจากถังตกตะกอน) เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์	102
46	ความเข้มข้นของซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม (น้ำออกจากถังตกตะกอน) เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์	102
47	ความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่เข้าระบบฯและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบ ถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ์	105
48	อัตราการบำบัดไนโตรเจนในรูป $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ์	106
49	ความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูป $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ์	107
50	การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ และ $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ของระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์	108
51	ความเข้มข้นของ TP ของตัวอย่างน้ำเสียเข้าระบบและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ์	110
52	ปริมาณ MLSS เปรียบเทียบกับค่า SV_{30} ของถัง CN ในระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์	112

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า	
53	ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบ UASB ร่วมกับระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกับถังคัฟพันธุ้แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัฟพันธุ้	113
54	ลักษณะของแบคทีเรียสายใยที่พบในระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ก่อนและหลังเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสม	114
55	ลักษณะของแบคทีเรียสายใยที่ย้อม Gram Stain จากระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ก่อนและหลังเดินระบบถังคัฟพันธุ้	116
56	ค่าไฟฟ้าเฉลี่ยของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานตัวอย่างที่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัฟพันธุ้	117
57	ค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศ (ถัง CN) ในช่วงระยะเวลาที่ไม่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้เปรียบเทียบกับช่วงระยะเวลาที่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสม	118
58	เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบไร้อากาศแบบ UASB และระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่ทำงานร่วมกับระบบถังคัฟพันธุ้แบบขนานและแบบผสม	120
59	ค่าออกซิเจนละลายของถัง DN และ CN เมื่อมีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับกรณีเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	123
60	ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ของถัง DN และ CN เมื่อมีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับกรณีเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	124
61	ความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดของตัวอย่างน้ำเสียที่เข้าระบบฯและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับกรณีเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	128

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า
62 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ และ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	129
63 ความเข้มข้นของ TP ของตัวอย่างน้ำเสียเข้าระบบและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	130
64 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบ UASB ร่วมกับระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	133
65 ชนิดของสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ Higher Life Forms ที่พบมากในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง เมื่อเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสมทำการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ในช่วงเดือนมกราคม ถึงเดือนกุมภาพันธ์ 2550	135
66 ลักษณะของแบคทีเรียสายใยที่พบในระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสม โดยไม่ควบคุมและควบคุมการเติมอากาศ	135
67 ลักษณะของแบคทีเรียสายใยที่ย้อม Gram Strain จากระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัฟั่นธุ์แบบผสม	136
68 Dichotomous Key ที่ใช้ในการจำแนกชนิดของแบคทีเรียสายใยในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์	178
69 แบบฟอร์มสำหรับการจำแนกชนิดแบคทีเรียสายใยในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์	179

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ

BNR	=	Biological Nutrient Removal
BOD ₅	=	Biochemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ต้องการใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ชนิดที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวเคมี หรือค่าความสกปรกของน้ำ นิยมใช้ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ระยะเวลา 5 วัน
CN	=	Complete Nitrification Tank คือ ถังปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน เป็นถังเติมอากาศของระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ของ โรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง
DN	=	Denitrification Tank คือ ถังปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน
DO	=	Dissolved Oxygen คือ ปริมาณออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำ ซึ่งเป็นปริมาณออกซิเจนที่เหลือจากการใช้ประโยชน์ของสิ่งมีชีวิต
EBPR	=	Enhanced Biological Phosphorus Removal คือ การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยเกิดขึ้นได้ในระบบที่มีการทำงานแบบแอนแอโรบิกสลับกับแอโรบิก ซึ่งสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่ากระบวนการทางชีวภาพปกติ
EQ	=	Equalization Tank คือ ถังปรับสภาพน้ำเสียที่ออกจากกระบวนการผลิต ก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด
F/M Ratio	=	Food to Microorganism Ratio คือ อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ โดยในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ หมายถึง ปริมาณสารอินทรีย์หรือบีโอดี (กก./วัน) ที่ป้อนเข้าถังเติมอากาศต่อจำนวนจุลินทรีย์ (กก.) ที่มีอยู่ในถังเติมอากาศ

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ (ต่อ)

HRT	=	Hydraulic Retention Time คือ ระยะเวลาการเก็บกักของน้ำในถังที่มีการไหลอย่างต่อเนื่อง มีค่าเท่ากับปริมาตร/อัตราการไหล
MLSS	=	Mixed Liquor Suspended Solids คือ ปริมาณหรือความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์
MLVSS	=	Mixed Liquor Volatile Suspended Solids คือ ปริมาณหรือความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายในตะกอนจุลินทรีย์
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	=	Ammonia Nitrogen คือ ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจน
$\text{NO}_3 - \text{N}$	=	Nitrate Nitrogen คือ ปริมาณของไนเตรตไนโตรเจน
ORP	=	Oxidation – Reduction Potential คือ ความต่างศักย์ที่ใช้ในการเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอนจากสารออกซิเดชันไปยังสารรีดักชัน
SBR	=	Sequencing Batch Reactor คือ ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพประเภทหนึ่ง มีการดำเนินงานแบบกะหรือวัฏจักร แต่ละวัฏจักรมีช่วงเวลาของการควบคุมสภาพแวดล้อมและการดำเนินงานต่าง ๆ เพื่อกำจัดสิ่งปะปนในน้ำเสีย
SCOD	=	Soluble Chemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในรูปที่ละลายน้ำได้ด้วยวิธีทางเคมี
SRT	=	Sludge Retention Time คือ อายุสัสดักหรือระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในถังเติมอากาศของระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสัสดัก ซึ่งมีความหมายเดียวกันกับ Sludge Age และ MCRT (Mean Cell Residence Time)

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ (ต่อ)

SS	=	Suspended Solids คือ ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ไม่ละลายน้ำ
SV ₃₀	=	Settled Volume คือ ปริมาตรของของแข็งหรือตะกอนจุลินทรีย์ที่จมตัวลงในภาชนะทดสอบภายในระยะเวลาที่กำหนด ในที่นี้กำหนด 30 นาที มีหน่วยเป็น มล./ล.
SVI	=	Sludge Volume Index คือ ดัชนีในการบอกสภาพความยากง่ายในการจมตัวของ MLSS จากถังเติมอากาศ มีหน่วยเป็น มล./ก.
TCOD	=	Total Chemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ทั้งในรูปที่ไม่ละลายน้ำและในรูปที่ละลายน้ำได้ด้วยวิธีทางเคมี
TKN	=	Total Kjeldahl Nitrogen คือ ปริมาณ ไนโตรเจนซึ่งเป็นผลรวมของแอมโมเนีย ไนโตรเจนและอินทรีย์ไนโตรเจน
TP	=	Total Phosphorus คือ ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดซึ่งประกอบด้วย ออร์โธฟอสเฟต คอนเดนส์ฟอสเฟตและอินทรีย์ฟอสเฟต
UASB	=	Upflow Anaerobic Sludge Blanket คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศชนิดหนึ่ง ที่สร้างเม็ดตะกอนในชั้นสลัดจ์ด้านล่างของถังและให้น้ำเสียไหลขึ้นผ่านชั้นสลัดจ์นี้
กก./วัน	=	กิโลกรัมต่อวัน
ก./ลบ.ม.	=	กรัมต่อลูกบาศก์เมตร เช่น ก.COD ละลาย/ลบ.ม. (กรัมซีไอคือละลายต่อลูกบาศก์เมตร)

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ (ต่อ)

ก./ก./วัน	=	กรัมต่อกรัมต่อวัน
กก./กก./วัน	=	กิโลกรัมต่อกิโลกรัมต่อวัน เช่น กก.บีโอดี/กก.MLSS/วัน (กิโลกรัมบีโอดีต่อกิโลกรัมความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ต่อวัน) และ กก.COD/กก.MLSS/วัน (กิโลกรัมซีโอดีต่อกิโลกรัมความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ต่อวัน)
มก./ล.	=	มิลลิกรัมต่อลิตร
มล./ก.	=	มิลลิลิตรต่อกรัม
มล./ล.	=	มิลลิลิตรต่อลิตร
ลบ.ม./วัน	=	ลูกบาศก์เมตรต่อวัน
มก./ก./ชม.	=	มิลลิกรัมต่อกรัมต่อชั่วโมง เช่น มก.O ₂ /ก. MLVSS/ชม. (มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อชั่วโมง)
วัน ⁻¹	=	ต่อวัน
lb บีโอดี/MLSS/วัน	=	ปอนด์ต่อบีโอดีต่อความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ต่อวัน

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำ

โรงงานอุตสาหกรรมในภาคใต้ส่วนใหญ่เป็นโรงงานประเภทแปรรูปผลิตภัณฑ์ทางการเกษตร อาทิ อุตสาหกรรมน้ำยางข้น ยางแท่ง อาหารแช่แข็ง อาหารกระป๋อง ปลาป่น เป็นต้น (สำนักงานอุตสาหกรรมจังหวัดสงขลา, 2547) โดยเมื่อทำการศึกษาข้อมูลแนวโน้มของปริมาณและมูลค่าการส่งออกของอุตสาหกรรมในกลุ่มอาหารทะเล พบว่า ในระหว่างปี 2543 – 2547 อุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งมีแนวโน้มดัชนีผลผลิตภาคอุตสาหกรรมการส่งออกสูงมาโดยตลอด (สำนักงานสถิติแห่งชาติ กระทรวงเทคโนโลยีและการสื่อสาร, 2547) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งมีความสำคัญและสร้างรายได้จำนวนมากให้กับประเทศ

หากแต่ในกระบวนการผลิตอาหารทะเลแช่แข็ง โดยเฉพาะในกระบวนการผลิตกุ้ง เนื้อแช่แข็งจะมีวัสดุเศษเหลือจากการผลิตและน้ำล้างจากขั้นตอนต่าง ๆ ในกระบวนการผลิตเกิดขึ้นจำนวนมาก โดยน้ำล้างส่วนใหญ่จากกระบวนการผลิตจะออกมาเป็นน้ำเสียสู่สิ่งแวดล้อมจากการสำรวจข้อมูล พบว่า โรงงานอุตสาหกรรมผลิตอาหารทะเลแช่แข็งที่มีกำลังการผลิตจากวัตถุดิบ 40 ตันต่อวัน จะปล่อยน้ำทิ้งซึ่งมีค่าบีโอดีในช่วง 1,000 – 5,000 มก./ล. ประมาณ 800 – 1,000 ลบ.ม./วัน ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับชนิดของผลิตภัณฑ์และปริมาณการผลิต (สุธี รัตนะ, 2545) ซึ่งน้ำทิ้งจากโรงงานอาหารทะเลจะประกอบไปด้วยอินทรีย์สารสูงเหมาะต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดการเน่าเสีย (ธนภัทร จิตตสัจจะ, 2539) ซึ่งจุลินทรีย์จะใช้ออกซิเจนไปในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ทำให้ออกซิเจนในน้ำลดลง (เปี่ยมศักดิ์ เหมนะเสวต, 2534) จึงจำเป็นต้องมีการปรับปรุงคุณภาพน้ำก่อนออกจากโรงงานอุตสาหกรรม เพื่อการอนุรักษ์และป้องกันแหล่งน้ำธรรมชาติ

ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งมีหลายประเภท โดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คทิเวเต็ดสตัคจ์หรือระบบเอเอสเริ่มเป็นที่นิยมมากขึ้นเนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลัก (สมทิพย์ คำนธิรวนิชย์และคณะ, 2541) และเป็นระบบที่ใช้เพื่อลดปัญหาการใช้ที่ดิน ลดปัญหากลิ่นจากระบบบ่อหมัก และเพิ่มประสิทธิภาพของการบำบัดจากเดิมที่ใช้ระบบบ่อซึ่งต้องใช้พื้นที่มากและประสิทธิภาพไม่สูงพอ แต่อย่างไรก็ตาม วิศวกรผู้ออกแบบมักจะกำหนดให้ระบบฯ มีค่าออกซิเจนละลายในบ่อสูงกว่า 2.0 มก./ล. อยู่ตลอดเวลา (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) โดยการ

เติมอากาศแบบคงที่ (ปริมาณอากาศคงที่) แต่ระบบการควบคุมการเติมอากาศแบบนี้ไม่เหมาะสมทั้งในเชิงเศรษฐศาสตร์ และทางด้านประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัด เพราะจะทำให้เกิดปัญหาตะกอนยกตัว (Rising Sludge Problem) เนื่องจากเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ในบ่อตกตะกอน ทำให้ค่าสารแขวนลอยของน้ำทิ้งมีค่าสูงเกินมาตรฐาน จึงมีการประยุกต์ใช้ระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเติมอากาศให้น้อยลง โดยอาจมีการติดตั้งระบบควบคุมการเติมอากาศเพื่อลดความเข้มข้นออกซิเจนละลายในบ่อเติมอากาศให้ต่ำกว่าค่าแนะนำในอดีต นอกจากนี้จะแก้ปัญหาเรื่องลดการเกิดตะกอนยกตัวแล้ว ยังเป็นการประหยัดพลังงานอีกด้วย หากแต่ความเข้มข้นของปริมาณออกซิเจนละลายน้ำต่ำจะทำให้เกิดความเสี่ยงในการเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว (Bulking Sludge Problem) ได้

สำหรับปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวนั้น เกิดขึ้นเนื่องจากจุลินทรีย์สายใย (Filamentous Bacteria) ที่มีการเจริญเติบโตเป็นจำนวนมาก ซึ่งเป็นปัญหาที่พบได้ทั่วไปในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ (Donaldson, 1932) ซึ่งปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้นนั้น เมื่อนำตะกอนจุลินทรีย์มาทดสอบเพื่อหาประสิทธิภาพในการตกตะกอน จะพบว่าตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอนได้น้อยและตะกอนไม่รวมตัวกันแน่น ส่งผลต่อค่าดัชนีปริมาตรตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge Volume Index, SVI) และตะกอนบางส่วนหลุดออกไปกับน้ำทิ้ง มีผลทำให้ค่าปริมาณสารแขวนลอยในน้ำทิ้งสูงขึ้น โดยสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้นจากจุลินทรีย์สายใย เมื่อนำตะกอนจุลินทรีย์มาตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ สามารถจำแนกชนิดและทราบปริมาณของจุลินทรีย์สายใยได้ จะทำให้ทราบถึงสถานะที่เอื้อต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยชนิดนั้น ๆ ซึ่งสามารถนำไปใช้แก้ปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวและเป็นการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียได้อีกทางหนึ่งด้วย มีงานวิจัยจำนวนมากที่เล็งเห็นถึงปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้น โดยพยายามหาสาเหตุที่แท้จริงรวมทั้งวิธีการในการป้องกันและแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว ซึ่งมีหลายวิธีการในการแก้ไขปัญหานี้ หากแต่มีเพียงบางวิธีการเท่านั้นที่จะทำให้เกิดตะกอนน้อยและลดการใช้พลังงานลงได้ โดยวิธีการหนึ่งที่ใช้ในการแก้ไขปัญหาคือการเลือกใช้อัฒคัพพันธุ์ (Selector) จึงเป็นทางเลือกอีกประการหนึ่งที่น่าสนใจในการแก้ไขปัญหาคือการเลือกใช้อัฒคัพพันธุ์ (Selector) จึงเป็นทางเลือกอีก

ดัฒคัพพันธุ์เป็นถังขนาดเล็ก (มีระยะเวลาการเก็บกักสั้น เมื่อเทียบกับถังเติมอากาศ) ที่มีค่าการบรรทุกสารอินทรีย์ (Loading) สูง เนื่องจากเป็นถังที่ยอมให้ตะกอนสูบลับรวมตัวกับน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ โดยสถานะที่มีภาระบรรทุกสูงนี้จะทำให้เกิดการคัดเลือกแบคทีเรียที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ และควบคุมการเจริญเติบโตของ

แบบที่เรียจจำพวกสายใย ช่วยแก้ปัญหาตะกอนหลุดล้นจากระบบได้ โดยในงานวิจัยนี้จะมีการติดตั้งระบบการควบคุมการเติมอากาศเพื่อลดการใช้พลังงานของโรงงานตัวอย่างและถังกัดพันธุ์จะถูกติดตั้งขึ้นเพื่อใช้ในการแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้นและเพื่อการปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์

ในงานวิจัยนี้ได้มีการติดตั้งถังกัดพันธุ์และติดตั้งระบบควบคุมการเติมอากาศ ณ โรงงานตัวอย่าง ในอดีตที่ผ่านมายังไม่มีการศึกษาใดที่สามารถแนะนำค่าที่เหมาะสมกับการประยุกต์ใช้ถังกัดพันธุ์มาใช้กับน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารทะเลได้ ดังนั้นการวิจัยนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อควบคุมปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่อาจเกิดขึ้น ภายใต้การควบคุมค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย เพื่อให้เกิดการใช้พลังงานอย่างมีประสิทธิภาพและคุ้มค่ารวมทั้งศึกษาความเป็นไปได้ในการนำถังกัดพันธุ์มาประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลซึ่งเป็นอุตสาหกรรมหลักของภาคใต้ตอนล่าง

1.2 การตรวจเอกสาร

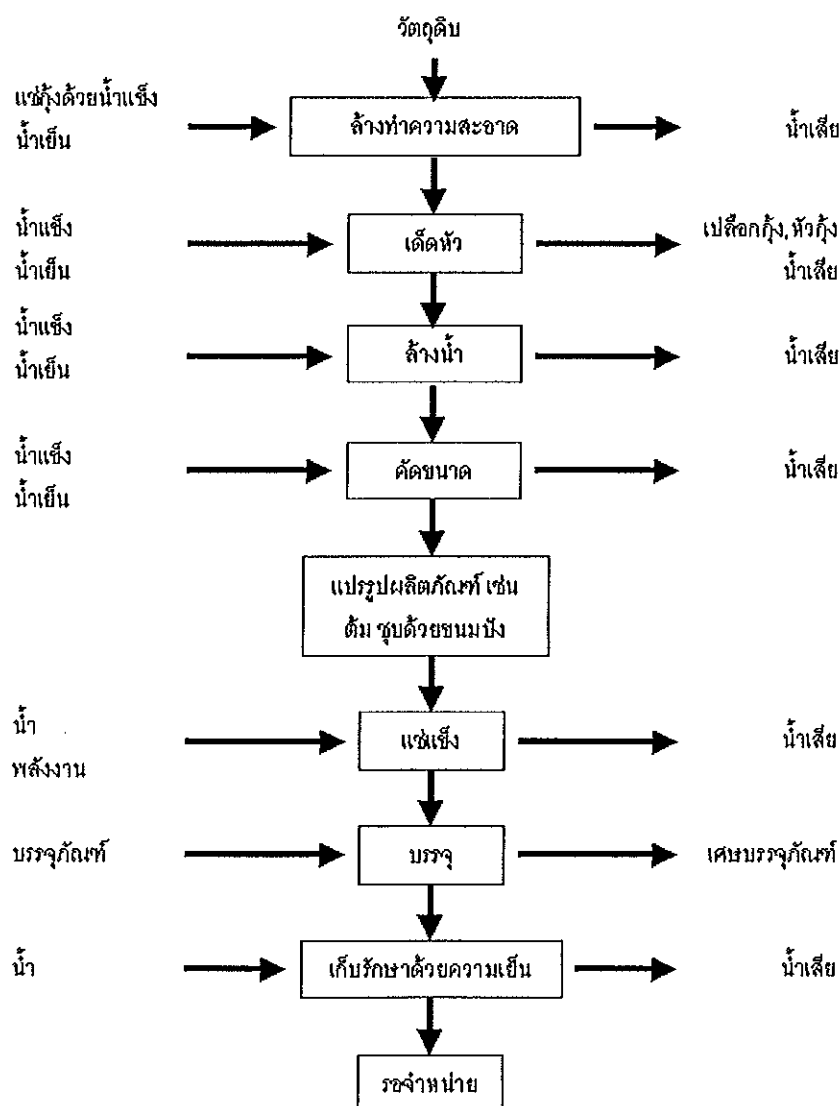
1.2.1 อุตสาหกรรมการผลิตของภาคใต้

โรงงานอุตสาหกรรมในภาคใต้ส่วนใหญ่เป็นโรงงานประเภทแปรรูปผลิตภัณฑ์ทางการเกษตร อาทิ อุตสาหกรรมน้ำยางข้น ยางแท่ง อาหารแช่แข็ง อาหารกระป๋อง ปลาป่น เป็นต้น (สำนักงานอุตสาหกรรมจังหวัดสงขลา, 2547) โดยเมื่อทำการศึกษาข้อมูลแนวโน้มของปริมาณและมูลค่าการส่งออกของอุตสาหกรรมในกลุ่มอาหารทะเล พบว่า ในระหว่างปี 2543 – 2547 อุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งมีแนวโน้มดัชนีผลผลิตภาคอุตสาหกรรมการส่งออกสูงมาโดยตลอด (สำนักงานสถิติแห่งชาติ กระทรวงเทคโนโลยีและการสื่อสาร, 2547) ซึ่งแสดงให้เห็นว่า อุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งมีความสำคัญและสร้างรายได้จำนวนมากให้กับประเทศ

1.2.2 กระบวนการผลิตของอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง

ในอุตสาหกรรมผลิตอาหารทะเลแช่เยือกแข็ง ส่วนใหญ่ใช้น้ำในการล้างทำความสะอาดวัตถุดิบและบริเวณโรงงาน นอกจากนี้ ยังใช้ในการผลิตน้ำแข็งเพื่อใช้ในกระบวนการผลิตและเก็บรักษาวัตถุดิบหรือผลิตภัณฑ์ ปริมาณการใช้น้ำของอุตสาหกรรมผลิตอาหารทะเลแช่เยือกแข็งแตกต่างกันในแต่ละโรงงานขึ้นอยู่กับการนำน้ำเวียนกลับมาใช้ประโยชน์ เช่น การนำน้ำหล่อเย็นมาใช้ล้างพื้น จากการศึกษาการใช้น้ำในอุตสาหกรรมผลิตอาหารทะเลของ U.S. Environmental Protection Agency (EPA) พบว่า มีปริมาณการใช้น้ำแตกต่างกันขึ้นอยู่กับชนิดของผลิตภัณฑ์ โดยกึ่งจะใช้น้ำในปริมาณที่มากที่สุด โดยแหล่งกำเนิดน้ำเสียมักเกิดขึ้นในกระบวนการล้างวัตถุดิบ การ

ทำความสะอาดพื้นและบริเวณที่ทำการผลิต การตัดแต่งวัตถุดิบ การละลายของน้ำแข็งและการนึ่ง หรือการต้มวัตถุดิบ (โครงการการพัฒนาศูนย์สิ่งแวดลอมเพื่อเพิ่มขีดความสามารถในการแข่งขันของอุตสาหกรรมไทย, 2549) ดังภาพประกอบ 1 ส่วนใหญ่น้ำล้างจากกระบวนการผลิตจะออกมาเป็นน้ำเสียสู่สิ่งแวดล้อม โดยโรงงานแปรรูปอาหารทะเลมีปริมาณน้ำทิ้งอยู่ระหว่าง 300 – 500 ลบ.ม./วัน (Prasertsan *et al.*, 1988) ซึ่งน้ำทิ้งจากโรงงานแปรรูปอาหารทะเลจะประกอบไปด้วยอินทรีย์สารสูงเหมาะต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่ก่อให้เกิดการเน่าเสีย (ธนภัทร จิตตสังจะ, 2539)



ภาพประกอบ 1 กระบวนการผลิตผลิตภัณฑ์กุ้งแช่เยือกแข็ง

ที่มา : โครงการการพัฒนาศูนย์สิ่งแวดลอมเพื่อเพิ่มขีดความสามารถในการแข่งขันของอุตสาหกรรมไทย (2549)

1.2.3 ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเล

อุตสาหกรรมอาหารทะเลเป็นอุตสาหกรรมที่มีความสำคัญ สามารถสร้างรายได้เข้าประเทศปีละหลายพันล้านบาท ซึ่งแหล่งแปรรูปอาหารทะเลส่วนใหญ่อยู่ในแถบภาคกลางและชายฝั่งทะเลทางภาคใต้ ในกระบวนการผลิตใช้น้ำค่อนข้างมาก ทำให้เกิดน้ำเสียในปริมาณมากด้วย โดยน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตอาหารทะเลแ่แข็งส่วนใหญ่มีองค์ประกอบของสารอินทรีย์สูง ซึ่งเกิดจากการปนเปื้อนของเศษวัตถุดิบจากกระบวนการผลิตและสิ่งสกปรกที่ปนเปื้อนมากับวัตถุดิบ ทำให้น้ำเสียมีค่าบีโอดี ปริมาณสารแขวนลอย และค่าน้ำมันและไขมันสูง (โครงการการพัฒนาดัชนีสิ่งแวดล้อมเพื่อเพิ่มขีดความสามารถในการแข่งขันของอุตสาหกรรมไทย, 2549) ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลแสดงดังตารางที่ 1

ตารางที่ 1 ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานผลิตภัณฑอาหารทะเลในจังหวัดสงขลา

โรงงาน	BOD ₅ (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	pH
โชติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิต	1,100 – 2,400	370.0	58.0	6.8 – 7.1
รอยัลแกนนิ่ง	2,000 – 3,400	384.0	31.0	6.9 – 7.3
ซีฮอร์ส	980 – 1,400	80.0	22.1	7.1 – 7.2
สงขลาแกนนิ่ง	600 – 1,900	109.8	24.3	6.5 – 7.8
แปซิฟิกแปรรูปสัตว์น้ำ	3,000 – 6,000	197.4	58.2	6.4 – 6.6

ที่มา : อุดมผล พิษณุไพบูลย์ และจรรยา อินทมณี (2534)

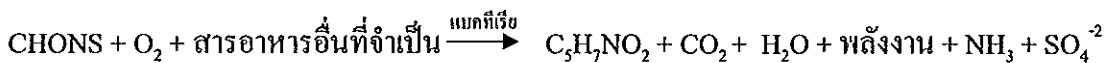
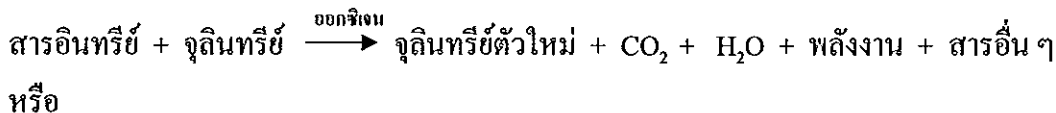
1.2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมอาหารทะเลแ่แข็ง

1.2.4.1 ระบบแ่คคิเวเต็ดสลัดจ์

ระบบแ่คคิเวเต็ดสลัดจ์ เป็นระบบที่นิยมใช้กันมากในประเทศไทย เนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลัก (สมทิพย์ คำนวณิชย์และคณะ, 2541) ซึ่งกระบวนการแ่คคิเวเต็ดสลัดจ์เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน โดยอาศัยสิ่งมีชีวิตพวกจุลินทรีย์ในการย่อยสลาย ดูดซับ หรือเปลี่ยนรูปของมลสารต่างๆ ที่มีอยู่ในน้ำเสียให้มีค่าความสกปรกน้อยลง (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545)

1.2.4.2 หลักการทำงานของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543)

ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์เป็นระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีวภาพที่อาศัยจุลินทรีย์ที่มีปริมาณมากพอสำหรับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จุลินทรีย์เหล่านี้จะลอยอยู่ในน้ำตะกอนของถังเติมอากาศ ซึ่งจะขยายพันธุ์เพิ่มปริมาณในลักษณะที่เรียกว่า การเจริญเติบโตแขวนลอย (Suspended Growth) โดยทั่วไปภายในถังเติมอากาศจะมีระบบกวน เพื่อให้จุลินทรีย์หรือน้ำสลัดจ์แขวนลอยอยู่ในถังเติมอากาศตลอดเวลาและทำให้สามารถควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ภายในระบบได้เป็นที่ต้องการ ดังนั้นจำเป็นต้องมีระบบแยกน้ำใสออกจากน้ำสลัดจ์ ซึ่งนิยมใช้ถังตกตะกอนทำหน้าที่แยกน้ำที่ออกจากน้ำสลัดจ์ เพื่อปล่อยน้ำทิ้งที่ใสไหลล้นออกจากถังตกตะกอน ส่วนบริเวณก้นถังตกตะกอนจะมีความเข้มข้นของน้ำสลัดจ์มาก ซึ่งมักจะนำกลับสู่ถังเติมอากาศเพื่อช่วยในการควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศได้ หากพบว่าระบบมีน้ำสลัดจ์มากเกินไปเกินความต้องการอาจสูบถ่ายไปบำบัดและกำจัดทิ้งต่อไป โดยหลักการทำงานของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์เป็นวิธีที่เลียนแบบธรรมชาติ ซึ่งเป็นปฏิกิริยาทางชีวเคมีที่เกิดขึ้น ในขณะที่ตัวจุลินทรีย์ได้ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จนได้ผลของปฏิกิริยาดังนี้



1.2.4.3 ส่วนประกอบของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ประกอบด้วยส่วนที่สำคัญ 3 ส่วน คือ (ดังภาพประกอบ 2)

1) ถังเติมอากาศ (Aeration Tank)

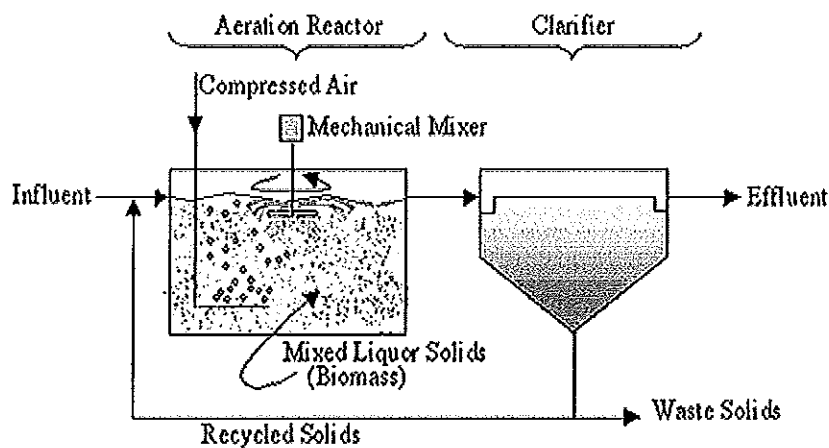
ทำหน้าที่รับน้ำเสียเข้าสู่ระบบ โดยภายในถังจะมีสลัดจ์เป็นจำนวนมากและมีสถานะแวดล้อมที่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน เช่น มีออกซิเจนละลาย ปริมาณสารอินทรีย์และ pH ที่เหมาะสม จุลินทรีย์จะทำการลดค่าสารอินทรีย์ในรูปแบบต่าง ๆ ด้วยการย่อยสลายให้อยู่ในรูปก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ

2) ถังตกตะกอน (Sedimentation Tank)

ทำหน้าที่แยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำที่บำบัดแล้ว โดยน้ำใสส่วนบนจะเป็นน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วทิ้งจากระบบ ส่วนสลัดจ์ที่แยกตัวอยู่ที่ก้นถังตกตะกอนส่วนหนึ่งจะถูกสูบกลับไปยังถังเติมอากาศเพื่อลดมลสารที่เข้ามาใหม่ อีกส่วนหนึ่งจะเป็นสลัดจ์ส่วนเกิน (Excess Sludge) ที่เป็นผลจากการเจริญเติบโตซึ่งจะต้องนำไปทิ้ง เพื่อรักษาอายุเฉลี่ยของจุลินทรีย์ (Mean Cell Residence Time, MCRT) ให้คงที่

3) ระบบสูบตะกอนย้อนกลับ (Return Sludge)

ทำหน้าที่สูบตะกอนจุลินทรีย์กลับไปยังถังเติมอากาศ เพื่อช่วยในการควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศให้เหมาะสมและเพียงพอต่อการทำลายสิ่งสกปรกในน้ำ



ภาพประกอบ 2 ส่วนประกอบและการทำงานของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์

ที่มา : www.iem.bham.ac.uk/environmental/agridiotis.htm

1.2.4.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545)

1) ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

สารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นอาหารของจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียจึงมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ ในกรณีที่อัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ (Food to Microorganism Ratio, F/M Ratio) สูง จำนวนจุลินทรีย์จะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนมีลักษณะกระจายอยู่ทั่วไป (Dispersed Growth) ไม่รวมตัวเป็นกลุ่มก้อนที่ดี เป็นผลให้

ตกตะกอนได้ไม่ดี น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจะมีความขุ่นและค่าบีโอดีเหลืออยู่สูง ในทางกลับกัน หาก F/M Ratio ต่ำ จำนวนจุลินทรีย์จะเจริญเติบโตได้น้อยลง จุลินทรีย์จะตกตะกอนได้รวดเร็วแต่ไม่สามารถจับส่วนเล็กๆ ลงมาได้หมด ทำให้น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วยังมีความขุ่นอยู่ ดังนั้น การควบคุมการทำงานที่ดีจึงต้องควบคุม F/M Ratio ในระบบให้มีค่าเหมาะสม

รูปแบบของกระบวนการแอ็คทิเวเต็ดสลัดจ์ สามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ประเภท ตามค่าของ F/M Ratio หรือภาระบรรทุกอินทรีย์ (Organic Loading) คือ อัตราการบำบัดสูง (High Rate) อัตราการบำบัดธรรมดา (Conventional Rate) และอัตราการบำบัดต่ำ (Low Rate หรือ Extended Aeration) โดยช่วงการทำงานตามค่า F/M Ratio คือ 0.5-2.0 0.2-0.5 และ 0.05-0.15 ต่อวัน ตามลำดับ

2) ธาตุอาหาร

จุลินทรีย์ต้องการธาตุอาหาร (Nutrient) ได้แก่ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและเหล็ก นอกเหนือไปจากสารอินทรีย์ต่างๆ ที่นำมาใช้เป็นพลังงาน โดยปกติแร่ธาตุเหล่านี้มีอยู่ครบในน้ำเสียชุมชน (Domestic Wastewater) แต่อาจมีไม่เพียงพอในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม การขาดธาตุอาหารที่สำคัญนี้ ทำให้จุลินทรีย์ที่สร้าง Floc เจริญเติบโตได้ไม่ดี และทำให้จุลินทรีย์สายใยเจริญเติบโตได้มากกว่า ซึ่งทำให้ตะกอนไม่จมตัวและอาจไหลปนออกมากับน้ำทิ้ง

โดยปกติจะควบคุมให้ค่าบีโอดี 100 กก. ต้องมีไนโตรเจน 5 กก. ฟอสฟอรัส 1 กก. และเหล็ก 0.5 กก. การเติมไนโตรเจนมักเติมในรูปของแอมโมเนียหรือยูเรีย ฟอสฟอรัสจะเติมในรูปของกรดฟอสฟอริก และเหล็กในรูปของเฟอร์ริกคลอไรด์ ในการเติมธาตุอาหารจะต้องสังเกตและวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำออกให้มีค่าแร่ธาตุต่างๆ เหลืออยู่เพียงเล็กน้อย การเติมธาตุอาหารที่มากเกินไป ความจำเป็น นอกจากเป็นการสิ้นเปลืองแล้ว ยังเป็นสารมลพิษทำลายสิ่งแวดล้อมอีกด้วย

3) ออกซิเจนละลาย

ในถังเติมอากาศ จะต้องมีค่าออกซิเจนละลายไม่ต่ำกว่า 2.0 มก./ล. ซึ่งปริมาณของอากาศหรือออกซิเจนที่ใช้เพื่อรักษาความเข้มข้นของออกซิเจนละลายนี้จะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ เมื่ออุณหภูมิของน้ำในถังเติมอากาศสูง จุลินทรีย์จะสามารถทำงานได้มากและออกซิเจนจะมีค่าการละลายอิมตัวต่ำ จึงทำให้ต้องการออกซิเจนมาก ในทางตรงกันข้ามถ้าอุณหภูมิของน้ำในถังเติมอากาศต่ำ ความต้องการการเติมอากาศเพื่อที่จะรักษาระดับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายจะน้อยกว่าที่อุณหภูมิสูง

4) ระยะเวลาในการบำบัด

ระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียในถังเดิมอากาศจะต้องมีมากเพียงพอที่จุลินทรีย์จะใช้ในการย่อยสลายมลสารต่างๆ หากระยะเวลาไม่เพียงพอมลสารประเภทสารที่ย่อยสลายยากจะถูกย่อยสลายได้ไม่หมด ทำให้มีค่าบีโอดีเหลืออยู่ในน้ำเสียมาก สำหรับระยะเวลาที่ใช้ในถังตกตะกอนชั้นที่สองก็เช่นเดียวกัน หากมีน้อยเกินไปก็จะทำให้ตกตะกอนได้ไม่ดี แต่ถ้านานเกินไปจะทำให้สลัดจ์ขาดออกซิเจนและเน่าได้

5) ค่าความเป็นกรด - ด่าง (pH)

ค่า pH มีผลต่อการทำงานของแบคทีเรีย โดยแบคทีเรียเจริญเติบโตได้ดีที่ค่า pH ระหว่าง 6.5-8.5 ถ้าค่า pH ต่ำกว่า 6.5 รา (Fungi) จะเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรีย ทำให้ประสิทธิภาพต่ำลงและตกตะกอนได้ไม่ดี ถ้าค่า pH สูงจะทำให้ฟอสเฟอรัสตกตะกอนผลึก (Precipitate) แยกออกจากน้ำ ทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ทำให้ระบบทำงานได้ไม่ดีเช่นกัน ส่วนกรณีที่ค่า pH ต่ำมากหรือสูงมาก จุลินทรีย์จะตายหมดไม่สามารถดำรงชีวิตต่อไปได้

6) สารพิษ

สารพิษแบ่งออกได้เป็น 2 ประเภท คือ แบบพิษเฉียบพลัน (Acute Toxicity) เช่น ไซยาไนด์ สารหนู ซึ่งจุลินทรีย์จะตายหมดในระยะเวลาสั้น สามารถสังเกตได้ง่ายเนื่องจากมีผลเกิดขึ้นรวดเร็ว และพิษแบบออกฤทธิ์ช้า (Chronic Toxicity) เช่น ทองแดงและโลหะหนักต่างๆ จุลินทรีย์สะสมเอาไว้ภายในเซลล์จนเกิดเป็นพิษและตายในที่สุด นอกจากนี้ ความเป็นพิษอาจเกิดจากสารอินทรีย์ก็ได้ เช่น แอมโมเนียที่มีค่าความเข้มข้นสูงเกิน 500 มก./ล. เป็นต้น

7) อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยสำคัญในการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ การเพิ่มอุณหภูมิขึ้นทุก 10 องศาเซลเซียส จุลินทรีย์จะเจริญเติบโตเพิ่มขึ้นเท่าตัว จนถึงอุณหภูมิประมาณ 37 องศาเซลเซียส จุลินทรีย์จะเจริญเติบโตได้น้อยลง แต่การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิของน้ำในระบบทำได้ยาก จึงต้องปรับค่าความเข้มข้นของตะกอนในถังเดิมอากาศให้มีค่าน้อยเมื่ออุณหภูมิอากาศสูง และเพิ่มความเข้มข้นขึ้นเมื่ออุณหภูมิต่ำลง

8) การกวน

ภายในถังเติมอากาศจะต้องมีการกวนอย่างทั่วถึง เพื่อให้จุลินทรีย์ได้สัมผัสกับน้ำเสียที่ส่งเข้ามาบำบัดและเพื่อให้สลัดจ์จับตัวกันเป็น Flocc ที่ดี การกวนที่ถูกต้องจะป้องกันไม่ให้น้ำเสียไหลลัดวงจร และทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารสูง การกวนที่สมบูรณ์ในถังเติมอากาศแบบกวนสมบูรณ์ (Completely Mixed) จะต้องมีค่าของแข็งแขวนลอย (Mixed Liquor Suspended Solid, MLSS) และค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายสม่ำเสมอทั่วทั้งถัง

9) อัตราการไหลของน้ำเสีย

การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลของน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบบำบัด มีผลโดยตรงต่อการทำงานของกระบวนการทางชีววิทยาและถังตกตะกอน หากน้ำเสียมีอัตราการไหลเพิ่มขึ้นมาก ระยะเวลาในการบำบัดน้อยลง ค่าสารอินทรีย์จะเพิ่มมากขึ้นและระยะเวลาในการตกตะกอนในถังตกตะกอนชั้นที่สองลดลง ทำให้ประสิทธิภาพการทำงานของระบบลดลง ส่วนอัตราการไหลที่น้อยเกินไปก็มีผลเสียเช่นเดียวกัน ดังนั้น ควรควบคุมให้มีการส่งน้ำเสียเข้ามาบำบัดอย่างสม่ำเสมอในอัตราที่ใกล้เคียงกับที่ได้ออกแบบไว้ เช่น อาจสร้างเป็นถังปรับสภาพ (Equalizing Tank) เป็นต้น

10) อายุตะกอน

อายุตะกอนหรือเวลากักพักของแข็ง (Sludge Retention Time, SRT) หมายถึงระยะเวลาเฉลี่ยที่จุลินทรีย์หมุนเวียนอยู่ในระบบ เป็นค่าที่สำคัญในการออกแบบและควบคุมการทำงานของระบบและมีความสัมพันธ์โดยตรงกับค่า F/M Ratio ซึ่งสามารถคำนวณได้จากสมการ

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

การควบคุมหรือเปลี่ยนแปลงค่าอายุตะกอนทำได้โดยการปรับอัตราการนำสลัดจ์ส่วนเกินไปทิ้ง หากนำไปทิ้งมากค่าอายุตะกอนก็จะลดลง และหากนำไปทิ้งน้อยค่าอายุตะกอนก็จะเพิ่มขึ้น นอกจากนี้การลดอายุตะกอนจะทำให้มีน้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ต้องนำไปทิ้งเพิ่มขึ้น เนื่องจากจุลินทรีย์มีอัตราการเจริญเติบโตสูงขึ้น ถ้าเพิ่มอายุตะกอนก็จะเกิดผลตรงข้าม โดยค่าอายุตะกอนของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แบ่งตามรูปแบบของกระบวนการได้ 3 ประเภทคือ อัตราการบำบัดสูง อัตราการบำบัดธรรมดาและอัตราการบำบัดต่ำ ควรมีค่าอายุตะกอนอยู่ในช่วง น้อยกว่า 3 วัน 5-15 วันและมากกว่า 20 วัน ตามลำดับ (มันสิน ตัณฑุเลวศม์, 2542)

1.2.4.5 ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์รูปแบบต่าง ๆ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

1) ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แบบ Conventional Activated Sludge

ในระบบประกอบด้วยถังเติมอากาศรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้า มีกระแสเข้าและกระแสเวียนกลับเข้าที่ปลายด้านหนึ่ง โดยถังปฏิกรณ์เรียกว่า ถังเติมอากาศแบบไหลผ่าน ใช้ตัวกระจายอากาศวางห่างกันระยะสม่ำเสมอตลอดความยาวด้านหนึ่งของผนังแต่ละถัง แต่ละตัวให้อากาศเท่านั้น ฟองอากาศที่เกิดขึ้นจะทำให้เกิดการไหลแบบ Spiral Flow การผสมแบบนี้จะทำให้สภาวะแวดล้อมของจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงไปตามจุดต่างๆ ความต้องการออกซิเจนจะมีมากที่จุดเข้าแล้วลดลงไปตามลำดับจนถึงจุดออก (ธีระ เกรอต, 2539) โดยในขณะที่มีการเติมอากาศจะเกิดการดูดซับ การรวมตะกอนและการเกิดออกซิเดชันสารอินทรีย์ภายในถัง ซึ่งระบบแบบนี้มีการเปลี่ยนแปลงค่าบีโอดีตลอดความยาวของถังเติมอากาศ คือ ช่วงแรกจะลดลงอย่างรวดเร็ว และลดลงอย่างช้าๆ จนถึงทางออกของถังเติมอากาศ ระบบนี้มีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีประมาณ 85 – 95% และมักใช้น้ำเสียชุมชนที่มีค่าบีโอดีต่ำ

2) ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แบบ Completely Mixed Activated Sludge

ลักษณะสำคัญของระบบแบบนี้ คือ จะต้องมียังเติมอากาศที่สามารถกวนให้น้ำและสลัดจ์ที่อยู่ในถังผสมเป็นเนื้อเดียวกันตลอดทั่วทั้งถัง ระบบแบบนี้สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว (Shock Load) ได้ดี เนื่องจากน้ำเสียจะกระจายไปทั่วถึงและสภาพแวดล้อมต่างๆ ในถังเติมอากาศก็มีค่าสม่ำเสมอทำให้จุลินทรีย์ชนิดต่างๆ มีลักษณะเดียวกันทั่วทั้งถัง (กรมควบคุมมลพิษ, 2547) โดยทางทฤษฎี พบว่า ถังแบบไหลตามกัน (Plug Flow) จะมีประสิทธิภาพดีกว่าแบบกวนสมบูรณ์ แต่ทางปฏิบัติมักไม่แตกต่างกัน ซึ่งระบบแบบนี้ค่าบีโอดีตลอดความยาวของถังเติมอากาศจะมีค่าเท่าๆ กัน ระบบนี้มีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีประมาณ 85 – 95% และมักใช้น้ำเสียทั่วไป สามารถรับน้ำเสียที่มีความสกปรกสูงได้ดี แต่มักเกิดจุลินทรีย์สายใยในระบบได้ง่าย

3) ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แบบ Contact Stabilization Activated Sludge

ลักษณะสำคัญของระบบแบบนี้ คือ จะแบ่งถังเติมอากาศออกเป็น 2 ถังอิสระจากกัน ได้แก่ ถังสัมผัส (Contact Tank) และถังย่อยสลาย (Stabilization Tank) โดยตะกอนที่สูบมาจากถังถึงตกตะกอนชั้นสองจะถูกส่งมาเติมอากาศใหม่ในถังย่อยสลาย จากนั้นตะกอนจะถูกส่งมาสัมผัสกับน้ำเสียในถังสัมผัส เพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ ในถังสัมผัสนี้ความเข้มข้นของสลัดจ์จะลดลงตามปริมาณน้ำเสียที่ผสมเข้ามาใหม่ น้ำเสียที่ถูกบำบัดแล้วจะไหลเข้าถังตกตะกอนที่สอง โดยน้ำใสจะถูกระบายออกจากระบบ ตะกอนก้นถังส่วนหนึ่งถูกสูบลับเข้าถังย่อยสลาย อีกส่วนหนึ่งนำไปทิ้ง ทำให้ระบบแบบนี้มีถังเติมอากาศเล็กกว่าระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ทั่วไป (กรมควบคุม

มลพิษ, 2547) ทำให้ระบบมีปริมาณสลัดจ์ที่เกิดขึ้นน้อยกว่า ระบบนี้มีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีประมาณ 80 – 90% และสามารถใช้น้ำเสี้ยวอุตสาหกรรมที่มีความสกปรกมากได้

4) ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แบบ Extended Aeration Activated Sludge

ระบบแบบนี้สามารถใช้แก้ไขเสีย 2 ประการของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แบบอื่นคือ ปริมาณตะกอนจำนวนมากที่ต้องทิ้งและความจำเป็นที่จะต้องควบคุมการทำงานของกระบวนการอย่างใกล้ชิด เริ่มแรกใช้เวลาพัก 24 ชั่วโมง และไม่ทิ้งตะกอนออกจากถังปฏิกรณ์ เมื่อ MLSS อยู่ในช่วง 5,000 – 7,000 ก./ลบ.ม. ซึ่งจะให้ค่าอายุตะกอนระหว่าง 20 – 30 วัน หากความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยในกระแสออกมากเกินไป จำเป็นต้องทิ้งตะกอนเป็นระยะ โดยตะกอนทิ้งจะถูกออกซิไดส์อย่างดีสามารถทิ้งโดยตรง ไม่ต้องบำบัดทางชีวเคมีอีก โรงบำบัดสำเร็จรูปส่วนมากใช้แนวความคิดนี้และใช้กันมากในระบบบำบัดในชุมชนเล็กๆ (ธีระ เกรอด, 2539) นิยมใช้กับปริมาณน้ำเสียไม่มาก (ไม่ควรเกิน 4,000 ลบ.ม./วัน) ระบบนี้ไม่จำเป็นต้องมีถังตกตะกอนแรก แต่ถังเติมอากาศจะมีขนาดใหญ่กว่าระบบอื่นๆ ซึ่งมักเป็นระบบถังแบบไหลตามกัน และมีประสิทธิภาพการกำจัด บีโอดีประมาณ 75 – 95%

5) ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แบบ Oxidation Ditch

ระบบนี้มีรูปแบบของถังเติมอากาศเป็นวงรีหรือวงกลม ทำให้น้ำไหลวนเวียนตามแนวยาว (Plug Flow) ของถังเติมอากาศและรูปแบบการกวนที่ใช้เครื่องเติมอากาศตีน้ำในแนวนอน (Horizontal Surface Aerator) โดยรูปแบบนี้มักเกิดสภาวะ Anoxic คือ สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนละลาย ทำให้ไนโตรเจนในโตรเจนถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน ทำให้ระบบสามารถบำบัดไนโตรเจนได้ (กรมควบคุมมลพิษ, 2547)

1.2.5 ปัญหาในการควบคุมการทำงานของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์

ปัญหาที่เกิดขึ้นในด้านการทำงานของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ สามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ส่วนใหญ่ๆ ดังนี้ (สมทิพย์ ด้านธีรวณิชย์และคณะ, 2541)

1.2.5.1 ถังเติมอากาศ

ปกติในถังเติมอากาศจะมีเครื่องเติมอากาศทำหน้าที่ในการเติมออกซิเจนให้แก่จุลินทรีย์เพื่อนำไปใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์และทำให้จุลินทรีย์สัมผัสกับน้ำเสียได้อย่างทั่วถึง จึงต้องมีการตรวจสอบถึงการกวนน้ำของเครื่องเติมอากาศให้การกวนน้ำผสมกันอย่างทั่วถึง หากพบว่า มีจุดใดที่มีลักษณะการไหลของน้ำผิดปกติ สามารถสังเกตได้ด้วยการวัดค่าปริมาณออกซิเจนละลายน้ำตรงบริเวณที่คาดว่ามีการไหลของน้ำผิดปกติ โดยทั่วไปจะควบคุมให้ออกซิเจนละลายน้ำมีค่าอยู่ระหว่าง 1 – 2 มก./ล.

1.2.5.2 ดังตกตะกอน

การวิเคราะห์ปัญหาที่เกิดขึ้นในดังตกตะกอน จำเป็นต้องนำน้ำตะกอนจุลินทรีย์ จากถังเติมอากาศมาทดสอบเพื่อหาประสิทธิภาพในการตกตะกอน โดยการนำน้ำตะกอนมาใส่ Imhoff Cone หรือกระบอกตวงขนาด 1 ลิตร สังเกตลักษณะการตกตะกอนและวัดปริมาณตะกอนที่ ตกภายในระยะเวลา 30 นาที นำมาคำนวณค่าดัชนีปริมาตรตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge Volume Index, SVI) โดยค่าปริมาตรตะกอนที่แสดงถึงการตกตะกอนได้ดีในดังตกตะกอนควรมีค่าอยู่ในช่วง 50-100 มล./ก. ลักษณะปัญหาที่พบบ่อยในดังตกตะกอน คือ บางส่วนของตะกอนจุลินทรีย์ไม่สามารถ ตกตะกอนได้หรือตกตะกอนได้ช้ามากและหลุดออกไปกับน้ำทิ้ง ทำให้น้ำทิ้งมีค่าบีโอดีสูงขึ้น เมื่อนำน้ำตะกอนจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศมาทดสอบ พบว่า ตะกอนคกซ้า น้ำส่วนบนขุ่นและมี ตะกอนเล็กๆ ลอยค้างอยู่ ทั้งนี้อาจมีสาเหตุจากปริมาณสารอินทรีย์เข้ามาในถังเติมอากาศมากเกินไปกว่าที่ระบบจะรับได้หรือมีปริมาณจุลินทรีย์น้อย ทำให้อายุตะกอนต่ำ (F/M Ratio มีค่าสูง) และ ตะกอนมีความหนาแน่นน้อย นอกจากนี้ ยังพบปัญหาตะกอนจุลินทรีย์ลอยขึ้นมากล้ายลูกคลื่นหรือ เป็นชั้นตลอดทั่วทั้งดังตกตะกอน เมื่อนำน้ำตะกอนมาทดสอบ พบว่า ตกตะกอนได้น้อยและตะกอน ไม่รวมตัวกันแน่น ซึ่งปัญหาที่เกิดขึ้นนี้เรียกว่า ปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว (Bulking Sludge Problem) อย่างไรก็ตาม Jenkins *et al.* (1993) ระบุว่า ปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอาจมีสาเหตุจาก ระบบบำบัดมีค่า F/M Ratio ต่ำ

1.2.6 ปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว (Bulking Sludge Problem)

ในระบบแเอ็คทีเวเต็ดคลด์ จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องโดยตรงกับการย่อยสลาย สารอินทรีย์ในระบบ เป็นแบคทีเรียที่สร้างอาหารเองไม่ได้แบบแเอโรบิก (Aerobic) และแฟคัลเททีฟ (Facultative) เนื่องจากความกดดันแบบเลือก (Selective Pressures) ที่เกิดจากการตกตะกอน กลุ่มแบคทีเรียที่คงอยู่ได้จะเป็นพวกที่สามารถจับกลุ่มได้และตกตะกอนได้ดี (ซีระ เกรอต, 2539) แต่หากตรวจสอบแล้วพบปัญหาตะกอนจุลินทรีย์ไม่จมตัว (Bulking Sludge) ตกตะกอนได้น้อย และตะกอนไม่รวมตัวกันแน่น โดยปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว อาจมีสาเหตุมาจาก (สมทิพย์ ด้านธีรวณิชและคณะ, 2541)

1. อายุของตะกอนต่ำ (F/M Ratio มีค่าสูง)
2. มีจุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใย (Filamentous Bacteria)
3. น้ำเสียขาดธาตุอาหารที่จำเป็น
4. ในถังเติมอากาศมีความเข้มข้นของปริมาณออกซิเจนละลายน้ำต่ำ
5. ค่า pH ในถังเติมอากาศไม่เป็นกลาง
6. มีสารอันตรายที่เป็นพิษเข้ามาในระบบโดยปะปนมากับน้ำเสีย

จากสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดจากในถังเติมอากาศมีความเข้มข้นของปริมาณออกซิเจนละลายน้ำต่ำนั้น จะมีผลต่อค่า F/M Ratio โดยทำให้ค่า F/M Ratio มีค่าต่ำลงด้วยซึ่งจะนำไปสู่การเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวจากจุลินทรีย์สายใย (Michael, 2003) แม้ว่าในระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์จะมีการควบคุม Organic Loading ที่แน่นอน แต่ก็สามารถพบจุลินทรีย์สายใยได้ จากศึกษาของ Terry and Richard (1985) พบว่าในระบบที่มีค่า pH ค่อนข้างเป็นกลางและปริมาณออกซิเจนละลายค่อนข้างสูง หากมีอัตรา Organic Loading ต่ำถึงปานกลาง (F/M Ratio อยู่ระหว่าง 0.03 – 0.20 lb บีโอดี/MLSS/วัน) จะพบ *Haliscomenobacter hydrossis* Type 0041 Type 0675 และ Type 0803 แต่หากระบบมี F/M Ratio อยู่ระหว่าง 0.24 – 0.51 lb บีโอดี/MLSS/วัน) จะพบ *Sphaerotilus natans* *Thiothrix* spp. Type 1701 และ Type 021N ในเซลล์ของ *Thiothrix* spp. *Beggiatoa* spp. และ Type 021N จะพบ Sulfur Granules ซึ่งสามารถบ่งบอกว่าระบบควรมีการลดสารประกอบอินทรีย์ (ซัลไฟด์) ลง นอกจากนี้ Hao *et al.* (1983) และ Lau *et al.* (1984) ได้ทำการศึกษาสิ่งมีชีวิต 2 ชนิด คือ Floc-Former และจุลินทรีย์สายใย พบว่า จุลินทรีย์สายใยจะอยู่ในสภาวะที่มีปริมาณออกซิเจนละลายต่ำ เช่น *S.natans* และ Type 1701 ส่วน Floc-Former จะเลือกอยู่ในสภาวะที่มีปริมาณออกซิเจนละลายเหมาะสม โดยถ้าปริมาณออกซิเจนละลายสูง จะทำให้ Floc-Former มีจำนวนมาก แต่ถ้าปริมาณออกซิเจนละลายต่ำ จะทำให้จุลินทรีย์สายใยมีจำนวนมาก

สาเหตุที่แตกต่างกันทำให้พบชนิดของจุลินทรีย์สายใยที่ต่างกันด้วย สามารถสรุปได้ดังตารางที่ 2 โดยปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้น Palm *et al.* (1980) และ Kappeler and Gujer (1994) กล่าวว่า เศษส่วนโดยปริมาตรของจุลินทรีย์สายใยที่ 1 – 20% เพียงพอที่ก่อให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวได้ แต่โดยปกติจุลินทรีย์สายใยในปริมาณที่น้อยมากๆ จะไม่ส่งผลกระทบต่อแบคทีเรียกลุ่มอื่นในระบบบำบัดน้ำเสีย แต่ยังคงทำให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว (Kaewpipat and Grady, 2002) มีงานวิจัยจำนวนมากที่สังเกตเห็นถึงปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยพยายามที่จะหาสาเหตุของปัญหา ซึ่งเหตุผลหนึ่งที่วิธีการแก้ปัญหาคือปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวไม่ประสบผลสำเร็จ อาจเนื่องมาจากไม่มีความสอดคล้องกับปริมาณแบคทีเรียที่ถูกต้อง ซึ่งมีงานวิจัยเสนอการจำแนกชนิดของจุลินทรีย์สายใยในตะกอนที่เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว (Eikelboom, 1977) โดยต้องมีการเรียนรู้และเข้าใจถึงสรีรวิทยาของจุลินทรีย์สายใย รวมทั้งลักษณะ โดยทั่วไปทางสัณฐานวิทยาของเซลล์จุลินทรีย์สายใยโดยการตรวจสอบตะกอนเพื่อจำแนกชนิดของจุลินทรีย์ที่เป็นสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว ซึ่งสามารถตรวจสอบตะกอนได้ด้วยกล้องจุลทรรศน์

ตารางที่ 2 สาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอันเนื่องมาจากการเกิดกลุ่มของจุลินทรีย์สายใย

สาเหตุของการเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว	ชนิดจุลินทรีย์ชนิดเส้นใยที่เป็นตัวชี้วัด
DO ต่ำ	Type 1701 <i>Sphaerotilus natans</i> <i>Haliscomenobacter hydrossis</i>
F/M Ratio ต่ำ	<i>Microthrix parvicella</i> <i>H. hydrossis</i> <i>Nocardia</i> spp. Type 021N 0041 0675 0092 0581 0961 และ 0803
น้ำเสียเน่าเกิดซัลไฟด์	<i>Thiothrix</i> spp. <i>Bergiatoa</i> spp. และ Type 021N
ขาดธาตุอาหาร	<i>Thiothrix</i> spp. <i>S.natans</i> Type 021N และอาจพบ <i>H. hydrossis</i> Type 0041 และ 0675
pH ต่ำ	Fungi

ที่มา : ธีระ เกรอต (2539)

นอกจากนี้ ระดับขั้นของการเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอันเนื่องมาจากจุลินทรีย์สายใย แบ่งออกได้เป็น 6 ระดับขั้นย่อย ดังแสดงในตารางที่ 3

ตารางที่ 3 ลำดับขั้นแสดงปริมาณจุลินทรีย์สายใยอันเป็นสาเหตุของการเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว

ลำดับขั้น	จำนวนจุลินทรีย์สายใย	ดัชนีปริมาตรตะกอนจุลินทรีย์ (มล./ ก.) (ค่าเฉลี่ย)
0	ไม่มี	60
1	จำนวนเล็กน้อย	70
2	จำนวนปานกลาง	100
3	จำนวนมาก	135
4	จำนวนมากที่สุด	265
5	จำนวนมากผิดปกติ	700

ที่มา : ATV working group 2.6.1. (1989)

ปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้นในถังเติมอากาศของระบบแอ่คทีเวเต้ดสตัคจ์ จากสถานะที่มีจุลินทรีย์สายใยมากเกินไป ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศไม่จับตัวกันเป็น Floc และเกิดการไม่จมตัวของตะกอนที่เรียกว่า Bulking (มันสิน คัณฑลเวศน์, 2542) ทำให้ความสามารถในการตกตะกอนลดลง เมื่อวัดด้วยค่า SVI แบบละลายน้ำ (Dilution Method) แล้วมีค่าดัชนีมากกว่า 150 มล./ก. จะถือว่ามีปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว ตามคำจำกัดความของ ATV working group 2.6.1 (1989) โดย Filamentous Bulking Sludge Problem มีสาเหตุสำคัญ ดังนี้ (ธีระเกรอต, 2539)

- ปัจจัยทั่วไป ได้แก่ ค่าอายุตะกอนและ F/M Ratio รูปแบบถังเติมอากาศ เป็นต้น
- ปัจจัยจำเพาะ ได้แก่ ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย ความเข้มข้นของธาตุอาหาร (ฟอสฟอรัส, ไนโตรเจน) ค่า pH ความเข้มข้นของซัลไฟด์ ธรรมชาติของสารอาหารอินทรีย์ เป็นต้น

จากปัจจัยข้างต้น ค่าอายุตะกอนเป็นปัจจัยสำคัญในการคัดพันธุ์จุลินทรีย์ จึงสามารถนำมาใช้ในการแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวได้ โดยช่วงอายุตะกอนของจุลินทรีย์แบบเส้นใยแต่ละชนิดแตกต่างกัน ดังนั้น การแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวจึงต้องพิจารณาช่วงอายุตะกอนจำเพาะแต่ละชนิดของแบคทีเรียเส้นใยที่ทำให้เกิดปัญหา นอกจากนี้ การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเส้นใยเติบโตได้ดีภายใต้สภาวะที่มีสารอาหารและออกซิเจนต่ำ แต่อย่างไรก็ตาม ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายไม่ควรต่ำกว่า 2.0 มก./ล โดย Jenkins *et al.* (1993) กล่าวว่า ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่ป้องกันการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเส้นใยที่เป็นตัวชี้สภาพที่ทำให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่มีสาเหตุมาจากค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำ เช่น จุลินทรีย์ชนิด *S. natan* จะเป็นฟังก์ชันของค่า F/M Ratio โดยที่ค่า F/M Ratio สูงๆ จะต้องมีค่าออกซิเจนละลายสูงด้วย โดยกรณีที่มีค่าออกซิเจนละลายและสารอาหารเพียงพอและค่า pH ใกล้เคียงความเป็นกลาง แต่ยังคงเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอยู่นั้น จำเป็นต้องหาวิธีการป้องกันและแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว

1.2.7 ความสัมพันธ์ระหว่างสัณฐานวิทยาและสรีรวิทยาของจุลินทรีย์

1.2.7.1 วิธีการทางจุลชีววิทยา

วิธีการศึกษากลุ่มสิ่งมีชีวิตทางจุลินทรีย์และการวิจัยถึงจุลินทรีย์สายใยที่มีผลทำให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว เป็นวิธีการหนึ่งเพื่อหาทางแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวโดย Identification Keys ถูกพัฒนาขึ้นมาเพื่อใช้ในการจำแนกสัณฐานวิทยาของจุลินทรีย์สายใย (Eikelboom, 1977 และ Jenkins *et al.*, 1984) อย่างไรก็ตามวิธีการนี้ยังมีข้อจำกัดในความน่าเชื่อถือของการระบุชนิดของแบคทีเรีย โดยความสัมพันธ์ระหว่างสรีรวิทยาของจุลินทรีย์สายใยและสภาวะ

ของระบบบำบัด (เช่น DO, F/M และอื่นๆ) รวมทั้งวิธีการควบคุมสภาวะต่างๆ ของระบบบำบัด (Strom and Jenkins, 1984) แสดงดังตารางที่ 5

นอกจากนี้ ยังมีการสำรวจจุลินทรีย์ชนิดเส้นใยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ เต็ดสลัดจ์ในประเทศต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 4 โดยการแพร่กระจายของจุลินทรีย์ประเภทนี้ สามารถเปลี่ยนแปลงไปตามลักษณะทางภูมิศาสตร์และฤดูกาลที่แตกต่างกัน

ตารางที่ 4 การสำรวจจุลินทรีย์สายใยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์

ทวีป/ประเทศ	จุลินทรีย์สายใยที่พบ
เอเชีย	
ญี่ปุ่น	Type 021 N NALO <i>S. natans</i> Type 0041/0675 และ <i>Thiothrix</i> sp.
ไทย	Type 021N 1701 0092 0041/0675
ยุโรป	
เดนมาร์ก, เยอรมัน, กรีซ และเนเธอร์แลนด์	<i>M. parvicella</i> Type 0041/0675 <i>N. limicola</i> และ Type 0092 0803 และ 0914

ที่มา : Blackbeard *et al.* (1986); Eikelboom *et al.* (1998) และ Mino (1999)

1.2.7.2 วิธีการทางสัตววิทยาและนิเวศวิทยา

จุลินทรีย์สายใยมีการเติบโตได้ใน 1-2 ทิศทาง ภายใต้สภาวะที่มีสารอาหารจำกัด ลักษณะทางสัตววิทยาที่ชัดเจนของจุลินทรีย์สายใยเป็นประโยชน์ในการแก่งแย่งสารอาหารกับสิ่งมีชีวิตที่มีการเจริญเติบโตรวดเร็วและแก่งแย่งได้ดีกว่า (Martins *et al.*, 2003) ซึ่งเกี่ยวข้องกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ชนิดเส้นใยที่มีจำนวนมากกับการกระจายตัวของสารอาหารภายในตะกอนจุลินทรีย์ (Floc) (Pipes, 1967; Sezgin *et al.*, 1978 และ Kappeler *et al.*, 1994) โดยลักษณะทางสัตววิทยาและนิเวศวิทยาสามารถบ่งบอกได้ว่า ภายใต้สภาวะที่ไม่เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวจุลินทรีย์สายใยก็สามารถพบได้ภายใน Floc แต่หากมีสารอาหารอย่างจำกัดจุลินทรีย์สายใยจะเจริญเติบโตออกมาจาก Floc อย่างรวดเร็ว Sezgin *et al.* (1978); Jenkins (1992) และ Parker *et al.* (1971) จึงแนะนำถึงการจำแนกชนิดของจุลินทรีย์สายใยอย่างถูกต้องจากโครงสร้างของ Floc ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ โดยระดับของจุลินทรีย์สายใยสามารถส่งผลต่อชนิดของ Floc โดย Sezgin *et al.* (1978) กล่าวถึง ชนิดของ Floc ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ มี 3 รูปแบบคือ

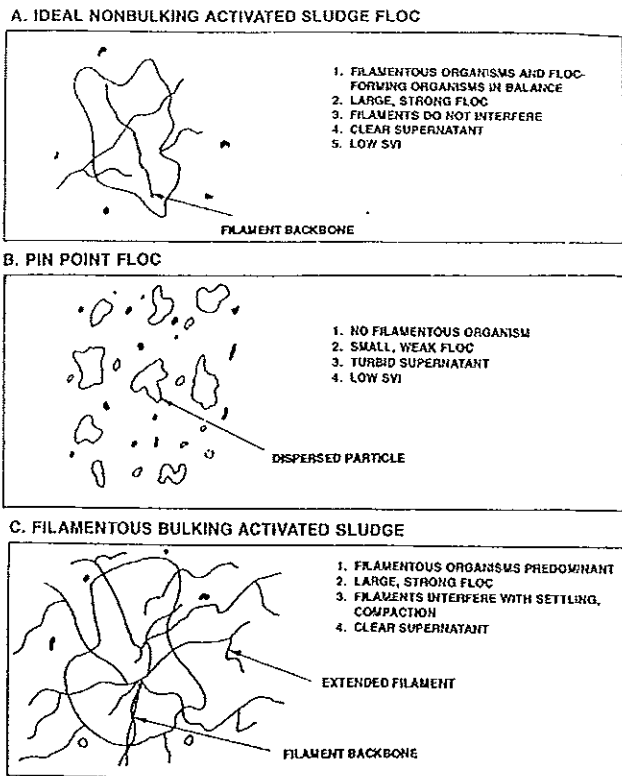
1) Ideal Flocculation คือ Flocculation ที่มีปริมาณของจุลินทรีย์สายใยและสิ่งมีชีวิตที่ทำให้เกิด Flocculation (Flocculation – forming Organism) เจริญเติบโตอย่างสมดุล โดยจุลินทรีย์สายใยเติบโตอยู่ใน Flocculation อย่างหนาแน่น มีจุลินทรีย์สายใยจำนวนน้อยที่ขึ้นออกมาจาก Flocculation แต่จะไม่มีผลเพียงพอต่ออัตราการตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสีย ดังภาพประกอบ 3 A โดยระบบบำบัดที่มีตะกอนในลักษณะนี้จะมีค่า SVI อยู่ในช่วง 80 – 120 มล./ก. ซึ่งจะทำให้น้ำในระบบมีความขุ่นน้อย

2) Pin Point Flocculation คือ Flocculation ที่มีจุลินทรีย์สายใยน้อยจนถึงไม่มีเลย Flocculation มีขนาดเล็กแต่เกาะกันอย่างหลวมๆ จึงสามารถแตกได้ง่ายในการกวนแบบปั่นป่วนในบ่อเติมอากาศ โดย Flocculation ที่มีขนาดใหญ่ แน่น จะตกตะกอนได้รวดเร็ว แต่ Flocculation ที่มีขนาดเล็กจะตกตะกอนได้ช้า ดังภาพประกอบ 3 B ระบบที่มีตะกอนในลักษณะนี้จะมีค่า SVI ต่ำ (น้อยกว่า 70 มล./ก.) ตะกอนจะฟุ้งกระจาย ทำให้น้ำที่ออกจากระบบขุ่นและมีปริมาณสารแขวนลอยสูง

3) Filamentous Bulking Activated Sludge คือ Flocculation ที่มีการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยอย่างหนาแน่นทั้งภายในและภายนอก Flocculation ซึ่งมีผลต่ออัตราการตกตะกอน ดังภาพประกอบ 3 C โดยระบบบำบัดที่มีตะกอนในลักษณะนี้จะมีค่า SVI สูง (มากกว่า 150 มล./ก) ทำให้ความเข้มข้นของตะกอนเวียนกลับและตะกอนทิ้งต่ำ

1.2.7.3 การจำแนกชนิดและลักษณะของจุลินทรีย์สายใย

หลักเกณฑ์สำคัญในการเข้าใจถึงลักษณะของตะกอนเบาไม่จมตัว ขึ้นกับการจำแนกชนิดของจุลินทรีย์สายใย Terry *et al.* (1985) ศึกษาการจำแนกชนิดและลักษณะของจุลินทรีย์สายใยในตะกอนของระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่เกิดปัญหา Bulking พบว่า จากตัวอย่างตะกอนพบจุลินทรีย์สายใยหลายชนิด โดยชนิดที่พบคือ Type 0041 (พบมากที่สุด), Type 1701, *H. hydrossis*, Type 021N, *Thiothrix* spp. และ *S. natans* ในการแยกชนิดจะใช้วิธีการย้อมสีที่เรียกว่า Axenic Strains สามารถจำแนกจุลินทรีย์สายใยได้หลายชนิด คือ *Thiothrix* spp., *Beggiatoa* spp., *S. natans*, Type 021N, Type 1701, Type 0041 และ Type 0803 โดยโภชนาการและลักษณะที่ต่างกันของแบคทีเรียมีความสำคัญต่อการจำแนกชนิด ซึ่งข้อมูลพื้นฐานทางสัตววิทยาอาจไม่เพียงพอที่ใช้ในการจำแนกชนิด นอกจากนี้ ยังมีวิธีการจำแนกชนิดและลักษณะของจุลินทรีย์สายใยในระดับโมเลกุลโดยมีวิธีการดังนี้



ภาพประกอบ 3 ลักษณะ โครงสร้างของ Floc ที่ได้รับผลจากจุลินทรีย์สายใย
ที่มา : Jenkins *et al.* (1993)

1) การจำแนกลักษณะของจุลินทรีย์โดยวิธีการระดับโมเลกุล (Molecular Methods)

Eikelboom (1977) ได้พัฒนา Identification Keys ขึ้นเพื่อใช้จำแนกชนิดจุลินทรีย์สายใยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอโรบิกแบบเติมอากาศ ซึ่งการจำแนกชนิดขึ้นอยู่กับลักษณะทางสัณฐานวิทยาและการตอบสนองของจุลินทรีย์สายใยต่อการย้อมสี โดย Identification Keys ถูกรวบรวมไว้ในคู่มือการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์ของ Jenkins *et al.* (1993) ซึ่งเป็นคู่มือที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในการอ้างอิงถึงการจำแนกชนิดของจุลินทรีย์สายใย อย่างไรก็ตาม วิธีการนี้ยังมีข้อจำกัดอยู่ในกรณีที่มีลักษณะทางสัณฐานวิทยาของจุลินทรีย์สายใย (เช่น S. natans, Type 1701, 0092 และ 0961) สามารถเปลี่ยนแปลงได้ตามสภาวะแวดล้อม (Buali *et al.*, 1989; Richard *et al.*, 1985 และ Seviour *et al.*, 1997) และมีความเป็นไปได้ที่สรีรวิทยาและการอนุกรมวิธานจะเปลี่ยนแปลงไป จึงมีการจำแนกลักษณะของจุลินทรีย์โดยวิธีการระดับโมเลกุลหรือ Molecular Methods

Molecular Methods เป็นการวิเคราะห์ DNA หรือ RNA ของแบคทีเรีย ซึ่งในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์มีการวิเคราะห์ 2 วิธีการคือ

1. วิธีการ Denaturing Gradient Gel Electrophoresis Analysis (DGGE)
2. วิธีการ Fluorescent *In Situ* Hybridisation (FISH)

จากการจำแนกชนิดด้วยวิธีการต่างๆ จะทำให้ทราบถึงชนิดของจุลินทรีย์สายใยที่เป็นสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว ซึ่งสามารถนำข้อมูลชนิดของจุลินทรีย์สายใยไปปรับปรุงเปลี่ยนแปลงและแก้ไขการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียในโรงบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ ได้ ดังตารางที่ 6

2) สรีรวิทยาของจุลินทรีย์สายใย

ในวิธีการระดับโมเลกุลที่เป็น Fluorescent *In Situ* Hybridisation หรือ FISH สามารถชี้ให้เห็นชนิดและปริมาณของจุลินทรีย์สายใยได้อย่างถูกต้อง แต่โดยทั่วไปวิธีการนี้ยังไม่สามารถบอกถึงความสัมพันธ์ระหว่างสัณฐานวิทยาและสรีรวิทยาของจุลินทรีย์สายใยได้ โดยปัญหาที่พบบ่อยคือ ข้อมูลทางสรีรวิทยาที่บ่งบอกถึงสัณฐานวิทยาของจุลินทรีย์สายใยเป็นข้อมูลเก่า ซึ่งอาจเป็นข้อมูลที่ไม่วัดได้ แต่สามารถใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานในการศึกษาถึงสรีรวิทยาและการอนุกรมวิธานแบคทีเรียได้ต่อไป

นอกจากจุลินทรีย์สายใยในตะกอนจุลินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์แล้วยังพบจุลินทรีย์อื่นๆ ที่อาศัยอยู่ใน Floc ได้อีกด้วย โดยจุลินทรีย์เหล่านี้สามารถบ่งบอกสถานะของถังเติมอากาศในระบบบำบัดได้ โดยลักษณะของ Floc มีความสำคัญไม่ว่าจะเป็น Floc ที่เกาะกันแน่นหรือ Floc ที่กระจาย สามารถบ่งบอกถึงความหลากหลายของแบคทีเรีย การพบจุลินทรีย์ที่มีลักษณะเฉพาะในการชี้วัดสถานะของระบบและการพบ Algae Protozoa และสิ่งมีชีวิตชั้นสูงอื่นๆ (Other Higher Life Forms) โดย Jenkins *et al.* (1993) กล่าวว่า ในการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกล้องจุลทรรศน์ มักพบสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูง ซึ่งชนิดของสิ่งมีชีวิตที่พบจะมีความสัมพันธ์กับการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียและคุณภาพน้ำทิ้ง นอกจากนี้ ยังสามารถใช้ในการประเมินความเป็นพิษได้อีกด้วย

ตารางที่ 5 ลักษณะพื้นฐานวิทยาของกลุ่มจุลินทรีย์สายใย

กลุ่มจุลินทรีย์	ลักษณะสำคัญ	การควบคุม
Low DO Aerobic Zone Growers (<i>S. natans</i> , Type 1701, <i>H. hydroxissis</i>)	มีการย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็ว เดิมโตภายใต้สภาวะที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำและช่วงอายุตะกอนต่ำถึงสูง	Aerobic Anoxic หรือ Anaerobic Plug-Flow Selector ; เพิ่มค่าอายุตะกอนและความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศ (> 1.5 มก./ล.)
Mixotrophic Aerobic Zone Growers (<i>Thiothrix</i> sp., Type 0211N)	มีการย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็ว โดยเฉพาะกรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ พบแบคทีเรียกลุ่มนี้ในระบบที่มีช่วงอายุตะกอนปานกลางถึงสูง โดยจะพบ Sulphur Granules ภายในเซลล์	Aerobic Anoxic หรือ Anaerobic Plug-Flow Selector ; เพิ่มธาตุอาหารและลดซัลไฟด์
Other Aerobic Zone Growers (Type 1851, <i>N. limicola</i> spp.)	มีการย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็ว พบแบคทีเรียกลุ่มนี้ในระบบที่มีช่วงอายุตะกอนปานกลางถึงสูง	Aerobic Anoxic หรือ Anaerobic Plug-Flow Selector ; ลดค่าอายุตะกอน
Aerobic, Anoxic, Anaerobic Zone Growers (<i>M. parvicella</i> , Type 0092, Type 0041/0675)	พบมากในระบบที่มีสภาวะ Anaerobic-Anoxic-Aerobic และระบบที่มีช่วงอายุตะกอนสูงและสามารถเจริญเติบโตบนอนุภาคตะกอนบนผิวน้ำได้	ยังไม่มีการแก้ไขที่ชัดเจน อาจมีการกำจัดอนุภาคบนผิวน้ำออกและความเข้มข้นของออกซิเจนสูง (1.5 มก./ล.) และความเข้มข้นของแอมโมเนียต่ำ (<1 มก./ล.)

ที่มา : Wanner *et al.* (1989) และ Jenkins *et al.* (1993)

ตารางที่ 6 ตัวอย่างของโรงบำบัดแบบต่างๆ ที่มีการปรับปรุงหรือเปลี่ยนแปลงจากข้อมูลการจำแนกชนิดของจุลินทรีย์สายใย

ประเภทของระบบบำบัด : น้ำเสียที่บำบัด	จุลินทรีย์สายใย สาเหตุของปัญหา ตะกอนเบาไม่จมตัว	การเปลี่ยนแปลง ระบบฯและ/หรือ การออกแบบ	ผลที่ได้รับ
ระบบบำบัด 1 : น้ำเสียชุมชนและน้ำเสียจาก การผลิตผลไม้	<i>Thiothrix</i> spp. Type 1701	- เพิ่มปริมาณ แอมโมเนีย - เพิ่มการเติมอากาศ	- <i>Thiothrix</i> spp. ถูก กำจัด, Type 1701 เหลืออยู่ - Type 1701 ลดลง และระบบกลับสู่ สภาวะปกติ
ระบบบำบัด 2 : น้ำเสียจากการทำเยื่อกระดาษ	<i>H. hydrossis</i> Type 0803	- เพิ่มการเติมอากาศ - เพิ่มตะกอนสูบ กลับ	- <i>H. hydrossis</i> ถูก กำจัด - Type 0803 ถูกกำจัด ระบบกลับสู่สภาวะ ปกติ
ระบบบำบัด 3 : น้ำเสียชุมชน (a) ฤดูหนาว	Type 1701	- เพิ่มการเติมอากาศ	- Type 1701 ถูกกำจัด และระบบกลับสู่ สภาวะปกติ
(b) ฤดูร้อน (มี F/M Ratio ต่ำลง จากปฏิกิริยา Nitrification)	<i>M. parvicella</i>	- เพิ่มตะกอนสูบ กลับ	- <i>M. parvicella</i> ถูก กำจัดและระบบกลับ สู่สภาวะปกติ

ตารางที่ 6 ตัวอย่างของโรงบำบัดแบบต่าง ๆ ที่มีการปรับปรุงหรือเปลี่ยนแปลงจากข้อมูลการ
จำแนกชนิดของจุลินทรีย์สายใย (ต่อ)

ประเภทของระบบบำบัด : น้ำเสียที่บำบัด	จุลินทรีย์สายใย สาเหตุของปัญหา ตะกอนหนาไม่จมตัว	การเปลี่ยนแปลง ระบบฯและ/หรือ การออกแบบ	ผลที่ได้รับ
ระบบบำบัด 4 : น้ำเสียชุมชนรวมกับน้ำเสีย จากโรงงานอุตสาหกรรม	Type 0675 Type 0041	- เปลี่ยนรูปแบบการ 'ไหลเป็นการไหล ทางเดียว (Plug Flow)	- Type 0675 และ Type 0041 ลดลง และระบบกลับสู่ สภาวะปกติ
ระบบบำบัด 5 : น้ำเสียชุมชนรวมกับน้ำเสีย จากโรงงานอุตสาหกรรม; ออกซิเจนในระบบเอเอส (DO Uptake เริ่มที่ 200 มก. O ₂ /ก. VSS, ชม.)	Type 1701	- เพิ่มปริมาณ ออกซิเจนละลาย จาก 10-12 มก./ล. เป็น 16-20 มก./ล. ในถังเติมอากาศถัง แรก	- Type 1701 ถูกกำจัด และระบบกลับสู่ สภาวะปกติ
ระบบบำบัด 6 : น้ำเสียชุมชนรวมกับน้ำเสีย จากการทำเยื่อกระดาษและ อุตสาหกรรมอื่น	Type 1851 และ <i>N.limicola</i> II , Type 0675 และ 0041	- ติดตั้งถังคัดพันธุ์ แบบแอโรบิก	- ความชุกชุมของ จุลินทรีย์สายใย ลดลง ระบบกลับสู่ สภาวะปกติและมี การเปลี่ยนแปลง ชนิดแบคทีเรีย สายใยเป็น Type 0675 และ 0041

ดัดแปลงจาก : Jenkins *et al.* (1993)

การจำแนกชนิดของ Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูง ตามลักษณะการเคลื่อนที่ได้ จากตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอคทิเวเต็ดสลัดจ์สามารถแบ่งกลุ่มสิ่งมีชีวิตที่ตรวจพบได้ 6 กลุ่ม ดังต่อไปนี้ (Jenkins *et al.*, 1993)

- **Flagellates**

มีรูปร่างรูปไข่หรือรูปร่างยาวเรียว มีขนาดเล็ก (5 - 20 μm) มี Flagellae ช่วยในการเคลื่อนที่ ชนิดที่พบในระบบแเอคทิเวเต็ดสลัดจ์จะดูดซึมสารอินทรีย์เป็นอาหาร ซึ่งสามารถเป็นตัวชี้วัดถึงความต้องการปริมาณสารอินทรีย์หรือค่าบีโอดีในระดับสูง

- **Amoebae**

มีรูปร่างไม่แน่นอนเปลี่ยนแปลงได้ทั้งขนาดและรูปร่าง (10 – 200 μm) เคลื่อนที่โดยใช้เท้าเทียม (Pseudopodia) โดยจะมีบาใช้สารอินทรีย์เป็นอาหารและสามารถทนทานต่อสภาวะที่มีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำ

- **Free - swimming Ciliates**

รูปร่างกลมถึงรูปไข่ (20 – 400 μm) เคลื่อนที่โดยใช้ Cilia โปรโตซัวกลุ่มนี้มักพบภายใต้สภาวะการเกิดตะกอนที่ดีและบ่งชี้ถึงการทำงานที่ดีของระบบแเอคทิเวเต็ดสลัดจ์

- **Attached Ciliates**

มักพบโปรโตซัวแบบนี้โดยมีส่วนที่ยื่นติดกับ Floc เป็นส่วนที่เรียกว่า "Stalk" บางชนิดโปรโตซัว 1 ตัวต่อ Stalk 1 ก้าน แต่บางชนิดก็อยู่กันเป็นกลุ่ม โดยโปรโตซัวในกลุ่มนี้มักเป็นตัวบ่งชี้ถึงสภาพการทำงานที่เสถียรของระบบแเอคทิเวเต็ดสลัดจ์และบางชนิดสามารถใช้ในการบ่งชี้อายุตะกอน

- **Rotifers**

มีรูปร่างที่หลากหลาย มีขนาดค่อนข้างใหญ่ (50 – 500 μm) และมีโครงสร้างที่ซับซ้อนกว่าโปรโตซัว ส่วนใหญ่จะเคลื่อนที่ได้และติดกับ Floc หากพบ Rotifers อาจบ่งบอกได้ถึงช่วงอายุตะกอนอย่างกว้างๆ

- **Higher Invertebrates**

เป็นสิ่งมีชีวิตจำพวก Nematode และ Annelid โดย Nematode มักพบในระบบที่มีอายุตะกอนสูงเท่านั้น ในขณะที่ Annelid จะพบได้ในระบบ

แอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ที่มีการบำบัดใน โครเจนและเป็นสิ่งมีชีวิตที่ไวต่อความเป็นพิษของแอมโมเนีย กลุ่มสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูง ที่ตรวจพบมีความสัมพันธ์กับการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ ดังตารางที่ 7

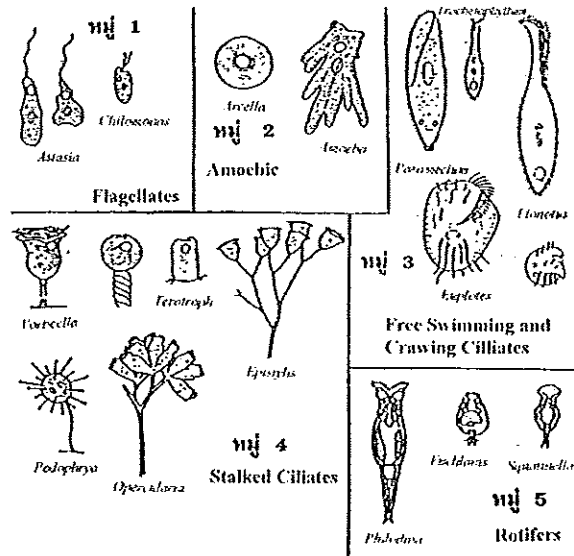
ตารางที่ 7 ภาวะบรรทุกอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต้ดสลัดจ์และกลุ่มสิ่งมีชีวิตที่ตรวจพบ

กลุ่มที่พบมาก	สภาวะของระบบบำบัดน้ำเสีย
Flagellates, Amoebae และ Free - swimming Ciliates	ค่า F/M Ratio สูงและ ค่าอายุตะกอนต่ำ
Free - swimming Ciliates และ Stalked Ciliates	ค่า F/M Ratio ปานกลางและค่าอายุตะกอนเท่าๆ กัน
Stalked Ciliates, Rotifers และ Higher Invertebrates (โดยเฉพาะ Nematodes)	ค่า F/M Ratio ต่ำและค่าอายุตะกอนสูง

ที่มา : Jenkins *et al.* (1993)

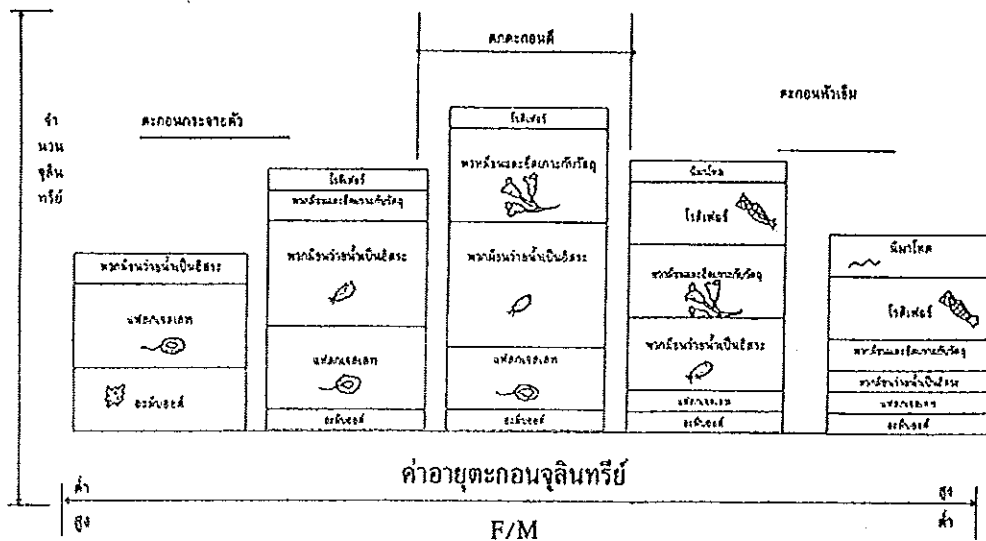
จุลินทรีย์หลักที่พบในระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ที่เป็นตัวกำจัดมลสาร ได้แก่ แบคทีเรียต่างๆ จุลินทรีย์ที่สำคัญรองลงมา ได้แก่ โปรโตซัว (Protozoa) ทำหน้าที่กินแบคทีเรียที่หลุดลอยออกมาเป็นชั้นเล็กๆ ทำให้น้ำใส อีกทั้งชนิดของโปรโตซัวยังสามารถแสดงสถานภาพและประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้ด้วย การมีโรติเฟอร์ (Rotifer) ซึ่งเป็นสัตว์หลายเซลล์แสดงว่า ระบบบำบัดน้ำเสียมีเสถียรภาพที่สูงและหากพบโปรโตซัวชนิดซิลิเอท (Ciliate) และโรติเฟอร์จำนวนมาก แสดงว่าแอ็คติเวเต้ดสลัดจ์มีสภาพที่เหมาะสมแก่การบำบัดน้ำเสีย ในทางกลับกัน หากพบจุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใยจำนวนมากและพบโปรโตซัวชนิดซิลิเอทน้อย แสดงว่า ระบบมีสภาพที่ไม่ดี โดยจะพบว่าตะกอนจมตัวได้ยากและมีปัญหาในถังตกตะกอนชั้นที่สอง (สมทิพย์ คำนริ้วนิษฐ์และคณะ, 2541)

จากภาพประกอบ 4 แสดงให้เห็น โปรโตซัวชนิดต่างๆ ที่พบในระบบแอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ ถ้ามีโปรโตซัวในหมู่ 3 และ 4 จำนวนมาก การตกตะกอนจะเกิดขึ้น ได้ดีมาก ทำให้ได้น้ำใสในถังตกตะกอน ถ้าระบายตะกอนออกจากระบบน้อยเกินไป จะพบจุลินทรีย์ขนาดใหญ่ในหมู่ 5 ได้ง่าย ถ้าระบายตะกอนออกจากระบบมากเกินไป จะไม่พบจุลินทรีย์หมู่ 3 และ 4



ภาพประกอบ 4 โปรโตซัวและจุลินทรีย์ที่มักพบในระบบแเอคควีเคตต์สลัดจ์
ที่มา : สมทิพย์ ด้านธีรวณิชย์และคณะ (2541)

นอกจากนี้ การพบจุลินทรีย์ชนิดต่างๆ ในระบบแเอคควีเคตต์สลัดจ์ จะขึ้นอยู่กับระดับของ F/M Ratio และค่าอายุตะกอนจุลินทรีย์ในระบบดังกล่าวประกอบ 5



ภาพประกอบ 5 จุลินทรีย์ชนิดต่างๆ ที่พบในระบบเลี้ยงตะกอนตามระดับของ F/M และ SRT
ที่มา : สมทิพย์ ด้านธีรวณิชย์และคณะ (2541)

1.2.8 วิธีการป้องกันและแก้ไขปัญหาคะกอนเบาไม่จมตัว (สมทิพย์ ด้านธีรวิชัยและคณะ, 2541) สามารถสรุปได้ 3 วิธีการ ดังนี้

วิธีทางกายภาพ

- ใช้ Ultrasonic Technique ซึ่งจะทำให้ความยาวของจุลินทรีย์สายใยลดลง จากการศึกษการใช้ Ultrasonic ในการบำบัดของเสียจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของ Chu *et al.* (2001) พบว่า การใช้ Ultrasonic สามารถบำบัดของเสียได้โดยมีผลต่อ โครงสร้างของ Floc ทำให้ Floc แตกและมีขนาดเล็กลง ทำให้เกิดการทำลายจุลินทรีย์โกลิฟอร์มและแบคทีเรีย Heterotroph ซึ่งเป็นชนิดเดียวกับจุลินทรีย์สายใยนอกจากนี้ การใช้ Ultrasonic ทำให้ของเสียมีอุณหภูมิสูงขึ้นซึ่งจะเกิดการเปลี่ยนแปลงทำให้อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำกลายเป็นสารที่ละลายน้ำได้ และอุณหภูมิที่สูงยังสามารถลดปริมาณน้ำในของเสียได้อีกด้วย

- เปลี่ยนลักษณะการไหลเข้าของน้ำเสีย เนื่องจากจุลินทรีย์สายใยพบได้ทั่วไปในระบบที่มีการไหลแบบกวนสมบูรณ์ (Completely-Mixed) การเปลี่ยนลักษณะการไหลของน้ำเสีย เช่น การไหลแบบ Intermittently-fed และการไหลแบบทางเดียว (Plug-Flow) สามารถป้องกันการเกิดปัญหาคะกอนเบาไม่จมตัวได้ (Michael, 2003)

- เปลี่ยนแปลงอัตราการสูบตะกอนกลับ โดยเพิ่มอัตราการสูบให้มากขึ้นจะสามารถลดปริมาณสารแขวนลอยจากถังตกตะกอนสุดท้ายได้เร็วขึ้น ทำให้น้ำทิ้งมีสารแขวนลอยลดลง หากแต่การเพิ่มปริมาณตะกอนในถังเดิมอาจจะเป็นการกระตุ้นการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยได้ (Michael, 2003)

- เปลี่ยนเครื่องสูบตะกอนที่สูบจากถังตกตะกอนกลับมาเข้าถังเดิมอากาศจะต้องสามารถปรับปริมาณการไหลให้มากหรือน้อยได้ ซึ่งต้องเป็นแบบ Positive Displacement Pump เช่น Screw Pump

วิธีทางเคมี

- ใช้สารเคมีช่วยในการตกตะกอน เช่น Iron Sulfate (FeSO_4) Chlorine หรือ H_2O_2 ลงไปเพื่อฆ่าจุลินทรีย์สายใย โดยจุลินทรีย์สายใยจะมีพื้นที่ผิวรอบตัวสูงกว่าแบคทีเรียชนิดจับตัวเป็นกลุ่ม จึงรับสารพิษได้มากกว่าและตายก่อน โดยมักเติมคลอรีนลงในท่อสูบตะกอนกลับจากถังตกตะกอน โดย Michael (2003) กล่าวว่า การใช้คลอรีนเป็นการแก้ไขปัญหาคะกอนเบา โดยเป้าหมายของการใช้คลอรีน คือ การกำจัดสายใยของจุลินทรีย์สายใยที่ยื่นออกมาจากผิว Floc โดยคลอรีนที่มีความเข้มข้นสูงจะทำให้สายใยที่ผิว Floc ตาย แต่จุลินทรีย์สายใยบางส่วนที่อยู่ใน Floc จะยังไม่ตาย การใช้คลอรีนมากเกินไปจะทำให้น้ำทิ้งมีปริมาณสารแขวนลอยเพิ่มขึ้น ไม่พบโปรโต

ชีวในระบบบำบัดและทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีลดลงด้วย นอกจากนี้ คลอรีนยังทำให้เกิด By-Product เช่น Trihalomethane อีกด้วย

- ควบคุมลักษณะน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ เช่น ลดความเข้มข้นของ H_2S และ Long Chain Fatty Acid ในรูปของ Fat Oil และ Soap หรือในกรณีที่อัตราส่วนไนโตรเจนไม่เหมาะสม อาจมีการผสมน้ำเสียจากแหล่งอื่นเข้ามาในระบบ เพื่อเพิ่มความเข้มข้นของธาตุอาหาร (ATV working group 2.6.1, 1989)

- วิเคราะห์หาค่าความเข้มข้นของธาตุอาหาร ที่จำเป็นในการเจริญเติบโตของ จุลินทรีย์ ในที่นี้จะหมายถึงไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยทั่วไปมักกำหนดสัดส่วนของ ค่ายีโอดี ต่อไนโตรเจน ต่อ ฟอสฟอรัส เท่ากับ 100 : 5 : 1 หากอัตราส่วนไม่เพียงพอจะต้องเติมสารเคมี เช่น ใช้ไนโตรเจนในรูปยูเรีย ใช้ฟอสฟอรัสในรูปกรดฟอสฟอริก เป็นต้น หากเติมมากเกินไป จะทำให้ สิ้นเปลืองและเกิดปัญหาในด้านการทำงานด้วย เช่น หากใส่ไนโตรเจนมากเกินไปจะเกิด กระบวนการไนตริฟิเคชันในถังเติมอากาศและเกิดดีไนตริฟิเคชันในถังตกตะกอน เป็นต้นดังนั้น หลังการเติมอาหารเสริมควรมีการตรวจสอบการตกตะกอนด้วย

- ตรวจสอบค่า pH ของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ถ้าพบว่ามีความต่ำ หรือมีสถานะเป็น กรดจะต้องปรับค่า pH ของน้ำที่จะเข้าถังเติมอากาศด้วย โซดาไฟหรือปูนขาว ถ้าพบว่ามีความสูง หรือมี สถานะเป็นด่างก็จะต้องทำการเติมกรด เช่น กรดเกลือ

- ตรวจสอบสารอันตรายที่อาจเป็นพิษปะปนมากับน้ำเสีย เช่น โลหะหนัก ยาฆ่าแมลง เป็นต้น

วิธีทางชีวภาพ

- เพิ่มปริมาณจุลินทรีย์โดยลดอัตราการสูบตะกอนจุลินทรีย์ไปทิ้ง จะทำให้ ความเข้มข้นของตะกอนสูงขึ้นจนกว่ากระบวนการจะทำงานได้ปกติ

- ตรวจสอบตะกอนด้วยกล้องจุลทรรศน์ หากพบจุลินทรีย์สายใย การแก้ไขระยะ ยาวจะต้องปรับสภาพของสิ่งแวดล้อมในถังเติมอากาศให้เหมาะสมกับแบคทีเรียชนิดจับตัวเป็นกลุ่ม (Floc Former Bacteria) จนสามารถเติบโตแข่งกับจุลินทรีย์สายใยได้ เช่น ปรับค่า pH ให้มีค่า ใกล้เคียง 7 หรือควบคุมอายุสลัดจ์ให้มีความสูง เป็นต้น

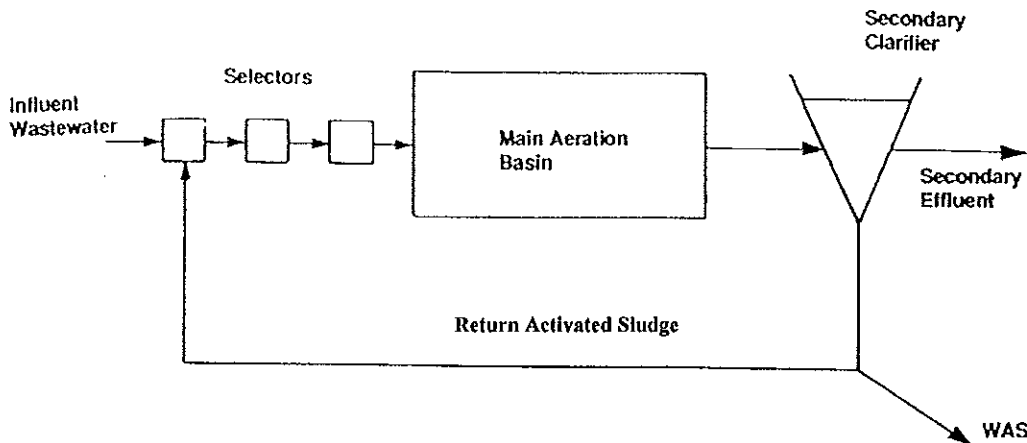
- เติมอากาศให้ปริมาณออกซิเจนละลายมีค่าเกิน 2.0 มก./ล. โดยควรวัดความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในน้ำในถังเติมอากาศที่ระยะและความลึกต่างๆ ตลอดทั้งถัง โดยจะต้อง มีค่าไม่น้อยกว่า 1 – 2 มก./ล. ตลอดทั้งถังและ Michael (2003) กล่าวว่า ในถังเติมอากาศที่มีปริมาณ ออกซิเจนละลายสูงสามารถป้องกันการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยได้ เพราะทำให้มีค่า F/M Ratio สูงขึ้น โดยใน Floc จะมีค่า F/M Ratio สูงกว่าจึงมีการใช้ออกซิเจนอย่างรวดเร็ว ทำให้ภายใน

Floc มีออกซิเจนลดลง ออกซิเจนจากภายนอกที่มีค่าสูงจะแพร่กระจายเข้าภายใน Floc เพื่อรักษาสถานะภายใน Floc ให้มีออกซิเจนเพียงพอ

- การใช้ถังคัดพันธุ์ (Selector)

1.2.9 การใช้ถังคัดพันธุ์เพื่อควบคุมปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว

ถังคัดพันธุ์หรือ Selector เป็นถังที่มีการผสมกันของตะกอนสูบกลับรวมกับน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบแอ็คติเวเตดสลัดจ์ก่อนเข้าสู่ถังเติมอากาศ ดังภาพประกอบ 6 โดยเป้าหมายของถังคัดพันธุ์ คือ เป็นส่วนที่มีระยะเวลาการเก็บกักสั้น มีค่าภาระบรรทุกสูง (Loading) ซึ่งเป็นสถานะที่เหมาะสมต่อ Floc-Former แต่ไม่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์สายใย โดย Floc-Former จะเก็บค่าบีโอดีที่มีในถังคัดพันธุ์ไว้ในเซลล์อย่างรวดเร็วเพื่อใช้ในการเติบโตภายหลังเมื่อเข้าสู่ถังเติมอากาศ (Michael, 2003)



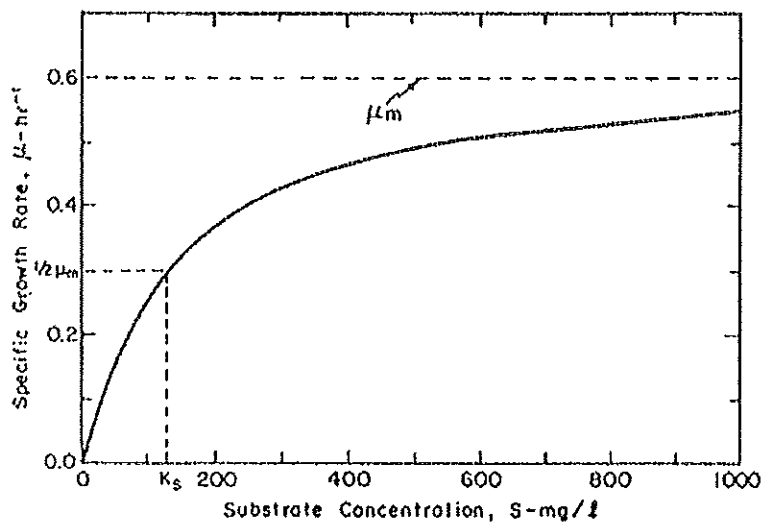
ภาพประกอบ 6 ถังคัดพันธุ์ (Selector) กับระบบแอ็คติเวเตดสลัดจ์

ที่มา : Jenkins *et al.* (1993)

Still *et al.* (1996) กล่าวว่า ทฤษฎีการควบคุมปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวเนื่องจากจุลินทรีย์สายใยโดยใช้ถังคัดพันธุ์ อาศัยพื้นฐานทาง Monod Kinetic และการควบคุมจุลินทรีย์สายใยที่อยู่ในสถานะ F/M Ratio ต่ำ ซึ่งพบได้ทั่วไปและเป็นสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวในระบบที่มีการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ทรงชัย พรรณสวัสดิ์ (2544) กล่าวว่า จากข้อมูลทาง Monod Kinetic จะพิจารณาถึงอัตราการเติบโตจำเพาะ (Specific Growth Rate) หรือ μ ซึ่งเป็นฟังก์ชันของความเข้มข้นเริ่มแรกของสารอาหาร โดย μ จะเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารอาหารเริ่มแรกเพิ่มขึ้นและเข้าใกล้ค่าอัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ (μ_{max} หรือ μ_m) กล่าวคือ $\mu = \mu_m$ นั้นเอง ดังภาพประกอบ 7 สามารถแสดงได้ในสมการโมนอด (Monod's Equation) ดังนี้

$$\mu = (\mu_m S) / (K_s + S)$$

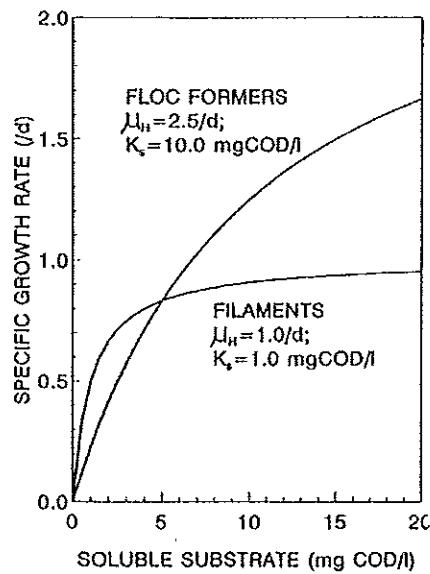
- เมื่อ μ_m = อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ (วัน⁻¹)
 S = ความเข้มข้นของสารอาหารที่จำกัดการเติบโต (มก./ล.)
 K_s = ความเข้มข้นของ S ที่อัตราโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราโตจำเพาะสูงสุดหรือความเข้มข้นของสารอาหารที่ μ มีค่าเท่ากับครึ่งหนึ่งของ μ_m (มก./ล.)



ภาพประกอบ 7 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์กับความเข้มข้นของสารอาหารที่จำกัดการเติบโต

ที่มา : Monod (1949)

Chudoba *et al.* (1973) ได้แนะนำถึงข้อมูลทาง Monod Kinetic ซึ่งแสดงให้เห็นถึงเกณฑ์การแก่งแย่งระหว่าง Floc-Former และจุลินทรีย์สายใย เมื่อต้องใช้มลสารที่มีอยู่อย่างจำกัดร่วมกัน ดังภาพประกอบ 8 จะพบว่า เมื่อความเข้มข้นของมลสารสูง จุลินทรีย์สายใยจะมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำกว่า Floc-Former เนื่องจากมีค่า μ_m (อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ Heterotroph, วัน⁻¹) และ K_s ต่ำกว่า Floc-Former แต่หากความเข้มข้นของมลสารต่ำ จุลินทรีย์สายใยจะมีอัตราการเจริญเติบโตสูงกว่า Floc-Former จนก่อให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว ซึ่งการใช้ถังคัดพันธุ์จะเป็นการเพิ่มความเข้มข้นของมลสารให้สูงขึ้น ทำให้ Floc-Former เจริญเติบโตได้มากขึ้น และสามารถกำจัดจุลินทรีย์สายใยซึ่งเป็นสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวลงได้



ภาพประกอบ 8 ความสัมพันธ์ระหว่าง Floc-Former และจุลินทรีย์สายใย
ที่มา : Chudoba *et al.* (1973)

1.2.10. ประเภทของถังคัดพันธุ์

การจำแนกประเภทของถังคัดพันธุ์จะเกี่ยวข้องกับกลไกทางกายภาพในการคัดเลือกจุลินทรีย์ นอกจากนี้ลักษณะของตะกอนที่เกาะกันแน่นและค่า SVI ต่ำเป็นปัจจัยสำคัญที่ใช้ในการออกแบบและดำเนินการระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอโรบิกแบบต่อเนื่อง โดยการใช้ถังคัดพันธุ์สามารถทำให้ค่า SVI ต่ำได้ รวมทั้งสามารถใช้ประเมินประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอโรบิกแบบต่อเนื่องที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคัดพันธุ์ (Parker *et al.*, 2001 and 1971)

ถังคัดพันธุ์แบ่งตามประเภทของปฏิกิริยาออกซิเดชันของสารอินทรีย์คาร์บอนเป็น 3 ประเภทดังนี้ (ธีระ เกรอต, 2539)

1.2.10.1. ถังคัดพันธุ์แบบแอโรบิก (Aerobic Selector)

มีการเติมอากาศให้กับจุลินทรีย์ เพื่อใช้กำจัดสารอาหารด้วยกลไกการหายใจแบบแอโรบิกและเก็บอากาศสำรองไว้ในเซลล์ โดยใช้พลังงานจากการหายใจแบบแอโรบิก ในถังเติมอากาศ เซลล์ใช้คาร์บอนสำรองและออกซิเจนละลายผลิตพลังงานเพื่อการสังเคราะห์ออกมา ดังภาพประกอบ 10 (a)

1.2.10.2. ถังคัดพันธุ์แบบแอนอ็อกซิก (Anoxic Selector)

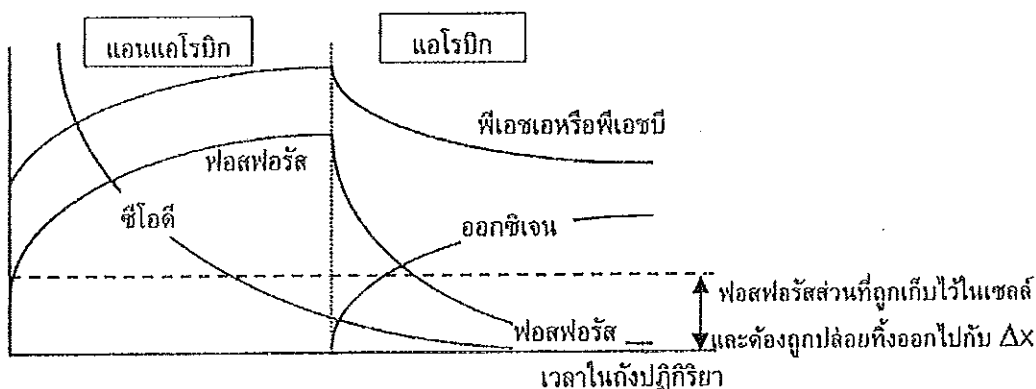
ไม่มีการเติมอากาศ จุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนจากไนเตรดกำจัดสารอาหารด้วยกลไกการหายใจแบบแอนอ็อกซิก เกิดปฏิกิริยาคีโนรีเฟอเรนซ์และเก็บคาร์บอนสำรองไว้ในเซลล์ โดยใช้

พลังงานจากการหายใจแบบแอนแอโรบิกในถังเติมอากาศ เซลล์ใช้คาร์บอนสำรองและออกซิเจนละลายผลิตพลังงานเพื่อการสังเคราะห์ออกมา ดังภาพประกอบ 10 (b)

1.2.10.3. ถังคัดพันธุ์แบบแอนแอโรบิก (Anaerobic Selector)

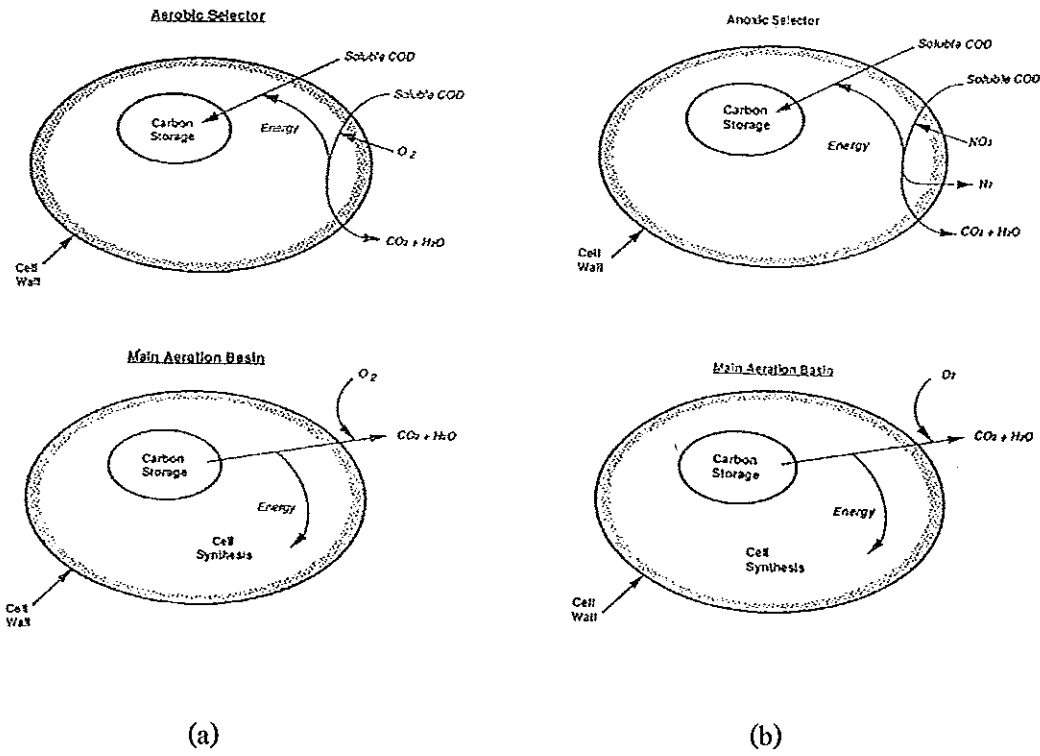
ไม่มีออกซิเจนละลายและไนเตรต กลไกที่เกิดขึ้นคือการหมัก (Fermentation) และเก็บคาร์บอนสำรองไว้ในเซลล์ โดยใช้พลังงานจากโพลีฟอสเฟตภายในเซลล์และให้ฟอสเฟตออกมา ในถังเติมอากาศเซลล์ใช้คาร์บอนสำรองและออกซิเจนละลายผลิตพลังงานออกมา ส่วนหนึ่งใช้เพื่อการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ อีกส่วนหนึ่งใช้ในการดึงฟอสเฟตภายนอกเข้ามาเก็บไว้ในเซลล์ในรูปโพลีฟอสเฟต ดังภาพประกอบ 10 (c)

โดยการทำงานของถังคัดพันธุ์แบบแอนแอโรบิกนี้ เป็นการกำจัดฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสียทางชีวภาพวิธีการหนึ่งซึ่งคล้ายหลักการทำงานของกระบวนการอีบีพีอาร์ (Enhanced Biological Phosphorus Removal, EBPR) โดยในกระบวนการจะมี 2 ขั้นตอนหลักคือ ขั้นตอนแอนแอโรบิกและขั้นตอนแอโรบิก ซึ่งในระบบจะต้องคัดพันธุ์จุลินทรีย์ที่มีความสามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษ โดยในสถานะแอนแอโรบิกจุลินทรีย์จะปล่อยฟอสฟอรัสออกมาในรูปของ Orthophosphate ขณะเดียวกันพวกบีโอดีจะละลายจะถูกใช้ไปในสถานะนี้ค่อนข้างมาก (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543) ต่อมาเมื่อจุลินทรีย์ดังกล่าวได้อยู่ในสถานะแอโรบิก จะเกิดการจับใช้ Orthophosphate ที่ละลายอยู่ในน้ำอย่างเพิ่มพูนโดยสะสมฟอสฟอรัสไว้ในแกรนูลฟอสเฟตในเซลล์ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) โดยหลักการกลไกที่เกิดขึ้นในสองขั้นตอนของกระบวนการอีบีพีอาร์สามารถแสดงให้เห็นจากแบบจำลองทางชีวเคมี ดังภาพประกอบ 9



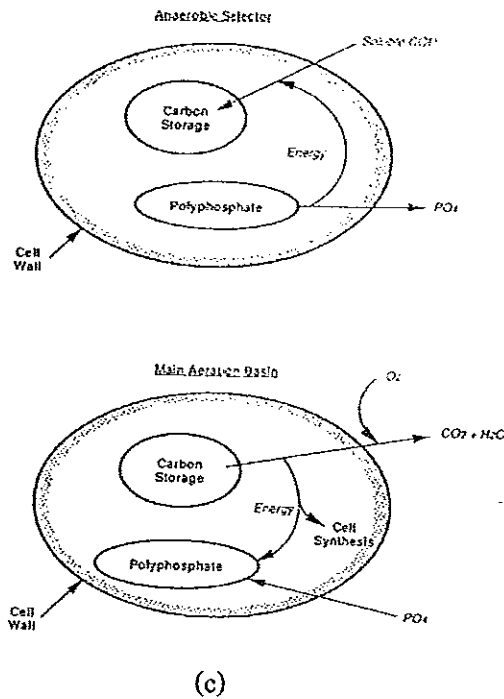
ภาพประกอบ 9 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพของกระบวนการอีบีพีอาร์

ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2544)



(a)

(b)



(c)

ภาพประกอบ 10 จุลินทรีย์ในถังคัดพันธุ์ประเภทต่างๆ โดย (a) ถังคัดพันธุ์แบบแอโรบิก (b) ถังคัดพันธุ์แบบแอนอ็อกซิกและ (c) ถังคัดพันธุ์แบบแอนแอโรบิก

ที่มา : Jenkins *et al.* (1993)

ทั้งนี้ Jenskins *et al.* (1993) ได้เสนอแนะข้อพิจารณาในการออกแบบถังคั้ดพันธุ้ ต้องคำนึงถึงปัจจัยต่าง ๆ ดังนี้

1) ควรมี F/M Ratio สูงพอที่จะทำให้เกิดอัตราการดูดซึมสารอินทรีย์ละลายได้ อย่างรวดเร็ว มีรายงานที่ชี้ให้เห็นว่าค่า F/M ที่สูงกว่า 3 กก.บีโอดี/กก. MLSS/วัน จะทำให้ค่า SVI อยู่ในช่วง 100 – 150 มล./ก.

2) ควรมีขนาดที่ให้ความเพียงพอที่จะกำจัดสารอินทรีย์ละลาย ที่สามารถใช้ในการ เมแทบอลิซึมได้ ซึ่งถังคั้ดพันธุ้ควรกำจัดประมาณ 80% ของ COD ที่กำจัดได้ โดย Michael (2003) กล่าวว่า ขนาดของถังคั้ดพันธุ้มีผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบ หากถังคั้ดพันธุ้มีขนาด ใหญ่เกินไป ความเข้มข้นของมลสารอาจไม่สูงพอที่จะเกิด Floc-Former และกำจัดจุลินทรีย์สายใย อย่างมีประสิทธิภาพได้ แต่ถ้าขนาดเล็กเกินไปอาจมีระยะเวลาไม่เพียงพอที่จะทำให้ Floc-Former ดูดซึมและเก็บกักมลสารได้ อย่างไรก็ตาม ถังคั้ดพันธุ้ที่เล็กมาก อาจเป็นสาเหตุให้ Floc-Former เปลี่ยนสารประเภท Carbonaceous เป็นสารประเภท Polymer และขับออกนอกเซลล์ ซึ่งจะทำให้ค่า SVI สูงขึ้น และตะกอนมีลักษณะเป็นเมือก (Slime Bulking) ซึ่งในภายหลังอาจเป็นปัญหาในการ กำจัดน้ำออกจากตะกอนได้

3) หากต้องการลดการผสมกันตามแนวยาว ควรใช้อัตราส่วนถังคั้ดพันธุ้ 3 ถัง แต่ละ ถังใช้อัตราส่วน F/M Ratio ลดลงตามลำดับดังนี้

ถังแรก - 12 กก.COD/กก. MLSS/วัน

ถังที่สอง - 6 กก.COD/กก. MLSS/วัน

ถังที่สาม - 3 กก.COD/กก. MLSS/วัน

4) สำหรับถังคั้ดพันธุ้แบบแอโรบิกต้องมีการเติมออกซิเจน อัตราการใช้ออกซิเจน ประมาณ 50 – 60 มก. O₂/ก. MLVSS/ชม. หรือมากกว่า คิดเป็นประมาณ 15 – 25% ของ COD ละลายที่ถูกกำจัดไป ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายควรอยู่ระหว่าง 1 – 2 มก./ล. หากความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้อยกว่านี้อาจมีผลต่อการตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสีย โดย Martins *et al.* (2003) ได้ทำการศึกษาถึงผลของออกซิเจนละลายต่อการตกตะกอนในระบบบำบัด แบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกับ Aerobic Selector โดยศึกษาในห้องปฏิบัติการและ จำลองระบบแบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) ทำการทดลองในสภาวะที่มีค่าออกซิเจน ละลายต่ำ (น้อยกว่าหรือเท่ากับ 1.1 มก./ล.) ส่งผลให้เกิดการตกตะกอนน้อยมากและพบการเพิ่ม จำนวนของจุลินทรีย์สายใย (*Thiothrix spp.* Type 021N และ Type 1851) อีกด้วย ซึ่งผลในลักษณะนี้ บ่งบอกว่าการไหลแบบ Plug Flow ในถังเติมอากาศที่มีระยะเวลาการเก็บกักสั้น เพื่อรองรับค่าภาระ บรรทุกสูง ๆ และมีการควบคุมออกซิเจนละลายทำให้การตกตะกอนน้อยกว่าการ Overdesigned ถึง

เติมอากาศให้มีการกวนอย่างสมบูรณ์ (Completely Mixed) จากการศึกษาบ่งบอกได้ว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำและค่าออกซิเจนละลายมีผลต่อการเกิดจุลินทรีย์สายใยใน Flocc ซึ่งค่าภาระบรรทุกสูง ๆ ในระบบบำบัดแบบแอโรบิกแบบเติมอากาศ เช่น ในระบบ SBR ที่มีการทำงานร่วมกับถังคั่งพินธุ์ ทำให้เกิดการเก็บกักสารอาหารและเกิดตะกอน โดยสิ่งมีชีวิตที่ไม่ใช่จุลินทรีย์สายใยสามารถเก็บกักสารอาหารภายใต้สภาวะที่มีค่าภาระบรรทุกสูงๆ ได้

5) สำหรับถังคั่งพินธุ์แบบแอนอ็อกซิก สามารถลดค่า F/M Ratio เพราะใช้วัฏจักรป้อน - อด และ ดีไนตริฟิเคชัน สำหรับด้านจุลินทรีย์แบบสายใย การแบ่งถังคั่งพินธุ์เพื่อให้เกิด F/M Ratio เริ่มต้นสูง มีความสำคัญน้อยลง สำหรับน้ำเสียชุมชนมีการใช้ถังเดียวที่มี F/M Ratio ประมาณ 1 - 2 กก.COD/กก.MLSS/วัน ให้การตกตะกอนที่ดีมาก แต่หากต้องการให้ประสิทธิภาพของดีไนตริฟิเคชันเหมาะสมที่สุด ควรใช้ 3 ถังที่มีอัตรารับ COD ดังนี้

ถังแรก - 6 กก.COD/กก.MLSS/วัน

ถังที่สอง - 3 กก.COD/กก.MLSS/วัน

ถังที่สาม - 1.5 กก.COD/กก.MLSS/วัน

6) ถังคั่งพินธุ์แบบแอนอ็อกซิกกำจัด COD ละลายโดยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต้องต่ำและต้องเติม $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ให้เพียงพอที่จะกำจัด COD ละลาย

7) ถังคั่งพินธุ์แบบแอนอ็อกซิกต้องมีขนาดที่ให้ความพอสำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้น ลด COD ละลายได้ถึงระดับที่ต้องการ เช่น 60 กก.COD ละลาย/ลบ.ม.

8) ถังคั่งพินธุ์แบบแอนแอโรบิกใช้ทั้งจลนพลศาสตร์และกระบวนการเลือกทางเมแทบอลิก กำหนดขนาดโดยอัตราการดูดซึมสารอินทรีย์ละลายและการปล่อยออร์โทฟอสเฟตภายใต้สภาพแอนแอโรบิก

9) สภาพของถังเติมอากาศที่ตามมาที่มีผลต่อการตกของตะกอน SVI มีค่าเหมาะสมที่สุดเมื่อถังเติมอากาศเป็นแบบ Plug Flow โดยต้องรักษาสภาพแอโรบิกอย่างดี

จากประเภทของถังคั่งพินธุ์ที่มีทั้งสภาวะเป็นแบบมีอากาศ (Aerobic) หรือแอนน็อกซิก (Anoxic) หรือแบบไร้อากาศ (Anaerobic) นั้น ในการเลือกประเภทของถังคั่งพินธุ์ที่จะนำมาใช้ในระบบแอโรบิกแบบเติมอากาศเพื่อป้องกันและแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว ขึ้นกับชนิดของจุลินทรีย์สายใยที่ต้องการกำจัด โดยมีการศึกษาของ Prendt and Kroib (1998) ได้รายงานไว้ว่า ปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวในระบบบำบัดแบบแอโรบิกแบบเติมอากาศโดยจุลินทรีย์สายใยชนิด 021 N ที่ถูกตรวจพบในน้ำทิ้งของโรงงานผลิตน้ำตาล เมื่อติดตั้งถังคั่งพินธุ์แบบมีการเติมอากาศ ทำให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีส่วนประกอบของน้ำตาลและกรดไขมันลดลงอย่างรวดเร็วประมาณ 70% แต่กลับตรวจพบจุลินทรีย์สายใยเพิ่มขึ้นในถังคั่งพินธุ์ โดยความต้องการออกซิเจนในถังคั่งพินธุ์ ขึ้นกับ ชนิดของ

สารอินทรีย์ จากปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์ในถังคั้ดพันธุ้ สามารถใช้ในการคำนวณเพื่อ ออกแบบขนาดถังคั้ดพันธุ้แบบเติมอากาศได้ นอกจากนี้ มีการรายงานว่ น้ำทิ้งจากโรงงานผลิต กระดาษมีค่า SVI สูงถึง 300 – 600 มล./ก. ซึ่งมีสาเหตุจากจุลินทรีย์สายใยชนิด 0041 และชนิด 1701 เมื่อติดตั้งถังคั้ดพันธุ้แบบเติมอากาศแล้วทำให้การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยหยุดชะงักและค่า SVI ลดลงถึง 60 – 90 มล./ก. นอกจากนี้ ยังมีการศึกษาถึงประสิทธิภาพของถังคั้ดพันธุ้แบบเติม อากาศในการกำจัดโลหะหนัก โดย Ming – Chien *et al.* (1995) รายงานว่ ในการทำการทดลองที่มี การใช้ถังคั้ดพันธุ้แบบเติมอากาศเพื่อกำจัดโลหะหนักในระบบแเอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ โดยการต่อถัง คั้ดพันธุ้แบบอนุกรม พบว่ มีการดูดซับโลหะหนักขึ้นในระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ ประมาณ 70% ของโลหะหนักที่ละลายในสารละลายทั้งหมดและถูกกำจัดออกในช่วง 30 นาทีแรก ของการทดลอง เช่นเดียวกับการศึกษาของ Michael (2003) ที่ประสบความสำเร็จในการทดลองถัง คั้ดพันธุ้ที่มีระยะเวลาเก็บกัก 15 – 30 นาที พบว่ สามารถลดค่าสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (Soluble Biochemical Oxygen Demand) ลงได้ 70 – 80 % หากแต่ Still *et al.* (1996) พบว่ การนำตะกอน และน้ำเข้าระบบที่มี Readily Biodegradable COD และออกซิเจนเข้ามาในระบบที่มีการไหลทาง เดียวซึ่งเป็นรูปแบบการไหลของถังคั้ดพันธุ้ ไม่สามารถควบคุมการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์สายใย ที่อยู่ในสภาวะ F/M Ratio ต่ำได้ แต่การควบคุมระบบโดยไม่มีถังคั้ดพันธุ้จะไม่เกิดปัญหาตะกอน เบาลไม่จมตัวจากจุลินทรีย์สายใยที่อยู่ในสภาวะ F/M Ratio ต่ำ แต่อย่างไรก็ตาม ถังคั้ดพันธุ้สามารถ ควบคุมการเพิ่มจำนวนของ *S.natans* และ *Thiothrix* spp.ได้ โดยผลการใช้ถังคั้ดพันธุ้สามารถ อธิบาย Kinetic Models ซึ่งใช้เป็นเครื่องมือในการออกแบบ Aerobic Selector ได้

นอกจากนี้ การศึกษาถึงการนำถังคั้ดพันธุ้ประเภท Anoxic Selector และ Anaerobic Selector มาประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ที่ผ่านมา Parker *et al.* (1971) ทดลองติดตั้งถังคั้ดพันธุ้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ ซึ่งใช้ถังคั้ดพันธุ้ 2 ชนิดคือ Anaerobic Selector และ Anoxic Selector เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของถัง คั้ดพันธุ้ 2 ชนิด พบว่ Anaerobic Selector มีประสิทธิภาพดีกว่า Anoxic Selector โดยต้องมีการ ควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำอย่างเหมาะสม ซึ่ง Robert (1998) พบว่ การใช้ Anoxic Selector ใน การควบคุมการเกิดตะกอนลอยไม่จมตัวและการเกิดฟองในระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต้ดสลัดจ์ของ ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยที่ควบคุมความเข้มข้นของสารอินทรีย์ เมื่อมีการปล่อยน้ำเสียเข้าสู่ Selector ความเข้มข้นของสารอินทรีย์จะเพิ่มสูงมาก ทำให้เกิดจุลินทรีย์ที่มีการสร้าง Flocc เกิดขึ้น (Flocc forming microorganisms) ซึ่งจะใช้สารอินทรีย์ที่มีใน Anoxic Selector อย่างรวดเร็ว ทำให้ ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูงขึ้นและเป็นการยับยั้งจุลินทรีย์ชนิดเส้นใยได้อีกทางหนึ่ง ด้วย

ในงานวิจัยต่างๆ ที่มีการศึกษาถึงการทำงานของดักจับหนู โดยได้อาศัยปัจจัยข้างต้นในการออกแบบแล้ว อาจไม่ประสบผลสำเร็จเท่าที่ควรนั้น อาจมีปัจจัยเนื่องมาจากชนิดของจุลินทรีย์สายใย ซึ่ง Jenkins *et al.* (1993) ได้อธิบายถึงการทำงานของดักจับหนูที่มีผลต่อจุลินทรีย์สายใย ดังตารางที่ 8

ตารางที่ 8 ชนิดของจุลินทรีย์สายใยที่สามารถควบคุม โดยดักจับหนูได้อย่างมีประสิทธิภาพ

Selectors Effective	Selectors Not Always Effective
<i>S.natans</i>	Type 0041
Type 1701	Type 0675
<i>N.limicola</i>	Type 0092
<i>H.hydroxsis</i>	<i>M.parvicella</i>
Type 021N	
<i>Thiothrix</i> spp.	
Type 1851	
<i>Nocardia</i> spp.	

ที่มา : Jenkins *et al.* (1993)

แม้ว่าในงานวิจัยมากมายที่ศึกษาเกี่ยวกับการใช้ดักจับหนู หากแต่ยังไม่สามารถสรุปถึงประสิทธิภาพของดักจับหนูได้อย่างชัดเจน รวมทั้งยังไม่มีการศึกษาการใช้ดักจับหนูกับน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง ดังนั้น ในงานวิจัยครั้งนี้จะเป็นการประยุกต์ใช้ดักจับหนูเพื่อควบคุมและแก้ไขปัญหาคอนเนกต์ไม่จมตัวที่เกิดขึ้นภายใต้การควบคุมการเติมอากาศในระบบบำบัดแบบแอโรบิกของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง

1.3 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของดักจับหนูในระบบแอโรบิกของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง เพื่อใช้ในการควบคุมปัญหาคอนเนกต์ไม่จมตัว
2. เพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอโรบิกของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง ด้วยการควบคุมค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย เพื่อให้เกิดการใช้พลังงานอย่างมีประสิทธิภาพและคุ้มค่า

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบถึงประสิทธิภาพของถังคัดพันธุ์และแนวทางที่เหมาะสมในการประยุกต์ใช้ในโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง เพื่อควบคุมปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว
2. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพที่ดีขึ้นโดยการใช้อังคักพันธุ์ ภายใต้การควบคุมค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย เพื่อกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารต่างๆ ในน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง

1.5 ขอบเขตงานวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการทดลอง ณ ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง ซึ่งถือเป็นโรงงานตัวอย่างเพื่อใช้ในการทำวิจัย ด้วยความร่วมมือของโรงงานตัวอย่าง ระบบควบคุมการเติมอากาศเพื่อควบคุมปริมาณออกซิเจนละลายที่เหมาะสมจะถูกติดตั้งขึ้น ณ โรงงานตัวอย่าง เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดในโตรเจนมากขึ้นและทำให้ประหยัดพลังงานในการเติมอากาศ หากแต่ระบบบำบัดน้ำเสียต้องมีการเติมอากาศอยู่ตลอดเวลาทั้งช่วงที่มีการผลิตและไม่มีการผลิต จึงทำให้ค่าออกซิเจนละลายของระบบเปลี่ยนแปลงได้อย่างสม่ำเสมอในแต่ละวัน โดยระบบควบคุมการเติมอากาศจะควบคุมให้มีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วง 0.3 - 3.3 มก./ล. ซึ่งเป็นการลดปริมาณการเติมอากาศลง โดยการลดค่าออกซิเจนละลายลงนี้ อาจเป็นสาเหตุที่ทำให้จุลินทรีย์สายใยเจริญเติบโตมากขึ้นจนเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวขึ้นได้ ทำให้มีงานวิจัยนี้ขึ้นเพื่อการแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว โดยงานวิจัยนี้เป็นการศึกษาถึงการประยุกต์ใช้อังคักพันธุ์เพื่อการปรับปรุงประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ในโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง โดยต้องมีการศึกษาถึงระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานที่มีอยู่ รวมถึงศึกษาปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่พบในระบบบำบัดน้ำเสีย หาสาเหตุของปัญหาที่เกิดขึ้น โดยการตรวจสอบตะกอนด้วยกล้องจุลทรรศน์ เพื่อระบุชนิดจุลินทรีย์แบบเส้นใยที่พบและคัดเลือกแนวทางการแก้ไขปัญหาโดยใช้อังคักพันธุ์ในการป้องกันและแก้ไขปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ส่วนการก่อสร้างถังคัดพันธุ์จะทำหน้าที่ในการปรับสภาวะการทำงานของแบคทีเรียให้เหมาะสม เพื่อให้เพิ่มประสิทธิภาพให้กับการทำงานของระบบบำบัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารอื่นๆ

บทที่ 2

วิธีการวิจัย

การวิจัยนี้ได้ทำการทดลอง ณ ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง บริษัท ห้างเย็น โชติวัฒน์หาดีใหญ่ จำกัด (มหาชน) ซึ่งตั้งอยู่เลขที่ 4/2 หมู่ 3 ถนนสายเอเชีย 43 ตำบลนาหม่อม อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ในระบบบำบัดน้ำเสียจะประกอบด้วยหน่วยบำบัดต่าง ๆ ดังนี้ ตั้งแต่ปรับสภาพน้ำเสีย (Equalization Tank) ระบบบำบัดแบบไร้อากาศ (UASB) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งจะมีหน่วยบำบัดที่มีลักษณะพิเศษในการบำบัดไนโตรเจนได้ โดยมีถึงปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Complete Nitrification Tank, CN) และถังปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification Tank, DN) และน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจะเข้าสู่ระบบบึงประดิษฐ์ (Constructed Wetland) โดยมีรายละเอียดการดำเนินการวิจัยดังนี้

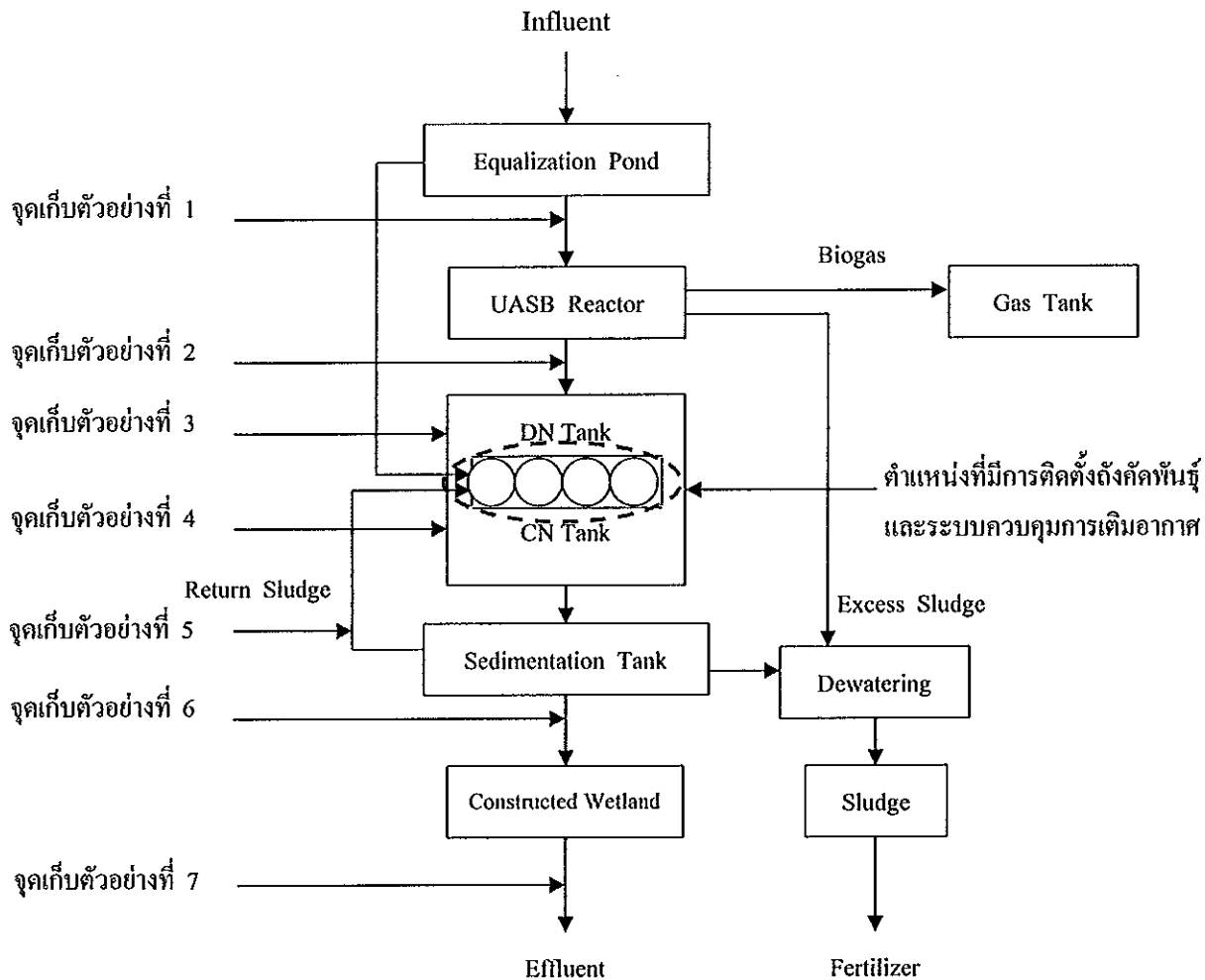
2.1 วิธีการดำเนินการวิจัย

การดำเนินการวิจัยในครั้งนี้เป็นการศึกษาลักษณะน้ำเสียในระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง ประกอบด้วยการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนมีการติดตั้งถังกักพันธุ เพื่อศึกษาถึงข้อมูลเบื้องต้นขององค์ประกอบต่างๆ ในระบบบำบัดน้ำเสียและประสิทธิภาพของระบบบำบัด รวมถึงปัญหาของระบบบำบัด และการศึกษาลักษณะน้ำเสียหลังมีการติดตั้งถังกักพันธุ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดเมื่อมีการทำงานร่วมกับถังกักพันธุ ภายใต้การควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในช่วง 0.3 – 3.3 มก./ล. ซึ่งมีรายละเอียดของการดำเนินการวิจัย ดังนี้

ช่วงที่ 1 ศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนมีการติดตั้งถังกักพันธุ โดยมีวิธีการศึกษาดังต่อไปนี้

2.1.1 ศึกษาข้อมูลพื้นฐานของระบบบำบัดน้ำเสียโดยรวมของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง โดยมีการศึกษาข้อมูลในด้านต่างๆ ดังนี้

- ข้อมูลของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง ทั้งลักษณะและคุณสมบัติในการบำบัดของแต่ละองค์ประกอบในระบบบำบัด เช่น อัตราการไหล ระยะเวลาการเก็บกัก เป็นต้น รวมทั้งศึกษาปัญหาที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด



ภาพประกอบ 11 ระบบบำบัดน้ำเสียและจุดเก็บตัวอย่างของบริษัท ห้างเย็น โซติวัฒน์ขนาดใหญ่
จำกัด (มหาชน)

จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 คือ น้ำเสียที่ออกจากกระบวนการผลิตของโรงงานหรือน้ำเสีย
ที่จะเข้าสู่ระบบบำบัด โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียเข้าระบบที่
ผ่านการปรับสภาพแล้ว

จุดเก็บตัวอย่างที่ 2 คือ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแบบไร้อากาศจากระบบ UASB

จุดเก็บตัวอย่างที่ 3 คือ น้ำเสียในระบบ DN (Denitrification Tank)

จุดเก็บตัวอย่างที่ 4 คือ น้ำเสียในระบบ CN (Complete Nitrification Tank)

จุดเก็บตัวอย่างที่ 5 คือ ตะกอนจุลินทรีย์ที่สูบลกลับจากถังตกตะกอน

จุดเก็บตัวอย่างที่ 6 คือ น้ำเสียที่ออกจากถังตกตะกอน

จุดเก็บตัวอย่างที่ 7 คือ น้ำเสียที่ออกจากระบบบึงประดิษฐ์

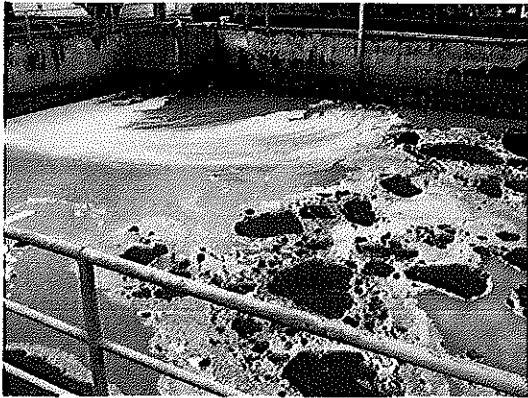
- กำหนดจุดเก็บตัวอย่างเพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์โดยกำหนดจุดเก็บตัวอย่างตั้งแต่จุดที่น้ำเสียเข้าระบบ จุดที่น้ำเสียเข้าสู่ถังเติมอากาศ และถังตกตะกอน จนถึงจุดที่น้ำเสียออกจากระบบบำบัด ดังภาพประกอบ 11

2.1.2 การเก็บตัวอย่างน้ำ จะทำการเก็บตัวอย่างน้ำแบบจ้วง (Grab Sampling) และเก็บรักษาตัวอย่างตามช่วงระยะเวลาตามวิธีของ Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA and WEF, 1998) โดยพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ วิธีวิเคราะห์และวิธีการเก็บรักษาตัวอย่างน้ำได้แสดงไว้ดังตารางที่ 9 โดยการเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ตัวอย่างจะมีความถี่ 1 ครั้งต่อสัปดาห์

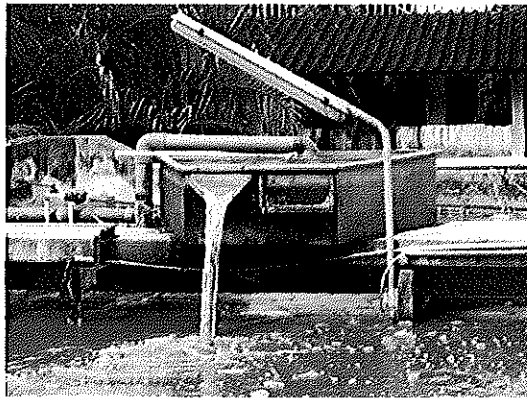
ตารางที่ 9 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ วิธีวิเคราะห์และเก็บรักษาตัวอย่างน้ำ

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์	การเก็บรักษาตัวอย่าง
pH	Electrometric Method	
Temperature	ด้วยเครื่องมือวัดค่า pH และ DO ผลิตกัณฑ์	ตรวจวัดทันที
DO	WTW รุ่น pH/Oxi 340i	
TCOD	Closed Reflux, Titrimetric Method	
SCOD	Filter/ Closed Reflux, Titrimetric Method	
TKN	Titrimetric Method (Macro-Kjeldahl Method)	
NH ₄ ⁺ -N	Titrimetric Method	เก็บที่อุณหภูมิต่ำกว่า
TP	Persulfate Digestion Method และ Vanadomolybdophosphoric Acid	4 °C
NO ₃ ⁻ -N	Colorimetric Method	
SS / MLSS	Cadmium Reduction Method Gravimetric Method	

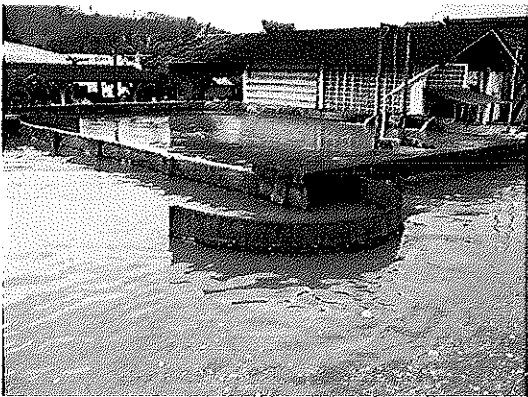
ที่มา : APHA, AWWA and WEF (1998)



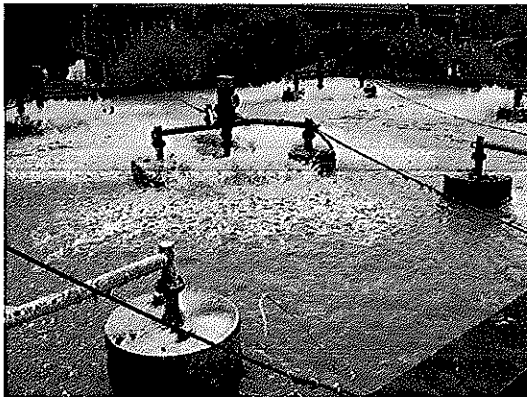
ภาพประกอบ 12 จุดเก็บตัวอย่างที่ 1



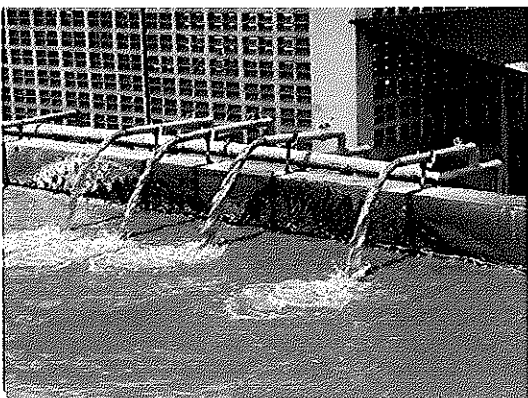
ภาพประกอบ 13 จุดเก็บตัวอย่างที่ 2



ภาพประกอบ 14 จุดเก็บตัวอย่างที่ 3



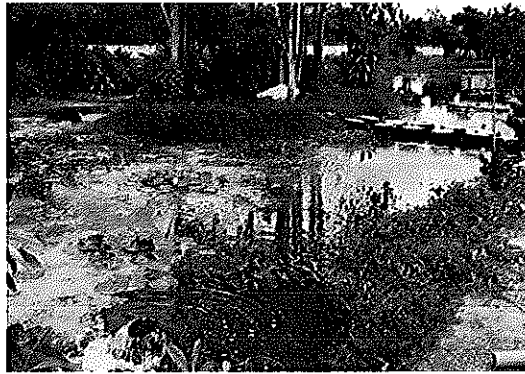
ภาพประกอบ 15 จุดเก็บตัวอย่างที่ 4



ภาพประกอบ 16 จุดเก็บตัวอย่างที่ 5



ภาพประกอบ 17 จุดเก็บตัวอย่างที่ 6



ภาพประกอบ 18 จุดเก็บตัวอย่างที่ 7

2.1.3 การวิเคราะห์พารามิเตอร์ของน้ำเสียและการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งแบ่งการศึกษาเป็น 3 ส่วน ดังนี้

- การวิเคราะห์พารามิเตอร์ ณ จุดเก็บตัวอย่าง (Onsite Parameter) ที่กำหนดไว้ โดยพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ณ ระบบบำบัดน้ำเสียมี่ดังนี้ อุณหภูมิ pH DO และความสามารถของการตกตะกอน (SVI) โดยพารามิเตอร์ อุณหภูมิและ pH วิเคราะห์ทุกจุดเก็บตัวอย่าง แต่ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (DO) และความสามารถของการตกตะกอน (SVI) วิเคราะห์ ณ จุดเก็บตัวอย่างในถังที่มีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (CN) และถังที่มีการเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน (DN) ดังตารางที่ 10 โดยการตรวจวัดค่า SV_{30} คัดแปลงจากวิธีวิเคราะห์ Settleable Solids โดยใช้กระบอกตวงขนาด 1,000 มล. แทนการใช้ Imhoff Cone และอ่านค่าปริมาตรการตกตะกอนจากกระบอกตวง แล้วนำค่าที่ได้มาคำนวณ SVI ดังสมการ

$$SVI \text{ (มล./ก.)} = SV_{30} \text{ (มล./ล.)} / MLSS \text{ (ก./ล.)}$$

ตารางที่ 10 การวิเคราะห์พารามิเตอร์ ณ จุดเก็บตัวอย่าง (Onsite Parameter)

จุดเก็บตัวอย่าง	pH	อุณหภูมิ	DO	SV_{30}
1	✓	✓	-	-
2	✓	✓	-	-
3	✓	✓	✓	✓
4	✓	✓	✓	✓
6	✓	✓	-	-
7	✓	✓	-	-

หมายเหตุ : สัญลักษณ์ (✓) คือ ทำการวิเคราะห์ (-) คือ ไม่ได้ทำการวิเคราะห์

- การวิเคราะห์พารามิเตอร์ ณ ห้องปฏิบัติการ (แสดงไว้ดังตารางที่ 11) โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำแบบจ้วง (Grab Sampling) และนำตัวอย่างน้ำมาวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการของคณะกรรมการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ตารางที่ 11 การวิเคราะห์พารามิเตอร์ ณ ห้องปฏิบัติการ

จุดเก็บตัวอย่าง	TCOD	SCOD	TKN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	TP	SS
1	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓
2	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓
3	-	-	-	-	-	-	✓
4	-	-	-	-	-	-	✓
5	-	-	-	-	-	-	✓
6	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
7	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

หมายเหตุ : สัญลักษณ์ (✓) คือ ทำการวิเคราะห์ (-) คือ ไม่ได้ทำการวิเคราะห์

- การตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ โดยเก็บตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์จากถังที่มีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (CN) และถังที่มีการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (DN) นำมาตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ โดยใช้ทั้งตะกอนสดและตะกอนที่ย้อมสี Gram และ Neisser เพื่อจำแนกและระบุชนิดของแบคทีเรียชนิดเส้นใย รวมถึงสิ่งมีชีวิตอื่นที่พบ ซึ่งเป็นการบ่งชี้ถึงสภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย โดยใช้ Identification Key ของ Jenkins *et al.* (1993) ในการจำแนกชนิดของแบคทีเรียชนิดเส้นใย (ระบุในภาคผนวก ข) ซึ่งในการตรวจสอบจุลินทรีย์ในตะกอนจะศึกษาในเวลาใกล้เคียงกับการวิเคราะห์พารามิเตอร์

ช่วงที่ 2 หลังจากวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ และทราบถึงปัญหาที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย รวมทั้งทราบถึงแบคทีเรียที่ทำให้เกิดปัญหาตะกอนเหนียวไม่จมตัวแล้ว ทำการศึกษาข้อมูลและทำการออกแบบและติดตั้งถังตัดพ่นที่มีสถานะเหมาะสมกับระบบบำบัดเดิมที่มีอยู่ โดยมีขั้นตอนการออกแบบโดยสรุป ดังนี้

2.1.4 ศึกษาข้อมูลการออกแบบถังคัดพันธุ์ ทั้งในด้านของรูปแบบการติดตั้งถังคัดพันธุ์ และปัจจัยควบคุมต่างๆ เช่น ระยะเวลาการเก็บกัก การเติมอากาศ ความเร็วของการไหลและภาระบรรทุก (Loading) เป็นต้น โดยในการทดลองครั้งนี้ได้กำหนดพารามิเตอร์ 2 รูปแบบดังนี้

2.1.4.1 พารามิเตอร์ที่ควบคุม

ในการศึกษาครั้งนี้ มีพารามิเตอร์ที่ถูกควบคุมเพื่อคุมสภาวะการทำงานของถังคัดพันธุ์ คือ ระยะเวลาการเก็บกัก (HRT) โดยค่า HRT ของถังคัดพันธุ์นี้ คำนวณได้จากผลรวมของอัตราการไหลของตะกอนสูบลกลับและอัตราการไหลของน้ำเข้าระบบที่ปรับสภาพแล้วผ่านถังปรับสภาพ (Equalization Tank, EQ) ซึ่งในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งนี้มีค่าอัตราการไหลคงที่ตลอดเวลา เพราะมีการปั๊มสูบลจากถัง EQ อย่างสม่ำเสมอ ดังนั้น ค่าระยะเวลาการเก็บกักหรือ HRT ที่ได้จึงมีค่าคงที่ด้วย ซึ่งจะควบคุมให้ค่า HRT ของถังคัดพันธุ์มีค่าอยู่ในช่วง 15 – 30 นาที

2.1.4.2 พารามิเตอร์ที่เปลี่ยนแปลง

สำหรับพารามิเตอร์ที่จะเปลี่ยนแปลง เพื่อกำหนดใช้ในการออกแบบชุดการทดลอง คือ รูปแบบการไหลของน้ำเสียในถังคัดพันธุ์ ซึ่งมีการเปลี่ยนแปลงตามรูปแบบการต่อระบบถังคัดพันธุ์ เนื่องจากได้ออกแบบติดตั้งถังคัดพันธุ์ ขนาด 4 ลบ.ม. จำนวน 4 ถัง เพื่อให้มีความสามารถในการต่อระบบถังคัดพันธุ์ในรูปแบบแตกต่างกัน คือ

- การต่อแบบขนาน เป็นการต่อถังคัดพันธุ์แต่ละถัง ไม่ให้มีจุดเชื่อมต่อกัน โดยต้องมีท่อที่ปล่อยน้ำเสียและตะกอนสูบลกลับลงในถังคัดพันธุ์แต่ละถังทุกถังและปล่อยออกจากถังคัดพันธุ์แต่ละถัง

- การต่อแบบผสม เป็นการต่อถังคัดพันธุ์แบบผสมกันระหว่างการต่อแบบอนุกรมและการต่อแบบขนานเข้าด้วยกัน โดยต่อถังคัดพันธุ์คู่ใดคู่หนึ่งของระบบ ซึ่งให้มีรูปแบบการไหลคือ ปล่อยน้ำเสียและตะกอนสูบลกลับไหลเข้าถังคัดพันธุ์ถังแรกและเข้าสู่ถังคัดพันธุ์ถังที่สอง จากนั้นปล่อยน้ำเสียออกจากถังคัดพันธุ์ถังที่สอง โดยผู้วิจัยได้ทดลองเดินระบบแบบอนุกรมแล้วพบว่า เมื่อน้ำเสียเข้าถังแรกต่อไปจนถึงถังที่สอง โดยในขณะที่น้ำเสียเข้าถังที่สอง น้ำเสียในถังคัดพันธุ์ถังแรกมีการไหลล้นออกมาจากปากถังด้านบน ถังคัดพันธุ์ใบแรกจึงไม่สามารถรองรับน้ำเสียได้ และทำให้น้ำเสียไหลเข้าถังที่สองได้อีก จึงประยุกต์มาใช้ในการเดินระบบแบบผสมแทน โดยสามารถสรุปชุดการทดลองได้ ดังตารางที่ 12

ตารางที่ 12 ชุดการทดลองต่างๆ ที่ออกแบบจากค่าพารามิเตอร์ที่เปลี่ยนแปลงได้

ชุดการทดลอง	รูปแบบการไหลของน้ำเสียในถังคักพันธุ	
ชุดการทดลองที่ 1	การต่อถังคักพันธุแบบขนาน	
ชุดการทดลองที่ 2	การต่อถังคักพันธุแบบผสม	

ใน 2 ชุดการทดลองนี้ จะทำการทดลองโดยให้น้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพและตะกอนสูบกลับเข้าสู่ถังคักพันธุตามสถานะของระบบบำบัดน้ำเสียเดิมของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง โดยไม่มีการควบคุมสถานะการเติมอากาศของถังคักพันธุ แต่จะทำการทดลองภายใต้การควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในถังเดิมอากาศหรือถัง CN ให้อยู่ในช่วง 0.3 – 3.3 มก./ล. (รายละเอียดการควบคุมออกซิเจนละลายระบุในหัวข้อ 2.2.2.3 ข้อ 3) หรือในภาคผนวก ค) ทั้ง 2 ชุดการทดลอง โดยในแต่ละชุดการทดลองจะทำการทดลองเป็นเวลา 3 เดือน

นอกจากชุดการทดลองทั้งสองแล้ว ผู้วิจัยได้ทดลองศึกษาคุณภาพน้ำของระบบบำบัดรวมทั้งหมดเพิ่มเติม โดยเมื่อทำการทดลองในชุดการทดลองที่ 1 เสร็จสิ้นแล้ว ผู้วิจัยได้ทดลองเดินระบบถังคักพันธุแบบผสมภายใต้การควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในถัง CN ให้อยู่ในช่วง 0.3 – 3.3 มก./ล. เป็นเวลา 3 สัปดาห์ จากนั้นได้ทดลองปิดเครื่องควบคุมการเติมอากาศ โดยให้เครื่องเติมอากาศทำงานตามปกติและทดลองเดินระบบต่อถังคักพันธุแบบผสมโดยไม่ควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายเป็นเวลา 3 สัปดาห์ เพื่อเปรียบเทียบกับคุณภาพน้ำของระบบรวมเมื่อมีการควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายโดยต่อถังคักพันธุในรูปแบบเดียวกัน

2.1.5 การเริ่มเดินระบบ

ในการทดลองครั้งนี้ได้ทำการเปลี่ยนแปลงการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง จากน้ำเสียที่สูบจากถังปรับสภาพ (Equalization Tank, EQ) และ

ตะกอนสูบลกลับจากถังตกตะกอนลงในถัง DN เปลี่ยนทิศทางการไหลให้ไหลเข้าสู่ถังคักพันธุ์ตามสถานะของระบบบำบัดน้ำเสียเดิม โดยไม่มีการควบคุมสถานะการเติมอากาศของถังคักพันธุ์ ดังภาพประกอบ 11 และ 19 จากนั้นจะทำการเดินระบบถังคักพันธุ์โดยเริ่มต้นเดินระบบจากชุดการทดลองที่ 1 โดยควบคุมสถานะการทำงานของถังคักพันธุ์จากระยะเวลาการเก็บกัก (HRT) โดยควบคุมให้ค่า HRT ของถังคักพันธุ์แต่ละถังมีค่าอยู่ในช่วง 15 – 30 นาที แล้วจึงทำการทดลองต่อไป

2.1.6 ศึกษาลักษณะน้ำเสียหลังมีการติดตั้งถังคักพันธุ์ โดยมีวิธีการศึกษาดังต่อไปนี้

1) ทดสอบความสามารถของถังคักพันธุ์ที่ได้ออกแบบไว้ โดยต้องมีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ของน้ำเสียและการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ต่างๆ สัปดาห์ ซึ่งแบ่งการศึกษาเป็น 3 ส่วน ดังนี้

- การวิเคราะห์พารามิเตอร์ ณ จุดเก็บตัวอย่างที่กำหนดไว้ โดยพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์มีดังนี้ อุณหภูมิ pH DO และความสามารถของการตกตะกอน (SVI) โดยพารามิเตอร์อุณหภูมิและ pH วิเคราะห์ทุกจุดเก็บตัวอย่าง แต่ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (DO) และความสามารถของการตกตะกอน (SVI) วิเคราะห์ ณ จุดเก็บตัวอย่างในถังที่มีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (CN) และถังที่มีการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (DN) ดังตารางที่ 10

- การวิเคราะห์พารามิเตอร์ ณ ห้องปฏิบัติการ โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำแบบจ้วง (Grab Sampling) โดยจะเก็บตัวอย่างน้ำ ณ จุดเก็บตัวอย่างที่ได้กำหนดไว้ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของถังคักพันธุ์และนำตัวอย่างน้ำมาวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการของคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ทำการเก็บรักษาน้ำตัวอย่างตามช่วงระยะเวลาตามวิธีของ Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA and WEF, 1998) โดยพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์และวิธีวิเคราะห์ได้แสดงไว้ดังตารางที่ 9

- การตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ โดยเก็บตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์จากถังคักพันธุ์และถังที่มีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน(CN) และถังที่มีการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (DN) และนำมาตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ โดยใช้ทั้งตะกอนสดและตะกอนที่ย้อมสี Gram และ Neisser เพื่อจำแนกและระบุชนิดของแบคทีเรียชนิดเส้นใยที่พบ รวมถึงสิ่งมีชีวิตอื่นที่พบด้วย เพื่อตรวจสอบชนิดและปริมาณของจุลินทรีย์สายใยและสิ่งมีชีวิตอื่นที่เปลี่ยนแปลงไปหลังจากมีการติดตั้งถังคักพันธุ์แล้ว โดยในการตรวจสอบจุลินทรีย์ในตะกอนจะศึกษาในเวลาใกล้เคียงกับการวิเคราะห์พารามิเตอร์

2) สรุปผลการทดลองและศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งระหว่างก่อนมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์และเมื่อมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์ขึ้น

2.1.7 ออกแบบถังคัดพันธุ์จากผลการทดลองที่ได้ โดยการออกแบบจะคำนึงถึงปัญหาและข้อจำกัดที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด

2.1.8 ติดตั้งถังคัดพันธุ์ตามรูปแบบและสภาวะที่ได้ออกแบบไว้เข้ากับระบบบำบัดเดิม เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเลต่อไป

การวิเคราะห์ข้อมูล

ข้อมูลของงานวิจัยในครั้งนี้ประกอบด้วยข้อมูลในด้านคุณภาพน้ำและข้อมูลในด้านค่าไฟฟ้า จึงทำการวิเคราะห์ข้อมูลดังต่อไปนี้

1) วิเคราะห์เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหาร รวมทั้งอัตราการบำบัดในโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียรวมของระบบแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ทั้งก่อนมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์และเมื่อมีการทดลองเดินระบบถังคัดพันธุ์ในแต่ละชุดการทดลองในรูปของร้อยละและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน โดยประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ใน โตรเจนและฟอสฟอรัสทั้งหมดสามารถหาได้จาก

$$\% \text{ Removal} = \frac{(\text{ความเข้มข้นของน้ำเสียก่อนการบำบัด} - \text{ความเข้มข้นของน้ำเสียหลังการบำบัด}) \times 100}{\text{ความเข้มข้นของน้ำเสียก่อนการบำบัด}}$$

2) วิเคราะห์ข้อมูลของดัชนีปริมาตรตะกอนโดยใช้สถิติ Paired – Samples Test เพื่ออธิบายความแตกต่างของดัชนีปริมาตรตะกอนทั้งก่อนมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์และเมื่อมีการทดลองเดินระบบถังคัดพันธุ์ในแต่ละชุดการทดลอง

3) วิเคราะห์อัตราการประหยัดพลังงาน โดยเปรียบเทียบค่าไฟในแต่ละวันของระบบบำบัดน้ำเสียและค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายจากเครื่องควบคุมการเติมอากาศทั้งก่อนมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์และเมื่อมีการทดลองเดินระบบถังคัดพันธุ์ในแต่ละชุดการทดลอง

2.2 วัสดุและอุปกรณ์

2.2.1 วัสดุ

วัสดุในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วย

2.2.1.1 น้ำเสียที่ใช้ในการวิเคราะห์ เป็นน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งซึ่งได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสีย ณ จุดเก็บตัวอย่าง (ภาพประกอบ 11)

2.2.1.2 สารเคมีที่ใช้ในการทดลองและการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ เป็นสารเคมีระดับคุณภาพวิเคราะห์ตามวิธีของ Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA and WEF, 1998)

2.2.2 อุปกรณ์

อุปกรณ์ในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วยอุปกรณ์ที่ใช้ทำการทดลอง ณ ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานตัวอย่างอุปกรณ์ที่ใช้ในการเก็บตัวอย่างและอุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ทางเคมีและทางจุลชีววิทยาในห้องปฏิบัติการ

2.2.2.1 อุปกรณ์ในการเก็บตัวอย่าง

- 1) ขวดเก็บตัวอย่างโพลีเอทิลีนขนาด 1 ลิตร
- 2) ถังโฟมสำหรับแช่ตัวอย่าง

2.2.2.2 อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียในห้องปฏิบัติการ

- 1) UV-VIS Spectrophotometer ผลิตภัณฑ์ Shimadzu รุ่น UV 1601
- 2) Reduction Colume
- 3) Touch Mixer ผลิตภัณฑ์ Fisher Scientific รุ่น 231
- 4) เครื่องชั่ง 2 ตำแหน่ง ผลิตภัณฑ์ Mettler Toledo รุ่น PB1502
- 5) เครื่องชั่ง 4 ตำแหน่ง ผลิตภัณฑ์ Mettler Toledo รุ่น AB 204
- 6) เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH Meter) ผลิตภัณฑ์ Wissenschaftlich Technische Werkstätten รุ่น pH 526
- 7) เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH Meter) เครื่องวัดออกซิเจน (DO Meter) และเครื่องวัดโออาร์พี (ORP Meter) ผลิตภัณฑ์ Wissenschaftlich Technische Werkstätten รุ่น pH/Oxi 340i
- 8) ตู้อบความร้อนแห้ง (Hot air oven) ผลิตภัณฑ์ Contherm รุ่น 240M
- 9) เครื่องกวนชนิดใช้แม่เหล็ก (Magnetic Stirrer) และเตาไฟฟ้า (Hot Plate) ของ Framo-Geratetechnik รุ่น M 21/1
- 10) ชุดกรองบุชเนอร์ (Buchner Filter)
- 11) เครื่องปั๊มดูดสุญญากาศ (Vacuum Pump) ผลิตภัณฑ์ GAST รุ่น 0296
- 12) ตู้ดูดความชื้น (Descicator) ผลิตภัณฑ์ Sanplatee

13) เตาข่อยสลายตัวอย่างสำหรับซีโอไซด์แบบปิด (Heating Blocks) ผลิตภัณฑ์ J.P Selecta รุ่น R.A.T.

14) ชุดกลั่นแอมโมเนีย (Ammonia Distillation Apparatus) ผลิตภัณฑ์ Gerhardt รุ่น EV 16

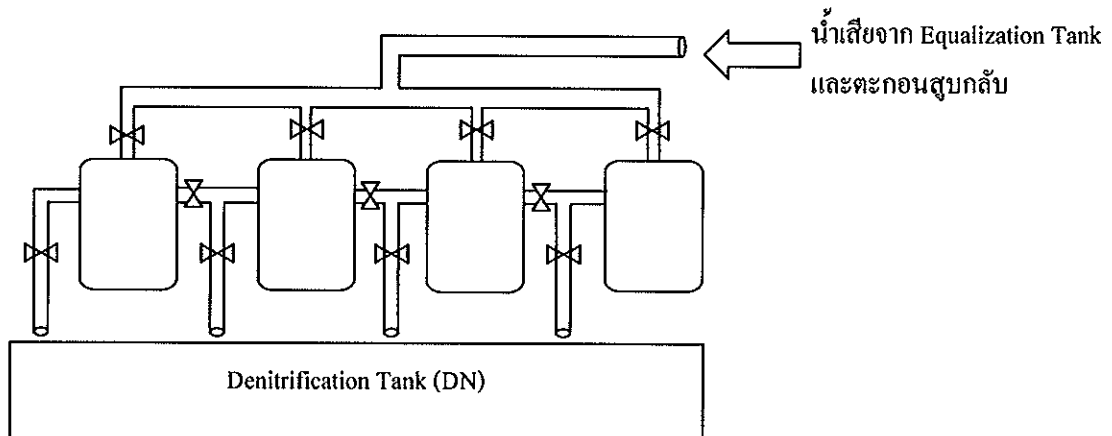
15) กระจกทรง GF/C ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 47 มิลลิเมตร

16) กล้องจุลทรรศน์แบบ Phase Contrast ผลิตภัณฑ์ Nikon รุ่น Eclipse E 600

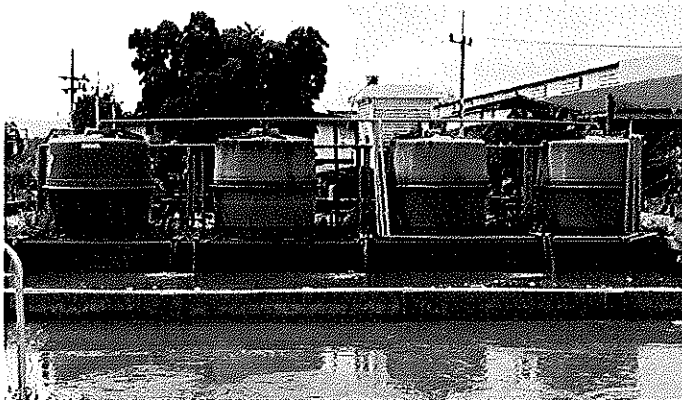
17) เครื่องแก้วต่างๆ ที่ใช้ในการวิเคราะห์

2.2.2.3 อุปกรณ์สำหรับใช้ทำการทดลอง ณ ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานตัวอย่าง

รูปแบบของระบบถังคั่งพันธุ์ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ ถูกติดตั้ง ณ โรงงานตัวอย่าง โดยมีส่วนประกอบต่างๆ ดังนี้



ภาพประกอบ 19 แบบจำลองรูปแบบของระบบถังคั่งพันธุ์ที่ใช้ในการศึกษา



ภาพประกอบ 20 ระบบถังคั่งพันธุ์ที่ถูกติดตั้ง ณ โรงงานตัวอย่าง

1) ถังคักพันธุ์ ซึ่งดัดแปลงมาจากถังเก็บน้ำทำจากไฟเบอร์กลาสที่สามารถรับแรงอัดได้ดี ทนทานและไม่มีวัสดุที่ทำให้เกิดสนิม มีเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 1.7 เมตร ความสูงประมาณ 2 เมตร แต่ละถังมีปริมาตร 4,000 ลิตร จำนวน 4 ถัง คังภาพประกอบ 19 และ 20 เดิมถังน้ำนี้มีอยู่ในโรงงานฯ

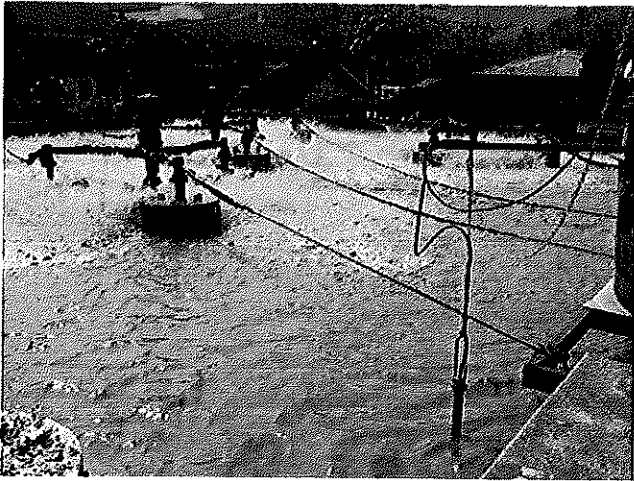
2) เส้นท่อ ทรงกลมทำด้วยพลาสติก เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 4 นิ้วต่อจากท่อสูบตะกอนกลับและท่อขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 2 นิ้วต่อจากท่อน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพแล้วและต่อไปยังถังคักพันธุ์ โดยท่อที่ลงในถังคักพันธุ์มีวาล์วเปิด-ปิด

3) ระบบควบคุมการเติมอากาศ จะประกอบด้วยเครื่องมือ 2 ส่วนดังนี้

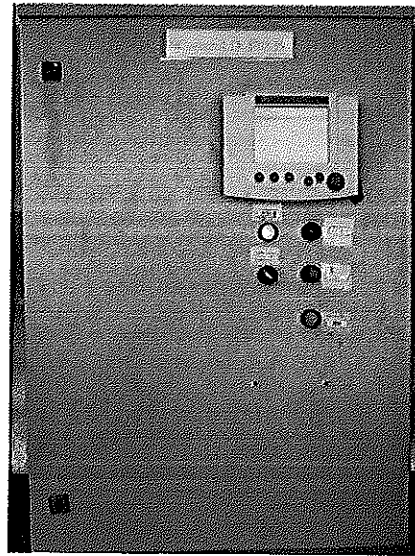
3.1) อุปกรณ์ตรวจวัดค่าออกซิเจน ซึ่งติดตั้งให้ตรวจวัดค่าในถัง CN ดังภาพประกอบ 21 (1)

3.2) เครื่อง Inverter ควบคุมการเติมอากาศของเครื่องเติมอากาศในถัง CN ดังภาพประกอบ 21 (2)

สำหรับการทำงานของเครื่องควบคุมการเติมอากาศสามารถสรุปได้อย่างสังเขป คือ เครื่องตรวจวัดค่าออกซิเจนหรือ DO Controller ในถัง CN จะตรวจวัดค่าและส่งสัญญาณมาเข้า Inverter เพื่อแสดงค่าที่วัดได้และปรับความเร็วรอบของเครื่องเติมอากาศในถัง CN ให้อยู่ในช่วงที่กำหนด ซึ่งในที่นี้จะควบคุมให้ค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วง 0.3 – 3.3 มก./ล. โดยเครื่อง Inverter สามารถปรับความเร็วรอบของเครื่องเติมอากาศจำนวน 4 ตัวในถัง CN ส่วนอีก 1 ตัวเปิดให้ทำงานตามปกติไม่มีการควบคุม (100%) ในการควบคุมการทำงาน of เครื่องเติมอากาศนั้นจะคิดเป็นร้อยละ (%) จากความสามารถสูงสุดของเครื่องเติมอากาศจาก 60 – 100% โดยไม่ให้หยุดการทำงานและสามารถควบคุมการใช้ปริมาณไฟฟ้าได้จากเครื่อง Inverter นี้ นอกจากนี้ ใน DO Controller สามารถเก็บข้อมูลค่าออกซิเจนละลาย (DO) และอุณหภูมิทุกๆ 5 นาที ซึ่งสามารถส่งสัญญาณเข้าคอมพิวเตอร์เพื่อนำข้อมูลออกมาวิเคราะห์ได้ (รายละเอียดระบุในภาคผนวก ค)



(1)



(2)

ภาพประกอบ 21 ระบบควบคุมการเติมอากาศ ; (1) อุปกรณ์ตรวจวัดค่าออกซิเจน และ (2) เครื่อง Inverter ควบคุมการเติมอากาศของเครื่องเติมอากาศ

บทที่ 3

ผลและวิจารณ์ผลการวิจัย

3.1 การศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงานตัวอย่างก่อนมีการติดตั้งถังคัดพินธุ์

ในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานตัวอย่าง น้ำเสียที่เข้าระบบฯ มาจากกระบวนการผลิตส่วนต่างๆ โดยน้ำเสียทั้งหมดไหลเข้าสู่ถังปรับสภาพน้ำเสีย (Equalization Tank, EQ) และถูกสูบออกไปบำบัด 2 ส่วน คือ ส่วนหนึ่งเข้าสู่ระบบ UASB อีกส่วนหนึ่งเข้าสู่ถังปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน (DN) ของระบบบำบัดแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์เป็นระบบที่มีหน่วยบำบัดในโตรเจน โดยมีถังปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน (Complete Nitrification Tank, CN) เป็นถังเติมอากาศและถังปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification Tank, DN) ซึ่งน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากถัง CN และ DN จะเข้าสู่ถังตกตะกอน ส่วนตะกอนจากถังตกตะกอนถูกสูบกลับเข้าสู่ถัง DN นอกจากนี้ น้ำเสียจากระบบ UASB ก็ไหลเข้าสู่ถัง DN ด้วยเช่นกัน (ภาพประกอบ 13) จากนั้นน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ จะไหลเข้าสู่ระบบบึงประดิษฐ์ (Constructed Wetland) ซึ่งเป็นหน่วยบำบัดสุดท้ายก่อนน้ำเสียถูกปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม ในการศึกษาลักษณะน้ำเสียของระบบบำบัดโดยรวมก่อนมีการติดตั้งถังคัดพินธุ์ในครั้งนี้ ผู้วิจัยทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากจุดเก็บตัวอย่างดังภาพประกอบ 11 มาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพ เคมีและชีวภาพ โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียในช่วงระหว่างเดือนมีนาคม ถึง เดือนมิถุนายน 2549 ซึ่งทำการเก็บตัวอย่างทั้งหมด 10 ครั้ง ได้ผลการศึกษาแบ่งตามจุดเก็บตัวอย่าง ดังนี้

3.1.1 จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 น้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพแล้ว

ผู้วิจัยได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพแล้วจากเส้นท่อนก่อนเข้าสู่ระบบ UASB เพื่อศึกษาลักษณะน้ำเสียรวมของโรงงานและเป็นจุดเดียวกับน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบถังคัดพินธุ์ พบว่า เมื่อนำตัวอย่างน้ำเสียมาวิเคราะห์หาคุณลักษณะของน้ำเสียทางกายภาพและเคมี ลักษณะน้ำเสียได้แสดงไว้ดังตารางที่ 13

ตารางที่ 13 ลักษณะน้ำเสี้ยวรวมของโรงงานตัวอย่างก่อนมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
Temperature (องศาเซลเซียส)	21.1 – 26.6	22.5 \pm 1.6
pH	6.62 – 7.15	6.95 \pm 0.15
TCOD (มก./ล.)	2,000 – 6,415	3,438 \pm 1,396
SCOD (มก./ล.)	800 – 4,800	1,825 \pm 1,171
TKN (มก./ล.)	81.7 – 219.3	133.0 \pm 44.0
NH ₄ ⁺ -N (มก./ล.)	53.7 – 168.0	104.9 \pm 33.7
TP (มก./ล.)	25.1 – 75.0	38.8 \pm 18.5
SS (มก./ล.)	124 – 401	189 \pm 81

หมายเหตุ : จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

จากตารางที่ 13 ตัวอย่างน้ำเสี้ยวจากถัง EQ ของโรงงาน มีระยะเวลาเก็บกัก (HRT) เฉลี่ยเท่ากับ 0.92 วัน โดยป้อนมีปริมาตรเท่ากับ 650 ลบ.ม. และมีปริมาณน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่บ่อเฉลี่ยเท่ากับ 721.02 ลบ.ม./วัน การศึกษาลักษณะน้ำเสี้ยวรวมของโรงงานก่อนมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์ทำการเก็บตัวอย่างทั้งหมด 10 ครั้ง พบว่า น้ำเสี้ยวจากโรงงานตัวอย่างมีอุณหภูมิต่ำกว่าช่วงอุณหภูมิน้ำปกติของประเทศไทย ทั้งนี้เนื่องจากในกระบวนการผลิตมีการใช้น้ำเย็นและน้ำแข็งในทุกขั้นตอนของการตัดแต่งวัตถุดิบ ดังภาพประกอบ 1 ซึ่งน้ำเสียส่วนใหญ่จากกระบวนการเหล่านี้ได้มีการปรับสภาพน้ำเสียโดยการกักพักไว้ในถัง EQ ให้น้ำเสียมีอุณหภูมิสูงขึ้นอยู่ในช่วง 21.1 – 26.6 องศาเซลเซียสก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียอื่นๆ ส่วน pH ของน้ำเสีย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.95 \pm 0.15 ทั้งนี้เนื่องจากการปรับสภาพน้ำเสียให้ค่า pH เพิ่มสูงขึ้นด้วยปูนขาวก่อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์และระบบ UASB และความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD และ SCOD มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3,438 \pm 1,396 และ 1,825 \pm 1,171 มก./ล. ตามลำดับ เนื่องจากน้ำเสียจากกระบวนการผลิตมีเศษวัตถุดิบปะปนออกมาเป็นจำนวนมาก จึงทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์มีค่าค่อนข้างสูง อย่างไรก็ตาม แม้น้ำเสี้ยวจะมีเศษวัตถุดิบปะปนออกมาเป็นจำนวนมาก หากแต่บริเวณรับน้ำเสียของถัง EQ มีตะแกรงกรองเศษวัตถุดิบและขยะต่างๆ ที่มาพร้อมกับน้ำเสียที่ออกจากกระบวนการผลิต ทำให้ปริมาณสารแขวนลอยในน้ำเสียของโรงงานมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 189 \pm 81 มก./ล. ซึ่งเป็นค่าที่ไม่สูงมากนัก นอกจากนี้ จากการสังเกต พบว่า บริเวณผิวหน้ามีปริมาณสารอินทรีย์บางส่วนรวมตัวกับไขมันเป็นกลุ่มก้อนลอยบนผิวน้ำกระจายทั่วทั้งถัง ทำให้ของแข็งขนาดใหญ่สามารถ

ตกตะกอนได้ภายในถึง น้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพแล้วจึงมีปริมาณสารแขวนลอยไม่มากนัก สำหรับปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปของ TKN (Total Kjeldahl Nitrogen) ซึ่งเป็นผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนีย โดยสารอินทรีย์ไนโตรเจน พบอยู่ในสารอินทรีย์ต่างๆ (มันดิน คัดลูลเวคส์และมันรัคส์ คัดลูลเวคส์, 2545) ในที่นี้ คือ เศษวัตถุคิบที่เป็นสารอินทรีย์ไนโตรเจนปะปนออกมากับน้ำเสียเป็นจำนวนมาก โดยสารอินทรีย์ไนโตรเจนที่มีค่าสูงเมื่อถูกย่อยสลายก็เปลี่ยนเป็นแอมโมเนียที่มีค่าสูงด้วย จึงพบว่า น้ำเสียมีปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปของ TKN และแอมโมเนียค่อนข้างสูงโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 133.0 ± 44.0 และ 104.9 ± 33.7 มก./ล. ตามลำดับ เช่นเดียวกับปริมาณความเข้มข้นของฟอสฟอรัสที่มีค่าสูงจากสารอินทรีย์ที่ปะปนมากับน้ำเสีย จึงทำให้ปริมาณฟอสฟอรัสที่พบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 38.8 ± 18.5 มก./ล.

ลักษณะของน้ำเสีรวม พบว่า อัตราส่วนระหว่าง BOD_5 : TKN : TP มีค่าเท่ากับ $100 : 12.8 : 3.7$ ซึ่งเป็นค่าที่สูงกว่าค่าที่เหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศตามที่ MetCalf & Eddy (2004) แนะนำไว้ที่ $100 : 5 : 1$ จากอัตราส่วนดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าน้ำเสียมีปริมาณสารอาหารเกินพอต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ดังนั้น น้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพสามารถนำมาใช้ในการบำบัดแบบชีวภาพได้โดยไม่ต้องเพิ่มเติมสารอาหารแก่จุลินทรีย์ อีกทั้งอัตราส่วน BOD_5 : TCOD ของน้ำเสียมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.6 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่เหมาะสมต่อการบำบัดแบบชีวภาพ (MetCalf & Eddy, 2004) และระบบบำบัดควรมีหน่วยบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสอีกด้วย

3.1.2 จุดเก็บตัวอย่างที่ 2 น้ำเสียออกจากระบบ UASB

น้ำเสียจาก EQ ส่วนหนึ่งเข้าสู่ระบบ UASB เพื่อบำบัดสารอินทรีย์ให้มีความเข้มข้นน้อยลงก่อนที่จะเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ แม้ว่าน้ำเสียจะมีปริมาณสารอาหารที่จำเป็นเพียงพอต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ หากแต่การปล่อยน้ำเสียทั้งหมดเข้าระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์อาจทำให้มีการเติมอากาศเพิ่มขึ้น เพื่อให้ระบบฯ มีออกซิเจนเพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ ทำให้สิ้นเปลืองพลังงาน จึงจำเป็นต้องมีระบบบำบัดแบบไร้อากาศเพื่อรองรับน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูง ๆ โดย UASB เป็นระบบฯ ที่สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบบอื่นและน้ำทิ้งมีคุณภาพดีขึ้น (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) จากการนำตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB มาวิเคราะห์หาคุณลักษณะของน้ำเสียทางกายภาพและเคมี พบว่า น้ำเสียมีลักษณะดังตารางที่ 14

ตารางที่ 14 ลักษณะน้ำเสียจากระบบ UASB จากโรงงานตัวอย่าง

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
Temperature (องศาเซลเซียส)	21.6 – 28.5	24.2 \pm 2.1
pH	6.70 – 7.27	6.92 \pm 0.15
TCOD (มก./ล.)	222 – 3,396	1,027 \pm 1,011
SCOD (มก./ล.)	100 – 1,100	255 \pm 305
TKN (มก./ล.)	88.2 – 157.5	117.8 \pm 20.3
NH ₄ ⁺ -N (มก./ล.)	81.9 – 134.4	109.2 \pm 16.6
TP (มก./ล.)	28.6 – 51.6	33.0 \pm 6.7
SS (มก./ล.)	16 – 117	56 \pm 32

หมายเหตุ : จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

จากตารางที่ 14 ตัวอย่างน้ำเสียจากระบบ UASB ของโรงงาน มี HRT เฉลี่ยเท่ากับ 1.06 วัน โดยระบบมีปริมาตรเท่ากับ 450 ลบ.ม. และมีปริมาณน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 493.33 ลบ.ม./วัน จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากระบบ UASB พบว่า ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD และ SCOD มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1,027 \pm 1,011 และ 255 \pm 305 มก./ล. ตามลำดับ จะเห็นว่าระบบ UASB สามารถลดสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำเสียจากถึง EQ ได้สูงมากกว่า 70 % ทั้งนี้เนื่องจากเป็นระบบไร้อากาศ สารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียที่ไม่ใช้อากาศ ทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ลดลง นอกจากค่า TCOD และ SCOD แล้ว ปริมาณสารอินทรีย์ในโตรเจนก็ถูกย่อยสลายจากระบบนี้ด้วย เห็นได้จากค่าความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปของ TKN และ NH₄⁺-N มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 117.8 \pm 20.3 และ 109.2 \pm 16.6 มก./ล. ตามลำดับ จะเห็นว่า TKN มีค่าลดลงแต่ NH₄⁺-N มีค่าสูงขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียเมื่อผ่านระบบบำบัดแบบไร้อากาศ สารอินทรีย์ในโตรเจนจะถูกย่อยสลายเป็น NH₄⁺-N จึงทำให้น้ำที่ออกจากระบบ UASB มีค่า NH₄⁺-N สูงขึ้น สำหรับปริมาณสารแขวนลอยที่ปะปนมากับน้ำเสียจาก EQ ส่วนที่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์บางส่วนก็จะมีกรย่อยสลาย บางส่วนจะมีการตกตะกอนลงสู่ก้นระบบและบางส่วนที่หลุดออกมากับน้ำทิ้งของระบบ UASB จะถูกกรองโดยตะแกรงอีกชั้นหนึ่งก่อนที่น้ำเสียจะถูกปล่อยสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ จึงทำให้น้ำเสียจากระบบ UASB มีปริมาณสารแขวนลอยลดลง โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 56 \pm 32 มก./ล.

นอกจากระบบ UASB มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์แล้ว น้ำทิ้งจากระบบนี้ยังส่งผลดีต่อการบำบัดไนโตรเจนในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเมื่อเข้าสู่ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์อีกด้วย เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้ง่ายเมื่อสารอินทรีย์ในโตรเจนถูกย่อยสลายไปบ้างแล้ว ซึ่งโดยทั่วไปการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียจะเกิดขึ้นในช่วงแรกๆ ที่น้ำเสียผ่านระบบบำบัดแบบไร้อากาศเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งสารอินทรีย์ในโตรเจนจะถูกย่อยสลายเป็น $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้ง่ายขึ้น (อาภรณ์ รักเกิด, 2542) เนื่องจากสารอินทรีย์ในโตรเจนไม่ต้องถูกย่อยสลายเป็น $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ อีกและสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเปลี่ยนรูปเป็น $\text{NO}_2^- - \text{N}$ และ $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ได้ทันที โดยอัตราส่วนระหว่าง $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ และ TKN ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB คิดเป็นร้อยละ 92.7 เมื่อเทียบกับน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพจะมีอัตราส่วนคิดเป็นร้อยละ 78.8 ดังนั้น เมื่อน้ำเสียผ่านระบบ UASB แล้วสารอินทรีย์ในโตรเจนจะถูกย่อยสลายเป็นแอมโมเนียในโตรเจนเข้าสู่ถัง DN และ CN ทำให้เกิดการบำบัดไนโตรเจนที่ดีขึ้น

3.1.3 จุดเก็บตัวอย่างที่ 3 น้ำเสียในถังปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (DN)

จากข้อมูลของระบบบำบัดน้ำเสีย พบว่า ถัง DN มีอายุตะกอนมากกว่า 20 วัน ซึ่งเป็นระยะเวลาค่อนข้างนานกว่าค่าแนะนำของระบบที่มีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน และไม่สามารถทราบค่าอายุตะกอนที่แน่นอนได้ เนื่องจากระบบฯ มีอัตราการสูบตะกอนทิ้งไม่สม่ำเสมอ โดยมีการสูบตะกอนทิ้งเมื่อค่า SV_{30} มากกว่า 800 มล./ล. ซึ่งการสูบตะกอนทิ้งไม่มีปริมาณที่แน่นอน จึงไม่สามารถควบคุมและคำนวณอายุตะกอนของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ได้ รวมทั้งมีการสูบตะกอนกลับอยู่ตลอดเวลา ทำให้จุลินทรีย์ในระบบมีปริมาณมากและใช้สารอาหารในระบบฯ อยู่ตลอดเวลา กอปรกับการรับน้ำทิ้งจากระบบ UASB ซึ่งมีปริมาณสารอินทรีย์ค่อนข้างน้อย จึงต้องเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์และแหล่งคาร์บอนสำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยสูบน้ำเสียจาก EQ ส่วนหนึ่งเข้าสู่ถัง DN เพื่อให้ระบบฯ มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ดีขึ้น จากการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทั้งทางกายภาพและเคมี ได้ผลการศึกษาดังตารางที่ 15

ในระบบบำบัดแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง มีถัง DN และ CN ทำให้เกิดการบำบัดไนโตรเจน ถึงทั้งสองอยู่ติดกันไม่มีการปิดแยกกันอย่างสมบูรณ์ โดยเชื่อมต่อกันทางประตูน้ำที่มีช่องเปิดข้างละ 50 เซนติเมตรเพื่อให้เกิดการหมุนเวียนตะกอน ทั้งสองถังมีปริมาตรรวมเท่ากับ 2,000 ลบ.ม. อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าถังทั้งสองเฉลี่ยเท่ากับ 1,226.66 ลบ.ม./วัน และมี HRT เฉลี่ยเท่ากับ 1.74 วัน จากการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพและเคมี พบว่า น้ำเสียในถัง DN มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 25.1 – 26.4 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิน้ำปกติของประเทศไทย

ส่วน pH ของน้ำเสียในถังนี้มีความแตกต่างกันน้อยมาก โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.74 ± 0.19 และมีค่าอยู่ในช่วง 6.5 – 8.5 ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2543) โดยค่า pH ของถัง DN มีค่าสูงกว่าถัง CN ทั้งนี้เนื่องจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะมีการเพิ่มสภาพต่าง ทำให้ค่า pH สูงขึ้น นอกจากนี้ ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายก็เป็นอีกปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยปกติปฏิกิริยาสามารถเกิดได้ที่ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายค่อนข้างต่ำหรือสถานะที่เป็น Anoxic (ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้อยกว่า 1 มก./ล.) แต่เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์ (2543) พบว่า ในสถานะที่ระบบมีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายถึง 0.2 มก./ล. จะทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันหยุดทำงาน หากแต่ในถัง DN มีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายเฉลี่ยเท่ากับ 1.52 ± 0.26 มก./ล. ซึ่งเป็นค่าที่ไม่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

ตารางที่ 15 ลักษณะน้ำเสียในถังปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (DN) จากโรงงานตัวอย่าง

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
Temperature (องศาเซลเซียส)	25.1 – 26.4	25.7 ± 0.5
pH	6.33 – 7.04	6.74 ± 0.19
DO (มก./ล.)	1.40 – 2.04	1.52 ± 0.26
MLSS (มก./ล.)	2,175 – 3,030	$2,566 \pm 367$
SVI (มล./ก.)	125 – 240	187 ± 34

หมายเหตุ : จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

อย่างไรก็ตาม แม้ว่าถัง DN จะมีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในปริมาณที่ไม่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน แต่ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันก็ยังสามารถเกิดขึ้นได้ โดยสังเกตได้จากค่า NO_3^- -N ของน้ำออกจากถังตกตะกอนที่มีค่าน้อยกว่าค่า NH_4^+ -N ของน้ำเสียที่เข้าระบบ แสดงว่า NO_3^- -N ส่วนหนึ่งมีการเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนออกสู่บรรยากาศ แต่อย่างไรก็ตามยังคงมี NO_3^- -N ในปริมาณมากเข้าสู่ถังตกตะกอน ซึ่งบ่งบอกให้ทราบว่าระบบฯ มีประสิทธิภาพบำบัดไนโตรเจนได้ไม่ดีเท่าที่ควร ทั้งนี้เนื่องมาจากการเติมอากาศที่มากเกินไปของถังเติมอากาศ ทำให้มีออกซิเจนหลงเหลือมากพอที่จะผ่านเข้ามายังถัง DN ทางประตุน้ำที่เชื่อมระหว่างถัง CN กับ DN และรบกวนการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ โดยความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศจะกล่าวถึงในหัวข้อถัดไป จากค่าอายุตะกอนค่อนข้างสูงและมีการสูบตะกอนทิ้งไม่

สม่ำเสมอ ทำให้ในถัง DN มีปริมาณสารแขวนลอยในรูป MLSS สูงและมีอัตราการตกตะกอนหรือค่า SV_{30} สูง (มีค่าอยู่ในช่วง 280 – 620 มล./ล.) ด้วย โดย MLSS มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $2,566 \pm 367$ มก./ล. เมื่อนำค่า MLSS ไปคำนวณเป็นค่า SVI จะได้ค่าเฉลี่ยเท่ากับ 187 ± 34 มล./ก. ซึ่ง Sezgin *et al.* (1978) กล่าวว่า ถ้าในระบบบำบัดมีค่า SVI มากกว่า 150 มล./ก. บ่งบอกให้ทราบว่ามีการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยอย่างหนาแน่นทั้งภายในและภายนอก Floc ซึ่งมีผลต่ออัตราการตกตะกอน ดังนั้น ถัง DN ซึ่งมีค่า SVI มากกว่า 150 มล./ก. จึงมีปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวเกิดขึ้นแล้ว

3.1.4 จุดเก็บตัวอย่างที่ 4 น้ำเสียในถังปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน (CN)

ถังปฏิกริยาไนตริฟิเคชันหรือถัง CN เป็นถังเติมอากาศของระบบฯ โดยในถังนี้ นอกจากการให้ออกซิเจนกับจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์แล้ว ยังมีความสามารถในการบำบัดไนโตรเจนด้วย โดยเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันของ $NH_4^+ - N$ ในน้ำเสียจาก EQ และ UASB ที่เข้าสู่ถัง CN ผ่านทางประตูน้ำระหว่างถัง DN และ CN ซึ่งปฏิกริยานี้จุลินทรีย์จะใช้ออกซิเจนในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรต์และไนเตรต ดังนั้น ในถัง CN จึงต้องมีการเติมอากาศให้มากพอต่อการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนด้วย โดยในการเติมอากาศของถัง CN มีเครื่องเติมอากาศที่ทำงานทั้งหมด 5 เครื่องๆ ละ 10 แรงม้า จากการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทั้งทางกายภาพและเคมี ได้ผลการศึกษาดังตารางที่ 16

ตารางที่ 16 ลักษณะน้ำเสียในถังปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน (CN) จากโรงงานตัวอย่าง

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
Temperature (องศาเซลเซียส)	25.2 – 26.4	25.8 ± 0.4
pH	6.36 – 6.94	6.62 ± 0.18
DO (มก./ล.)	2.00 – 5.55	3.03 ± 1.52
MLSS (มก./ล.)	2,190 – 3,175	$2,665 \pm 369$
SVI (มล./ก.)	125 – 232	178 ± 34

หมายเหตุ : จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

ตัวอย่างน้ำเสียจากถัง CN ของระบบฯ น้ำเสียมีอัตราการไหลเท่ากับถัง DN และถัง CN มี HRT และปริมาตรเท่ากับกับถัง DN ด้วย จากการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพและเคมี

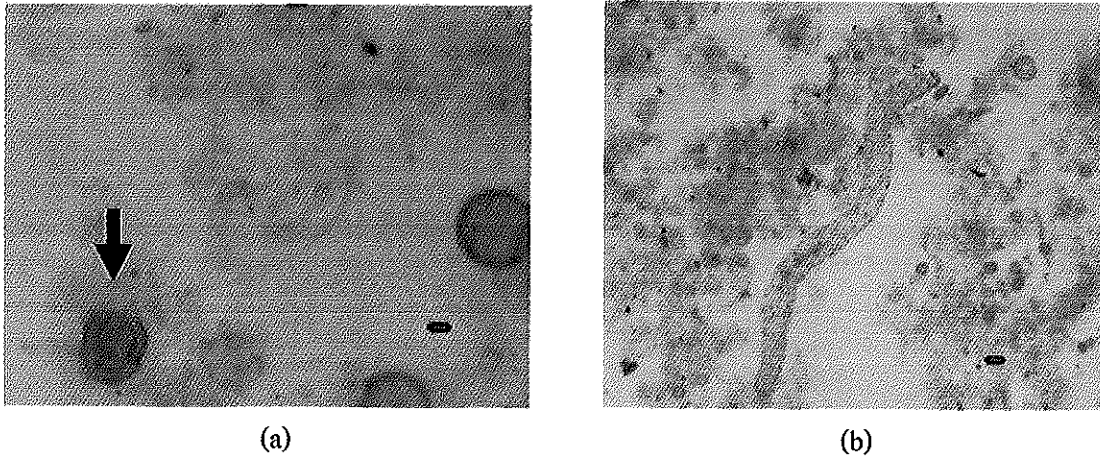
พบว่า น้ำเสียในถัง CN มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 25.2 – 26.4 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิน้ำปกติของประเทศไทย ส่วน pH ของน้ำเสียในถังนี้มีความแตกต่างกันน้อยมากโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.62 ± 0.18 ทั้งนี้ผู้ควบคุมระบบฯ ได้มีการปรับ pH โดยการเติมปูนขาวเพื่อเพิ่มสภาพความเป็นด่างให้มากขึ้นแล้ว หากแต่ค่า pH ของน้ำเสียยังมีลักษณะค่อนข้างเป็นกรดอยู่เนื่องจากในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจุลินทรีย์จะใช้สาร Alkalinity ชนิดคาร์บอเนตและได้ประจุไฮโดรเจน (H^+) ออกมาด้วย โดยค่า pH ที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 7.2 – 9.0 จึงทำให้มีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันสูงสุด (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

แม้ว่าค่า pH ของถัง CN จะไม่เหมาะสมต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน หากแต่ปัจจัยสำคัญประการหนึ่งที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาได้ดี คือ ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย โดยในถัง CN มีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายเฉลี่ยเท่ากับ 3.03 ± 1.52 มก./ล. ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ทั้งนี้เนื่องจากค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายมีความสัมพันธ์กับอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของแบคทีเรียไนตริไฟอิง (Nitrifying Bacteria) ดังนั้น ถึงปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจึงควรมีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายสูงกว่า 2.0 มก./ล. (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ส่วนปริมาณสารแขวนลอยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $2,665 \pm 369$ มก./ล. เมื่อนำมาคำนวณค่า SVI มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 178 ± 34 มล./ก. ซึ่งมีค่าไม่แตกต่างกับถัง DN

นอกจากการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางกายภาพและเคมีแล้ว ผู้วิจัยได้ทำการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ทั้งจากถัง DN และถัง CN ด้วยกล้องจุลทรรศน์ซึ่งได้ผลการศึกษามีรายละเอียด ดังนี้

1) ผลการตรวจสอบสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูง

จากการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์จากถัง DN และถัง CN ด้วยกล้องจุลทรรศน์พบสิ่งมีชีวิตทั้ง 6 ประเภท คือ Flagellates Amoebae Free-Swimming Ciliates Attached Ciliates Rotifers และ Higher Invertebrates โดย Protozoa ชนิดที่พบมากที่สุด คือ Rotifers (ภาพประกอบ 22(a)) นอกจากนี้ ยังพบ Higher Invertebrates จำพวก Nematode อีกด้วย (ภาพประกอบ 22(b)) ซึ่ง Jenkins *et al.* (1993) กล่าวว่า Higher Invertebrates จำพวก Nematode มักพบในระบบฯ ที่มีอายุตะกอนสูงเท่านั้น ซึ่งการพบสิ่งมีชีวิต 2 ชนิดนี้ สามารถบ่งชี้ได้ว่า ในถัง DN และ CN ของระบบฯ มีอายุตะกอนสูงและอัตราส่วนของ F/M Ratio มีค่าต่ำ



ภาพประกอบ 22 ชนิดของสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูงที่พบมากในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คคิวเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง เมื่อตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ในช่วงเดือนมีนาคม ถึง เดือนมิถุนายน 2549 : a. Rotifers (กำลังขยาย 200 เท่า); b. Higher Invertebrates จำพวก Nematode (กำลังขยาย 40 เท่า)

2) ผลการตรวจสอบจุลินทรีย์สายใย

ในการศึกษารั้งนี้ ผู้วิจัยเลือกใช้การจำแนกชนิดจุลินทรีย์สายใยโดย Dichotomous Key ของ Jenkins *et al.* (1993) พบจุลินทรีย์สายใยหลายชนิด โดยชนิดที่พบมากมี 4 ชนิด คือ *Sphaerotilus natans* Type 0041 Type 1851 และ *Nostocoida limicola* II ดังภาพประกอบ 23 ซึ่งสอดคล้องกับ Jenkins *et al.* (1993) ที่รายงานไว้ว่า ระบบฯ ที่มีการเติมอากาศแบบ Complete mixed มักพบจุลินทรีย์สายใยชนิด *S. natans* Type 1851 และ *N. limicola* โดยทั้ง 3 ชนิดนี้เจริญเติบโตได้ดีเมื่อมีมลสารที่ละลายน้ำได้และสามารถย่อยสลายได้ง่ายด้วย จากผลการตรวจสอบจุลินทรีย์สายใยในตะกอนจุลินทรีย์ทั้ง 2 ถัง พบว่า จุลินทรีย์สายใยชนิดที่พบมากที่สุดคือ Type 0041 ซึ่งเป็นตัวชี้วัดสถานะที่มีอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำและการขาดธาตุอาหารของระบบ (Jenkins *et al.*, 1993) โดยปกติเมื่อย้อมสี Neisser กับจุลินทรีย์สายใยชนิด Type 0041 จะให้ผลเป็นลบ (Neisser Negative) ซึ่งจะมีสีน้ำตาล หากแต่ Type 0041 ที่เจริญเติบโตภายใต้สภาวะที่ระบบฯ ขาดธาตุอาหาร พบว่า ทำให้ผลการย้อมสี Neisser เป็นบวก (Neisser Positive) ซึ่งจะมีสีน้ำเงิน (ภาพประกอบ 24)

แม้ว่าน้ำเสียจากโรงงานตัวอย่างจะมีสารอินทรีย์และธาตุอาหารในปริมาณสูง หากแต่ Eikelboom (1975) รายงานว่า การพบจุลินทรีย์สายใยชนิด Type 0041 ที่เป็นตัวบ่งบอกสภาวะระบบบำบัดขาดธาตุอาหาร (Nutrient Deficiency) ซึ่งค่อนข้างมีความขัดแย้งกับลักษณะน้ำเสีย อาจเนื่องมาจาก Type 0041 สามารถใช้มลสารที่ย่อยสลายได้ยากในการเจริญเติบโตและพบได้

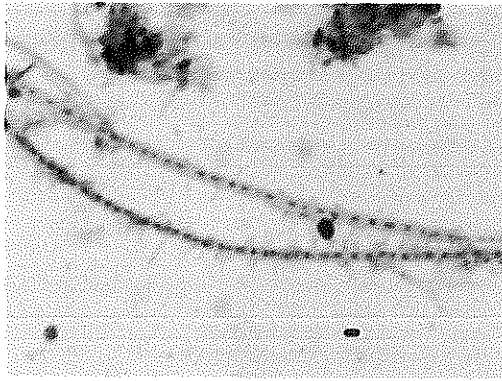
ทั่วไปในระบบแเอ็คตีเวเต็ดสลัดจ์แบบ BNR จากการศึกษาของ Blackbeard *et al.* (1988) กล่าวว่า ในแอฟริกาใต้ Type 0041 เป็นจุลินทรีย์สายใยชนิดหนึ่งที่พบได้ทั่วไปในระบบแเอ็คตีเวเต็ดสลัดจ์แบบ BNR ที่มี Anaerobic and/or Anoxic Zones ทั้งนี้ Ekama and Marais (1986) กล่าวว่า เนื่องจากในสภาวะ Anaerobic and/or Anoxic Zones มลสารจะถูกย่อยสลายด้วยอัตราการย่อยสลายที่ช้ามาก เมื่อเทียบกับในสภาวะ Aerobic ดังนั้น มลสารที่ย่อยสลายได้ยากจะถูกส่งเข้าสภาวะที่มีอากาศของระบบ BNR แล้วเกิดการย่อยสลายจนได้สารอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้และมีความเข้มข้นต่ำ ซึ่งเป็นมลสารที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของ Type 0041 ซึ่งสอดคล้องกับระบบฯ ของโรงงานตัวอย่าง นั่นคือ มีระบบแบบไร้อากาศ UASB ก่อนที่น้ำเสียจะเข้าสู่ถังเติมอากาศของระบบแเอ็คตีเวเต็ดสลัดจ์ อีกทั้งระบบฯ มีอายุตะกอนค่อนข้างนาน มีอัตราการสูบตะกอนทิ้งไม่ต่อเนื่องและมีการสูบตะกอนกลับอยู่ตลอดเวลา ทำให้สารอินทรีย์และธาตุอาหารถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยาอย่างต่อเนื่อง เมื่อสารอาหารลดลงแต่ปริมาณจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น มีผลให้ F/M Ratio มีค่าต่ำ จึงมีการติดตั้งถังคัดพันธุ์เพื่อให้ระบบบังคับพันธุ์เป็นส่วนที่รับค่าภาระบรรทุกสูงและทำให้ F/M Ratio ของถังคัดพันธุ์มีค่าสูงขึ้น (Martins *et al.*, 2003)

3.1.5 จุดเก็บตัวอย่างที่ 5 ตะกอนจุลินทรีย์สูบกลับจากถังตกตะกอน

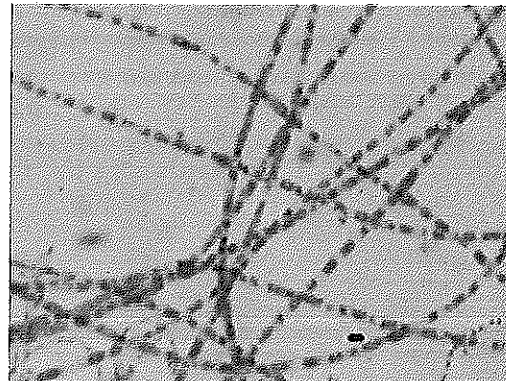
ตะกอนจุลินทรีย์จะถูกสูบกลับเข้าระบบฯอยู่ตลอดเวลา โดยเข้าสู่ถัง DN เพื่อรักษาอายุตะกอนและลดปริมาณตะกอนสูบทิ้ง ในจุดเก็บตัวอย่างนี้จะทำการเก็บตัวอย่างเมื่อเดินระบบบังคับพันธุ์แล้ว ทั้งนี้เพื่อศึกษาถึงปริมาณสารแขวนลอยที่เข้าระบบบังคับพันธุ์ รวมทั้งเปรียบเทียบค่าปริมาณสารแขวนลอยจากถังคัดพันธุ์กับจุดเก็บตัวอย่างที่ 3 4 และ 5 ด้วย

3.1.6 จุดเก็บตัวอย่างที่ 6 น้ำเสียออกจากถังตกตะกอน

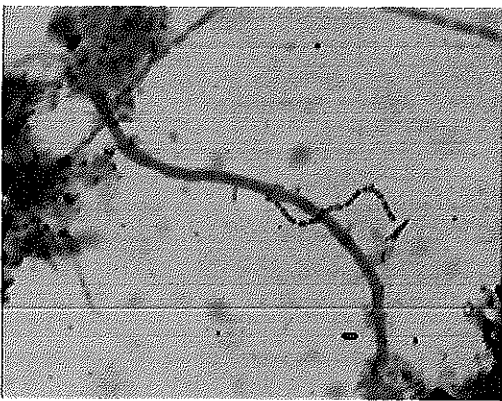
หลังการบำบัดน้ำเสียจากถัง CN และ DN แล้ว น้ำเสียจะเข้าสู่ถังตกตะกอน ซึ่งเป็นหน่วยบำบัดสุดท้ายของระบบแเอ็คตีเวเต็ดสลัดจ์ หลังการตกตะกอน ตะกอนก้นถังจะถูกสูบกลับเข้าระบบฯ จากกรณีวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทั้งทางกายภาพและเคมี ได้ผลการศึกษาดังตารางที่ 17



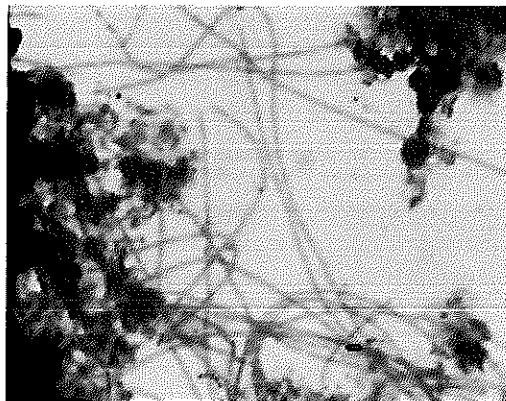
(a)



(b)

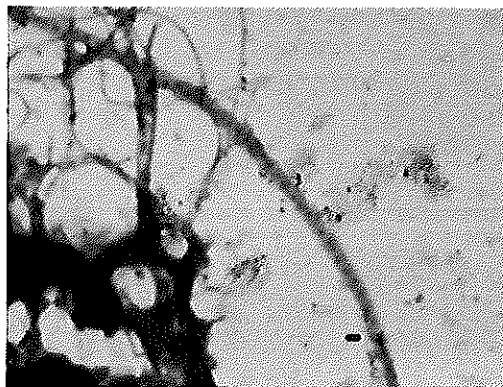


(c)



(d)

ภาพประกอบ 23 ลักษณะของจุลินทรีย์สายใยที่ย้อม Gram Stain จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ
แเอ็คติเวเต็ดสไลด์จ้ก่อนติดตั้งถังค้ดพันธุ้: a. Type 0041; b. *S. natans*;
c. *N. limicola* II และ d. Type 1851 (ทั้งหมค้กำลังขยาย 1,000 เท่า)



ภาพประกอบ 24 ลักษณะของจุลินทรีย์สายใยชนิด Type 0041 ที่ย้อม Neisser Stain จากระบบ
บำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสไลด์จ้ก่อนติดตั้งถังค้ดพันธุ้ (กำลังขยาย 1,000 เท่า)

ตารางที่ 17 ลักษณะน้ำเสียจากถังตกตะกอน จากโรงงานตัวอย่าง

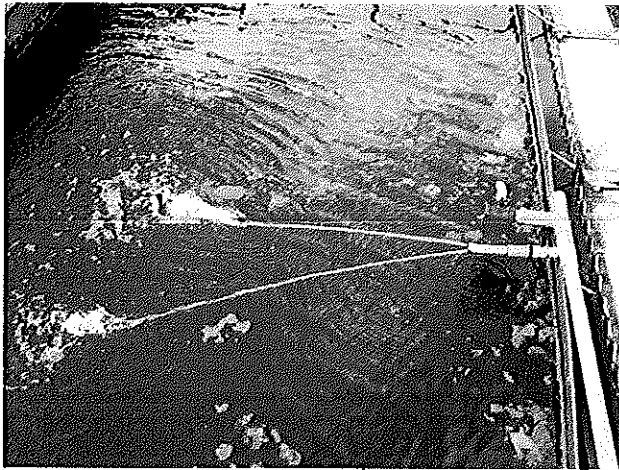
พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
Temperature (องศาเซลเซียส)	25.8 – 27.7	26.7 \pm 0.7
pH	6.42 – 6.90	6.67 \pm 0.16
TCOD (มก./ล.)	100 – 3,113	801 \pm 952
SCOD (มก./ล.)	0 – 1,400	311 \pm 449
TKN (มก./ล.)	0.4 – 4.6	1.9 \pm 1.3
NH ₄ ⁺ -N (มก./ล.)	0.1 – 2.9	0.6 \pm 0.8
NO ₃ ⁻ -N (มก./ล.)	35.3 – 61.8	52.2 \pm 8.9
TN (มก./ล.)	36.0 – 63.7	54.2 \pm 9.2
TP (มก./ล.)	27.3 – 49.9	33.1 \pm 6.7
SS (มก./ล.)	10 – 26	18 \pm 5

หมายเหตุ : จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

ตัวอย่างน้ำเสียจากถังตกตะกอนของระบบฯ โดยบ่อมีปริมาตรเท่ากับ 363 ลบ.ม. และมี HRT เท่ากับ 3 ชั่วโมง จากการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพและเคมี พบว่า น้ำเสียในถังตกตะกอน มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 25.8 – 27.7 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิน้ำปกติของประเทศไทย ส่วน pH ของน้ำเสียในถังนี้มีความแตกต่างกันน้อยมากโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.67 \pm 0.16 ส่วนความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD และ SCOD มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 801 \pm 952 และ 311 \pm 449 มก./ล. ตามลำดับ เนื่องจากน้ำเสียผ่านการบำบัดสารอินทรีย์มาตั้งแต่ระบบ UASB จนถึงถัง DN แล้ว ทำให้สารอินทรีย์ที่มีปริมาณสูงจากถัง EQ ลดลงอย่างมาก เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ของระบบฯ พบว่า ระบบ UASB ร่วมกับระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดสูงถึง 76.7%

จากการสังเกต พบว่า บริเวณคิวน้ำมีตะกอนจุลินทรีย์ลอยกระจายอยู่ทั่วทั้งถังเนื่องจากในถังตกตะกอนเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันและเกิดก๊าซไนโตรเจนขึ้น โดยก๊าซไนโตรเจนจะสะสมตัวอยู่ที่ชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ในถังตกตะกอน จนมากพอที่จะดันให้ตะกอนจุลินทรีย์เหล่านั้นลอยขึ้นมาเป็นก้อนใหญ่ ๆ เมื่อลอยขึ้นมาจนถึงคิวน้ำแล้วจะแตกกระจายออกเป็นแผ่นมองเห็นฟองก๊าซเล็ก ๆ ลอยขึ้นมากับตะกอน (กรมควบคุมมลพิษ, 2547) ดังนั้น ถังตกตะกอนจึงมีความสามารถในการลดปริมาณไนเตรตได้บางส่วน เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน

ของถังตกตะกอน พบว่า ระบบบำบัดแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ มีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 59.2 % แม้ว่ามีตะกอนลอยเกิดขึ้นกระจายทั่วผิวน้ำแต่ตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ที่ลอยขึ้นมาจะถูกสเปรย์น้ำจันแตกกระจายเป็นกลุ่มก้อนเล็กๆ และจมลงสู่ก้นถังตกตะกอน (ภาพประกอบ 25) ทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากถังตกตะกอนมีปริมาณสารแขวนลอยน้อยมาก โดยปริมาณสารแขวนลอยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 18 ± 5 มก./ล. นอกจากนี้ จากการตรวจวัดปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมด พบว่า มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 33.1 ± 6.7 มก./ล. เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสของระบบฯ พบว่า ระบบแบบไร้อากาศ UASB และระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับ 14.5 %



ภาพประกอบ 25 การสเปรย์น้ำของถังตกตะกอน

จากการศึกษาการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดแบบไร้อากาศร่วมกับระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ทำให้ทราบว่าระบบฯมีประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอย สารอินทรีย์และไนโตรเจนค่อนข้างสูง (ระบบฯ สามารถบำบัด SS TCOD และ TN ได้มากกว่า 85 75 และ 55% ตามลำดับ) โดยในการบำบัดสารอินทรีย์นั้น แม้ว่าระบบฯ มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ดี หากแต่เมื่อเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม (กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, 2539) น้ำออกจากระบบบำบัดทั้งสองส่วนนี้ยังมีปริมาณสารอินทรีย์สูงและคุณภาพน้ำยังไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม นอกจากสารอินทรีย์แล้ว ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดและปริมาณไนเตรตของน้ำออกจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ยังมีปริมาณสูง จนไม่สามารถปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมได้ จำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำเสียขั้นสุดท้ายก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม โดยระบบบำบัด

สุดท้ายของโรงงานตัวอย่างที่รองรับน้ำเสียก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมคือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

3.1.7 จุดเก็บตัวอย่างที่ 7 น้ำเสียออกจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ (Constructed Wetland)

ระบบบึงประดิษฐ์เป็นหน่วยบำบัดสุดท้ายของการบำบัดน้ำเสียโรงงานตัวอย่างนี้ ซึ่งประกอบด้วย บึงประดิษฐ์ 2 บึง บึงประดิษฐ์ทั้งระบบมีพื้นที่ประมาณ 4 ไร่ โดยบึงแรกรับน้ำเสียจากถังตกตะกอนและน้ำเสียเมื่อผ่านจากบึงแรกจะเข้าสู่บึงที่สอง ซึ่งเป็นบึงสุดท้ายของการบำบัดน้ำเสีย เมื่อผ่านการบำบัดจากบึงสุดท้ายน้ำเสียจะถูกปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม จากการศึกษาได้ทำการเก็บตัวอย่างจากบึงประดิษฐ์บึงสุดท้ายบริเวณปากท่อน้ำเสียออกและนำมาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทั้งทางกายภาพและเคมี ได้ผลการศึกษาดังตารางที่ 18

ตารางที่ 18 ลักษณะน้ำเสียจากระบบบึงประดิษฐ์จาก โรงงานตัวอย่าง

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
Temperature (องศาเซลเซียส)	26.0 – 27.3	26.7 \pm 0.5
pH	6.34 – 6.92	6.63 \pm 0.20
TCOD (มก./ล.)	8 – 74	35 \pm 21
SCOD (มก./ล.)	4 – 37	17 \pm 12
TKN (มก./ล.)	0.1 – 1.2	0.4 \pm 0.3
NO ₃ ⁻ -N (มก./ล.)	32.4 – 62.5	44.8 \pm 9.0
TN (มก./ล.)	32.8 – 63.0	45.3 \pm 8.9
TP (มก./ล.)	27.2 – 56.2	33.1 \pm 8.6
SS (มก./ล.)	1 – 9	4 \pm 2

หมายเหตุ : จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

จากการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพและเคมี พบว่า น้ำเสียจากระบบบึงประดิษฐ์มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 26.0 – 27.3 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิปกติของอากาศประเทศไทย ส่วน pH ของน้ำเสียในบึงประดิษฐ์นี้มีความแตกต่างกันน้อยมากโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.63 \pm 0.20 เนื่องจากช่วงเวลาที่ทำการเก็บตัวอย่างเป็นช่วงกลางวัน น้ำจึงมีอุณหภูมิสูงขึ้น ทำให้

ออกซิเจนละลายได้น้อย นอกจากนี้ สิ่งมีชีวิตต่างๆ ในน้ำมีการใช้ออกซิเจนในการหายใจและผลผลิตจากการหายใจจะเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) ขึ้น เมื่อก๊าซ CO₂ ทำปฏิกิริยากับน้ำจะเกิดเป็นกรดคาร์บอนิก ซึ่งเป็นกรดอ่อน ส่วนความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD และ SCOD มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 35 ± 21 และ 17 ± 12 มก./ล. ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบค่า TCOD กับค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม (กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, 2539) น้ำออกจากระบบบึงประดิษฐ์มีปริมาณสารอินทรีย์ผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม ทั้งนี้เนื่องจากระบบบึงประดิษฐ์รับน้ำเสียจากถังตกตะกอนซึ่งมีปริมาณสารอินทรีย์ไม่มากนักและระบบบึงประดิษฐ์ใช้จุลินทรีย์ที่เกาะตามพืชน้ำในการบำบัดน้ำเสีย เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ของระบบฯ พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมคมมีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดสูงถึง 98.9%

ระบบบึงประดิษฐ์รับน้ำเสียที่มีปริมาณของ NO₃⁻-N และฟอสฟอรัสทั้งหมดสูง อยู่ในช่วง 52.2 ± 8.9 และ 33.1 ± 6.7 มก./ล. ตามลำดับ แม้ว่าระบบบึงประดิษฐ์มีพืชน้ำจืดพวกบัว ผักนึ่งและสาหร่ายสีเขียวจำนวนมากที่สามารถดูดซึมธาตุอาหารไปใช้ได้ แต่ไม่สามารถลดปริมาณธาตุอาหารลงไปได้มากนัก โดยพบว่า NO₃⁻-N และฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำทิ้ง มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 44.8 ± 9.0 และ 33.1 ± 8.6 มก./ล. ตามลำดับ เนื่องจากในระบบบึงประดิษฐ์ มีปริมาณตะกอนก้นบ่อค่อนข้างมากและมีพืชน้ำขึ้นปกคลุมผิวน้ำเป็นจำนวนมาก ซึ่งทำให้ปริมาตรของบ่อไม่คงที่และไม่เพียงพอต่อการบำบัด อีกทั้งทางโรงงานขาดการขุดลอกตะกอนอย่างสม่ำเสมอ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบฯ โดยรวมลดลงได้ เนื่องจากธาตุอาหารที่อยู่ในน้ำเสียบางส่วนถูกกักเก็บในตะกอนก้นบ่อ เมื่อฝนตกหรือมีการกวน (Re- Suspension) จึงทำให้พบว่า ในน้ำทิ้งมีธาตุอาหารปริมาณสูง เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดธาตุอาหารของระบบบึงประดิษฐ์ พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมคมมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับ 65.9% และ 14.7% ตามลำดับ

ส่วนปริมาณสารแขวนลอยในน้ำทิ้ง พบว่า มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 4 ± 2 มก./ล. ซึ่งเมื่อเทียบกับค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม พบว่า ในน้ำทิ้งมีปริมาณสารแขวนลอยผ่านเกณฑ์มาตรฐาน ทั้งนี้เนื่องจากระบบบึงประดิษฐ์มีพืชน้ำที่เป็นส่วนช่วยกรองตะกอนและสารแขวนลอยต่างๆ ในน้ำเสีย แม้ว่าบริเวณก้นบ่อของบึงประดิษฐ์มีตะกอนสะสมอยู่ค่อนข้างมาก และบางครั้งมีการรบกวนตะกอนจากกระแสลมหรือการว่ายน้ำของปลาหรือฝนตก แต่น้ำทิ้งยังคงมีลักษณะใส เนื่องจากบึงประดิษฐ์มีพื้นที่ประมาณ 4 ไร่

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนมีการติดตั้งถังคักพันธุ ทำให้ทราบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานตัวอย่างนี้มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสารแขวนลอยสูง ดังจะเห็นได้จากน้ำที่ออกจากระบบบึงประดิษฐ์มีคุณภาพน้ำผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม หากแต่เมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพในการบำบัดธาตุอาหาร แม้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียจะมีถึงปฏิกิริยาที่สามารถใช้ในการบำบัดไนโตรเจน (ถึง CN และ DN) ซึ่งเป็นระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แห่งเดียวในจังหวัดสงขลาที่ได้รับการออกแบบเป็นพิเศษให้สามารถบำบัดไนโตรเจนได้ แต่ระบบฯ ไม่สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ เห็นได้จากคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบึงประดิษฐ์ แม้ว่าจะมีปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปของ TKN ผ่านเกณฑ์มาตรฐานแต่ยังมีปริมาณ $\text{NO}_3^- \text{-N}$ สูง ทั้งนี้เนื่องมาจากในถัง CN มีการเติมอากาศมากเกินไปทำให้มีออกซิเจนเข้าสู่ถัง DN โดยออกซิเจนมีปริมาณมากพอที่จะยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาคีโนทรีฟิเคชันได้ จึงทำให้การบำบัดไนโตรเจนไม่สมบูรณ์ มีปริมาณ $\text{NO}_3^- \text{-N}$ จำนวนมากเหลืออยู่ แม้ว่าจะมีระบบบึงประดิษฐ์ที่มีพืชน้ำสามารถใช้ธาตุอาหารเหล่านี้ได้ หากแต่ปริมาณ $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ที่สูงเกินไปรวมทั้งการขาดการขุดลอกตะกอน ทำให้ระบบบึงประดิษฐ์ไม่สามารถบำบัดธาตุอาหารได้อย่างมีประสิทธิภาพเท่าที่ควร หากปล่อยน้ำทิ้งสู่สิ่งแวดล้อมอาจทำให้เกิดปัญหาต่อแหล่งน้ำธรรมชาติตามมาภายหลังได้

3.2 การศึกษาลักษณะน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุ

จากผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสีย ในการวิจัยครั้งนี้จึงมีแนวคิดที่จะลดการเติมอากาศลง โดยติดตั้งระบบควบคุมการเติมอากาศของถัง CN เพื่อให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนที่ดีขึ้นและเป็นการประหยัดพลังงานในด้านค่าไฟฟ้าของระบบบำบัดน้ำเสียด้วย หากแต่การควบคุมการเติมอากาศอาจส่งผลให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่รุนแรงขึ้น จึงทำการติดตั้งถังคักพันธุเพื่อใช้ในการควบคุมปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้นจากการควบคุมค่าออกซิเจนละลาย รวมทั้งเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคักพันธุในรูปแบบการไหลของน้ำเสียต่างกัน โดยควบคุมให้แต่ละถังคักพันธุมีค่า HRT เท่ากัน เพื่อใช้ในการควบคุมปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวภายใต้การควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในช่วง 0.3 – 3.3 มก./ล. ซึ่งควบคุมโดยการใช้ Inverter และเครื่อง MIQ/S184 XT-H3 (บริษัท กรีน บรรชัณ จำกัด, 2548) โดยการศึกษาลักษณะน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุ ทำการศึกษาตามรูปแบบการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ถังคักพันธุ ดังต่อไปนี้

3.2.1 การศึกษาลักษณะน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบดัดพันธุ์แบบขนาน

ผู้วิจัยเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากจุดเก็บตัวอย่างเดิม มาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพ เคมีและชีวภาพ โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียในช่วงระหว่างเดือนกรกฎาคม ถึง เดือนตุลาคม 2549 ทำการเก็บตัวอย่างสัปดาห์ละ 1 ครั้ง เก็บตัวอย่างทั้งหมด 12 ครั้ง สามารถแบ่งข้อมูลผลการศึกษาคูณภาพน้ำเป็น 4 ประเภทดังนี้

3.2.1.1 ข้อมูลคุณภาพน้ำทางกายภาพ

ก) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าระบบ (EQ และ UASB) มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 20.1 – 26.1 และ 22.1 – 24.6 องศาเซลเซียส ตามลำดับ โดยอุณหภูมิภายในถัง CN และ DN มีค่าอยู่ในช่วง 24.4 – 25.5 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปแล้ว จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงอุณหภูมิ 25 – 35 องศาเซลเซียส โดยอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของไนตริไฟอิงแบคทีเรียจะอยู่ในช่วง 28 – 36 องศาเซลเซียสและอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของดีไนตริไฟอิงแบคทีเรียจะอยู่ในช่วงอุณหภูมิที่มากกว่า 20 องศาเซลเซียส (Sharma and Ahlert, 1977)

ข) ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

ในช่วงเดินระบบดัดพันธุ์แบบขนาน (B) น้ำเสียแต่ละจุดเก็บตัวอย่างมี pH ต่ำลง โดยน้ำเสียที่เข้าระบบมีการปรับสภาพด้วยปูนขาวจึงมีค่า pH อยู่ในช่วง 6.79 – 7.07 แล้วค่า pH จะค่อยๆ ลดลงเรื่อยๆ ในแต่ละหน่วยบำบัดตลอดระยะทางการไหลของน้ำเสีย โดยค่า pH ของระบบในถัง DN และ CN มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.61 ± 0.21 และ 6.53 ± 0.21 ตามลำดับ ซึ่งค่า pH ของถัง CN อยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน แม้จะมีการเติมปูนขาวแล้วก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากถัง CN เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันทำให้ค่าความเป็นกรดเพิ่มขึ้น (pH ต่ำ) กอปรกับน้ำเสียที่เข้าระบบฯ มีค่า pH ต่ำด้วย จึงทำให้เกิด pH ของถัง CN ต่ำ ดังตารางที่ 19 โดย Ghanizadeh and Sarafpour (2001) ทำการศึกษาถึงผลของ pH ต่อค่า SVI โดยทำการศึกษาที่ pH ช่วง 5.7 – 9.0 พบว่า ที่ pH ต่ำ ค่า SVI สูงขึ้น ดังนั้น ค่า pH ของระบบบำบัดที่ต่ำลงมีผลต่อการเกิดปัญหาตะกอนเบาะไม่จมตัว

ตารางที่ 19 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ์

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	Temperature (องศาเซลเซียส)		pH	
	A	B	A	B
Equalization Tank	22.5 ± 1.6	21.8 ± 1.6	6.95 ± 0.15	6.91 ± 0.08
UASB	24.2 ± 2.1	22.8 ± 0.9	6.92 ± 0.15	6.87 ± 0.05
DN	25.7 ± 0.5	25.0 ± 0.3	6.74 ± 0.19	6.61 ± 0.21
CN	25.8 ± 0.4	25.0 ± 0.3	6.62 ± 0.18	6.53 ± 0.21
Sedimentation Tank	26.7 ± 0.7	26.0 ± 0.9	6.67 ± 0.16	6.56 ± 0.19
Wetland	26.7 ± 0.5	26.0 ± 0.5	6.63 ± 0.20	6.54 ± 0.16

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ์ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบขนาน จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

ค) ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen : DO)

จากการควบคุมการเติมอากาศโดยติดตั้งเครื่อง Inverter และเครื่อง MIQ/S184 XT-H3 (บริษัท กรีน บรริษัท จำกัด, 2548) ณ ถัง CN ทำให้สามารถลดค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศหรือถัง CN ลงได้ จากการตรวจวัดค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายด้วย เครื่องวัดออกซิเจน (DO Meter) ผลิตภัณฑ์ Wissenschaftlich Technische Werkstätten รุ่น pH/Oxi 340i โดยตรวจวัดในถัง CN สัปดาห์ละ 1 ครั้ง พบว่า มีค่ามากกว่า 2 มก./ล. (1.48 - 5.38 มก./ล.) ดังภาพประกอบ 26 ซึ่งเป็นค่าออกซิเจนละลายที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ส่วนในถัง DN พบว่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายมีค่ามากกว่า 1 มก./ล. (1.08 - 2.20 มก./ล.) ดังตารางที่ 21 ซึ่งมีผลยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันและมีผลต่อการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในรูป $\text{NO}_3\text{-N}$ เนื่องจากมีออกซิเจนจากถัง CN เข้าสู่ถัง DN ได้โดยผ่านทางประตูน้ำที่เปิดเพื่อให้มีการหมุนเวียนสลัดจ้อยู่ตลอดเวลา

จากตารางที่ 20 เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบขนาน พบว่า ในถัง CN มีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายลดลง แต่ยังมีค่ามากกว่าค่าแนะนำ

(2 มก./ล.) เพราะฉะนั้น ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่ลดลงจึงไม่ใช่ปัญหาของการที่ระบบฯ มีค่า SVI สูงขึ้น จากการวิเคราะห์โดยใช้สถิติแบบ Paired – Samples Test พบว่า ค่า SVI ในถัง CN และ DN ทั้ง ก่อนเดินระบบดังกล่าวกับเดินระบบดังกล่าวแบบขนาน ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ ($p > 0.05$) ดังภาคผนวก ง. หากแต่เมื่อพิจารณาจากภาพประกอบ 27 พบว่า ค่า SVI เพิ่มขึ้นในช่วง 3 สัปดาห์แรกของการเดินระบบดังกล่าวแบบขนานและค่อยๆ ลดลงตั้งแต่สัปดาห์ที่ 4 – 12 แสดงให้เห็นว่า ค่า SVI ลดลงอาจเนื่องจากการควบคุมการเติมอากาศและการเดินระบบดังกล่าว

แม้ว่าค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศจะลดลงแต่ก็ยังมีปริมาณออกซิเจนหลงเหลือเข้าสู่ถัง DN ได้ในปริมาณที่มากพอที่ทำให้ปฏิกิริยาดีในครีฟิเคชันหยุดชะงักได้ แต่อย่างไรก็ตาม แม้มีการควบคุมการเติมอากาศแล้ว แต่ทั้งค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายและค่า SVI ในถัง DN ก็มีค่าใกล้เคียงกับก่อนที่จะมีการควบคุมการเติมอากาศเนื่องมาจากการที่มีทางเชื่อมระหว่างถัง DN และ CN แม้มีการควบคุมการเติมอากาศแล้ว แต่ก็ยังไม่สามารถควบคุมไม่ให้มีการถ่ายเทออกซิเจนเข้าสู่ถัง DN ได้

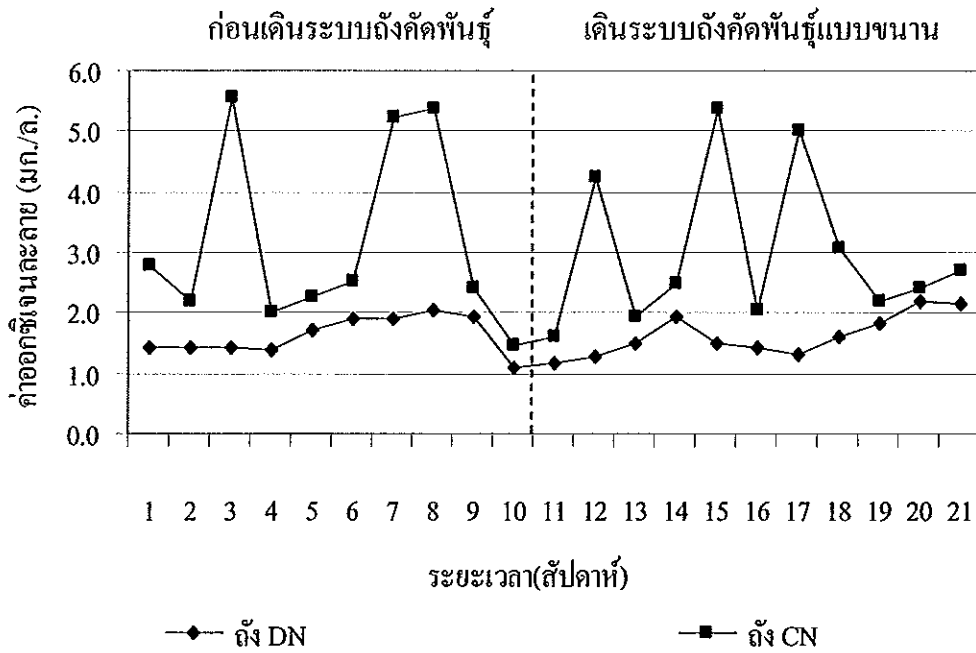
ตารางที่ 20 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบดังกล่าวแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบดังกล่าว

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	DO (มก./ล.)		SVI (มล./ก.)	
	A	B	A	B
DN	1.52 ± 0.26	1.58 ± 0.37	187 ± 34	186 ± 29
CN	3.03 ± 1.52	2.89 ± 1.31	178 ± 34	196 ± 38

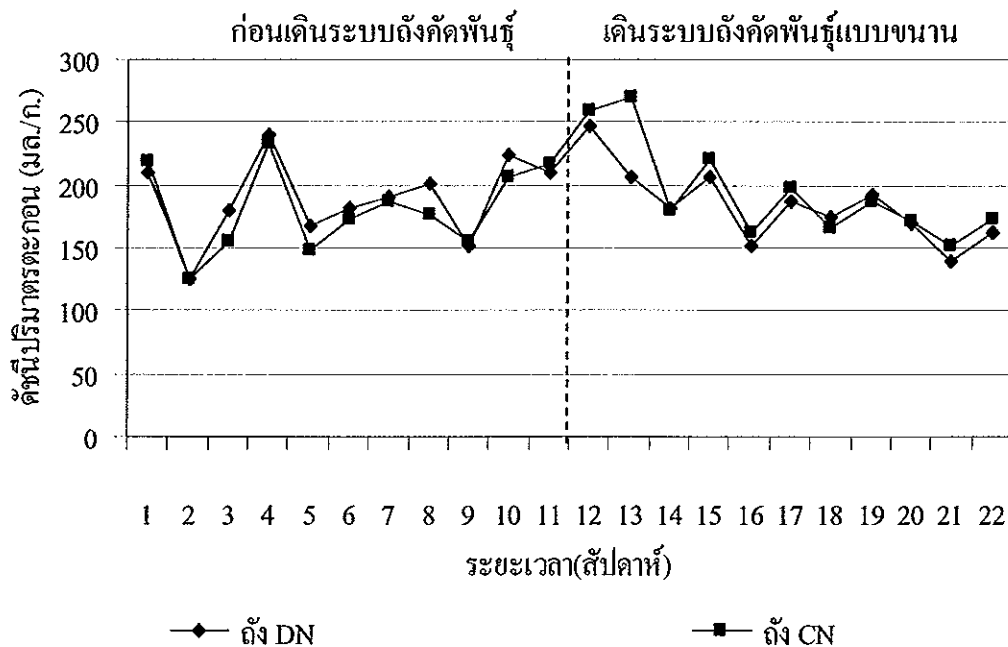
หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบดังกล่าว จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบดังกล่าวแบบขนาน จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง

(N = 12)



ภาพประกอบ 26 ค่าออกซิเจนละลายของถัง DN และ CN เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์ (ตรวจวัดด้วยเครื่องมือวัดค่า pH และ DO ผลิตภัณฑ์ WTW รุ่น pH/Oxi 340i)



ภาพประกอบ 27 ดัชนีปริมาณตะกอน (SVI) ของถัง DN และ CN เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์

3.2.1.2 ข้อมูลคุณภาพน้ำทางเคมี

ก) สารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี (Chemical Oxygen Demand : COD)

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน พบว่าปริมาณสารอินทรีย์ในรูป TCOD และ SCOD ลดลงมากเมื่อผ่านระบบ UASB ซึ่งสามารถลดปริมาณ TCOD จากน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพแล้วลงได้ถึง 86.4% ทั้งนี้เพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์ก่อนเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ เมื่อน้ำเสียผ่านระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคัดพันธุ์แบบขนานแล้ว พบว่า น้ำออกจากถังตกตะกอนมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป SCOD ลดลงมากเมื่อเทียบกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนการติดตั้งถังคัดพันธุ์ (ยกเว้น การเดินระบบฯ ในวันที่ 13 ตุลาคม พ.ศ. 2549 ซึ่งน้ำเข้าระบบฯ มีปริมาณสารอินทรีย์สูงที่สุดในการทดลอง จึงทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากทุกหน่วยบำบัดมีค่า TCOD และ SCOD สูงไปด้วย) โดยเฉพาะความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป SCOD มีค่าลดลงมากอย่างเห็นได้ชัด (ภาพประกอบ 29) ทั้งนี้เนื่องจากค่า SCOD บ่งบอกถึงปริมาณสารอินทรีย์ในรูปที่ละลายน้ำ ซึ่งเป็นรูปที่จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย โดยในถังคัดพันธุ์จะมีปริมาณสารอินทรีย์ทั้งในรูป TCOD และ SCOD สูง ซึ่งเมื่อมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงก็จะเกิดแบคทีเรียที่เป็น Floc-Former ขึ้น ซึ่งแบคทีเรียจำพวกนี้มีความสามารถในการใช้สารอินทรีย์ได้อย่างรวดเร็ว ซึ่งแบคทีเรียจะใช้สารอินทรีย์ที่สามารถละลายน้ำและย่อยสลายได้ง่ายก่อน อีกทั้งอัตราส่วน SCOD : TCOD ของน้ำเสียเข้าระบบจาก EQ มีค่าลดลง จึงทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคัดพันธุ์แบบขนานแล้ว น้ำเสียที่ออกจากถังตกตะกอนจึงมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป SCOD ลดลงและทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดของระบบแบบไร้อากาศ UASB และระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีค่าสูงถึง 92.5% ซึ่งบ่งบอกได้ว่าระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคัดพันธุ์แบบขนานมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ที่ดีขึ้น สอดคล้องกับการศึกษาของ Michael (2003) ที่พบว่า ถังคัดพันธุ์ที่มีระยะเวลาเก็บกัก 15 – 30 นาที สามารถลดค่าสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (Soluble Biochemical Oxygen Demand) ลงได้ 70 – 80 %

ตารางที่ 21 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบดักคั้นรูปแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบดักคั้น

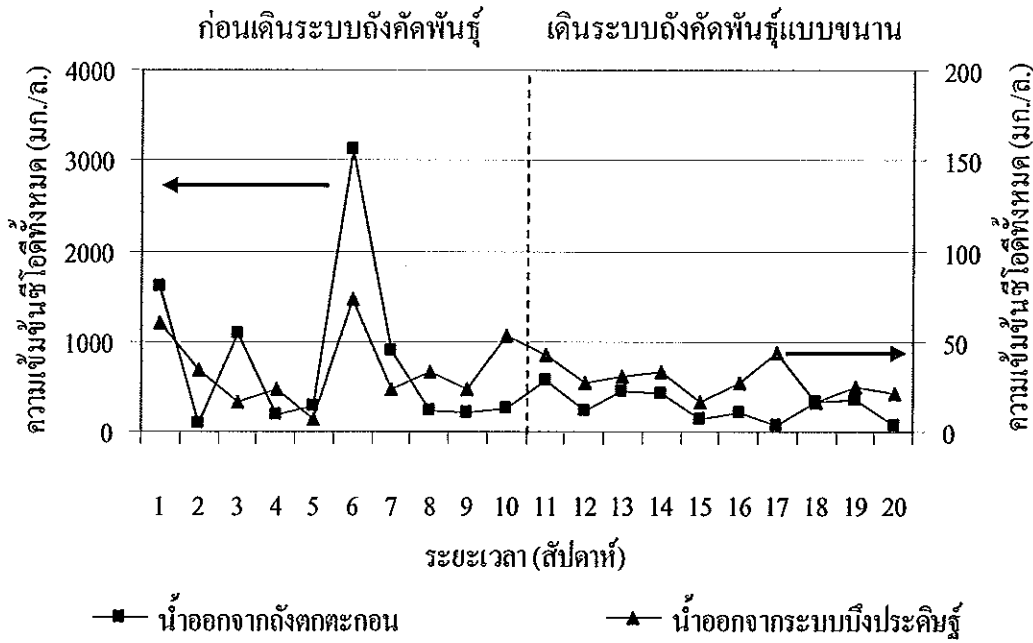
จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	TCOD (มก./ล.)		SCOD (มก./ล.)	
	A	B	A	B
Equalization Tank	3,438 ± 1,396	3,493 ± 2,962	1,825 ± 1,171	1,357 ± 437
UASB	1,027 ± 1,011	476 ± 427	255 ± 305	156 ± 95
% Removal	70.1	86.4	86.0	88.5
Sedimentation Tank	801 ± 952	354 ± 360	311 ± 449	26 ± 24
% Removal	82.0	90.3	85.0	98.1
Wetland	35 ± 21	31 ± 20	17 ± 12	21 ± 22
% Removal	95.6	91.2	94.5	20.2

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบดักคั้น จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

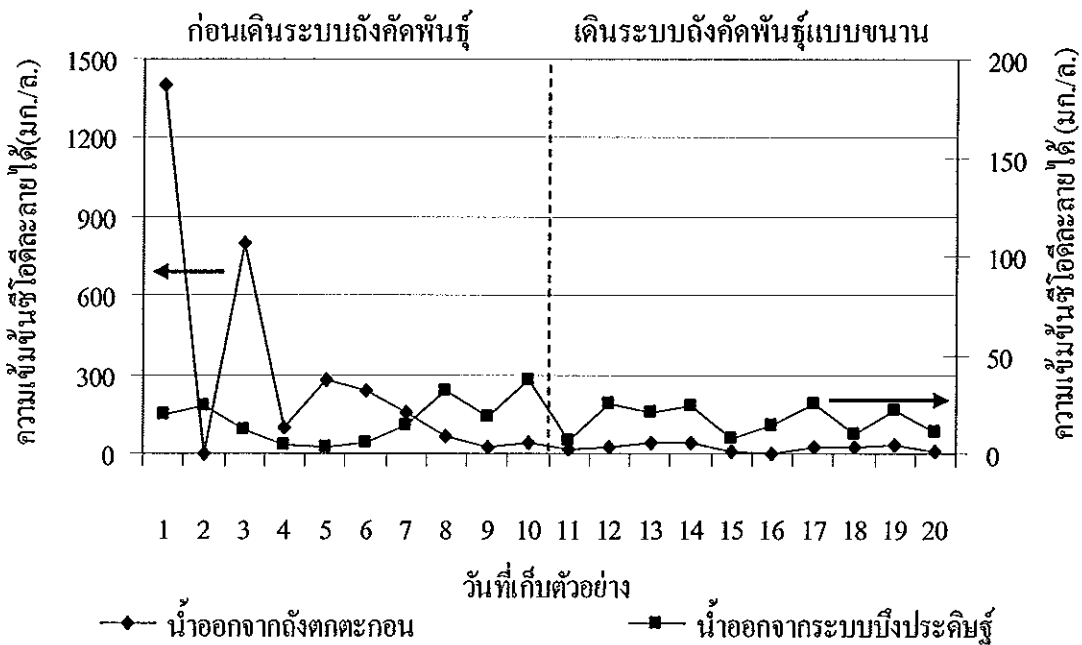
B หมายถึง เดินระบบดักคั้นรูปแบบขนาน จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

จากตารางที่ 21 สามารถคำนวณประสิทธิภาพการบำบัด (%Removal) ในแต่ละหน่วยบำบัดได้ดังนี้ (1) %Removal ของระบบ UASB คิดเทียบจากน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพ (EQ) (2) %Removal ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ คิดเทียบจากน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพ (EQ) รวมกับน้ำทิ้งจากระบบ UASB และ (3) %Removal ของระบบบึงประดิษฐ์ คิดเทียบจากน้ำออกจากถังตกตะกอน

แม้ว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ทั้ง 2 รูปแบบของน้ำออกจากถังตกตะกอนจะลดลงแต่ยังไม่สามารถปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมได้ จึงต้องผ่านระบบบึงประดิษฐ์เป็นระบบสุดท้ายก่อน จากตารางที่ 21 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์จากน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบบึงประดิษฐ์ สารอินทรีย์ทั้ง 2 รูปแบบมีความเข้มข้นลดลง โดยเฉพาะค่า TCOD มีความเข้มข้นลดลงมาก (ภาพประกอบ 28) ทั้งนี้เนื่องจากค่า TCOD บ่งบอกถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ เมื่อผ่านระบบบึงประดิษฐ์ สารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำส่วนหนึ่งจะถูกกรองโดยพืชน้ำและบางส่วนจะถูกใช้โดยสิ่งมีชีวิตในระบบ ทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ทั้ง 2 รูปแบบลดลงเมื่อเทียบกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนการติดตั้งถังคั้น และทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด



ภาพประกอบ 28 ความเข้มข้นของซีไอดีทั้งหมด (TCOD) ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ์



ภาพประกอบ 29 ความเข้มข้นของซีไอดีละลายน้ำ (SCOD) ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ์

สารอินทรีย์ทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมดมีค่าสูงถึง 99% จากการเดินระบบดังกล่าวที่แบบขนานทำให้ระบบแอ็คติเวเต็ดสแตจจ์มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ที่ดีขึ้น ส่งผลให้น้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานตัวอย่างมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ลดลงและผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม (กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม , 2539) สามารถปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อมได้

ข) ธาตุอาหาร (Nutrient)

ในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดธาตุอาหารของระบบฯ ในครั้งนี้ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ดังนี้

(1) การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน (Total Nitrogen : TN)

ประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในงานวิจัยนี้ ผู้วิจัยได้พิจารณาในภาพรวมของการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบดังกล่าวที่แบบขนาน ณ ระบบแอ็คติเวเต็ดสแตจจ์ของโรงงานตัวอย่าง ผลการทดลองดังตารางที่ 22

จากตารางที่ 22 ปริมาณ TKN ของน้ำเสียจาก EQ มีค่ามากกว่าก่อนเดินระบบดังกล่าวที่ เมื่อ น้ำเสียเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบ UASB จะมีการย่อยสลายอินทรีย์ไนโตรเจนแล้วปล่อย $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ออกมาทำให้น้ำทิ้งจากระบบ UASB มีค่า $\text{NH}_4^+\text{-N}$ เฉลี่ยเท่ากับ 113.2 ± 14.9 มก./ล. ซึ่งสูงกว่าน้ำเสียจาก EQ ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ เฉลี่ยเท่ากับ 107.1 ± 14.4 มก./ล.) โดยอัตราส่วนระหว่าง $\text{NH}_4^+\text{-N}$ และ TKN ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB คิดเป็นร้อยละ 92.6 เมื่อเทียบกับน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพจะมีอัตราส่วนคิดเป็นร้อยละ 72.9 ซึ่งเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบแอ็คติเวเต็ดสแตจจ์จะเป็นผลดีต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากการเดินระบบดังกล่าวที่แบบขนาน พบว่า ระบบบำบัดรวมทั้งหมดมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 69.7% ทั้งนี้เนื่องมาจากปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจน ลดลงมากเมื่อผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสแตจจ์ ทำให้น้ำเสียที่ออกจากถังตกตะกอนมีปริมาณไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ต่ำ โดยพบว่า TKN ในน้ำออกจากถังตกตะกอนมีค่าอยู่ในช่วง 0.0 – 5.3 มก./ล. ซึ่งระบบแอ็คติเวเต็ดสแตจจ์สามารถลดปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดจากน้ำเสียเข้าระบบฯ ลงได้ถึง 59.3% ดังภาพประกอบ

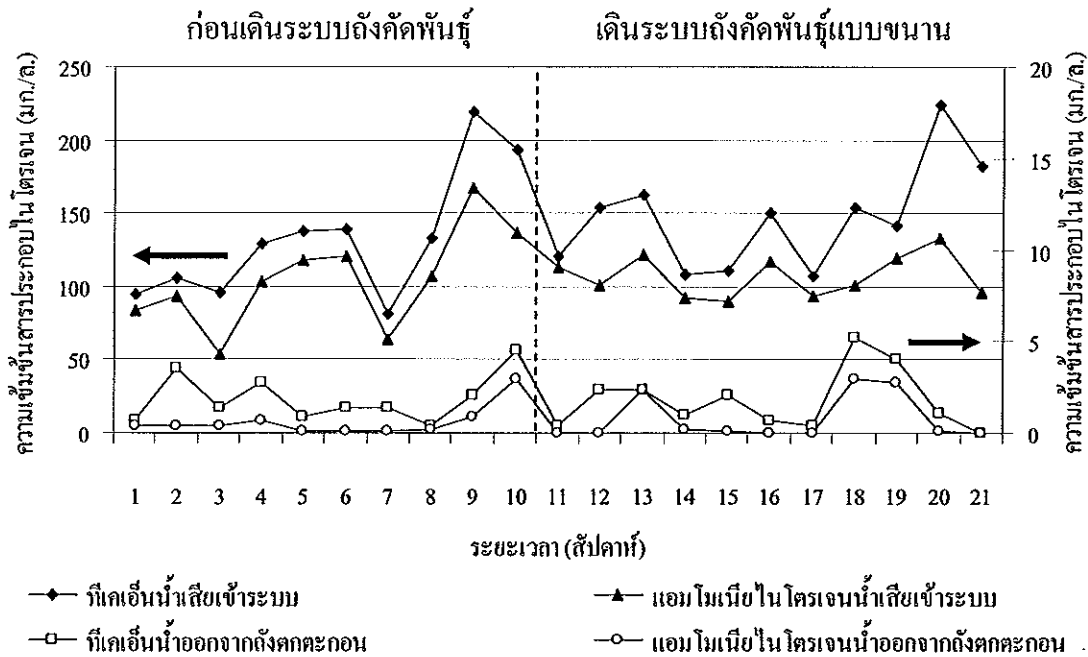
ตารางที่ 22 ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั่งพื้แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคั่งพื้

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์					
	TKN (มก./ล.)		NO ₃ -N (มก./ล.)		TN (มก./ล.)	
	A	B	A	B	A	B
Equalization Tank	133.0 ± 44.0	146.8 ± 35.5	-	-	133.0 ± 44.0	146.8 ± 35.5
UASB	117.8 ± 20.3	122.2 ± 19.6	-	-	117.8 ± 20.3	122.2 ± 19.6
% Removal	N/A	N/A	N/A	N/A	11.4	16.7
Sedimentation Tank	1.9 ± 1.3	1.6 ± 1.7	52.2 ± 8.9	52.7 ± 14.9	54.2 ± 9.2	54.8 ± 15.2
% Removal	N/A	N/A	N/A	N/A	78.4	79.2
Wetland	0.4 ± 0.3	0.4 ± 0.6	44.8 ± 9.0	45.4 ± 14.8	45.3 ± 8.9	45.9 ± 14.9
% Removal	N/A	N/A	N/A	N/A	16.5	17.0

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบถังคั่งพื้ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบถังคั่งพื้แบบขนาน จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

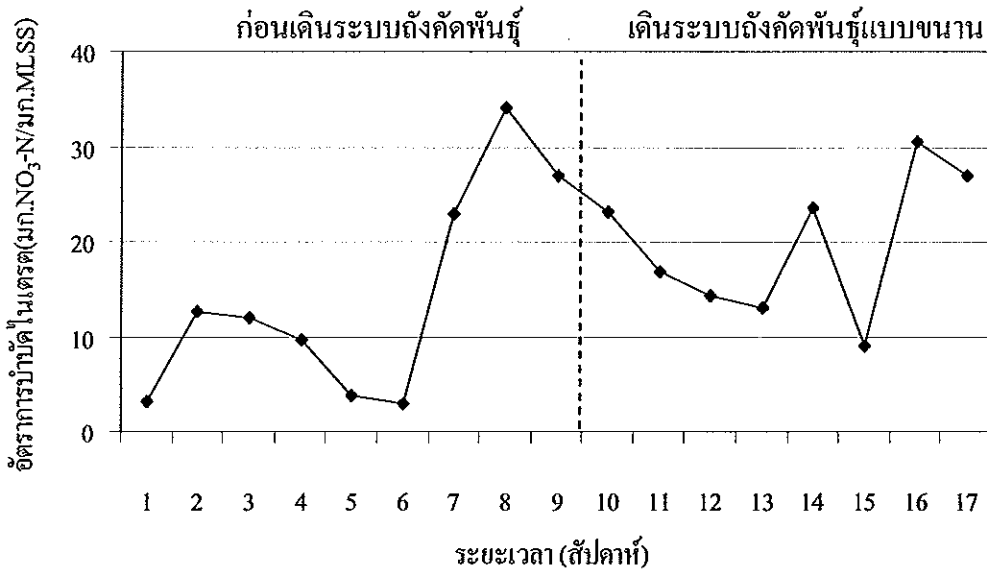
N/A หมายถึง Not Analysis



ภาพประกอบ 30 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่เข้าระบบฯและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถึงคักพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งคักพันธุ

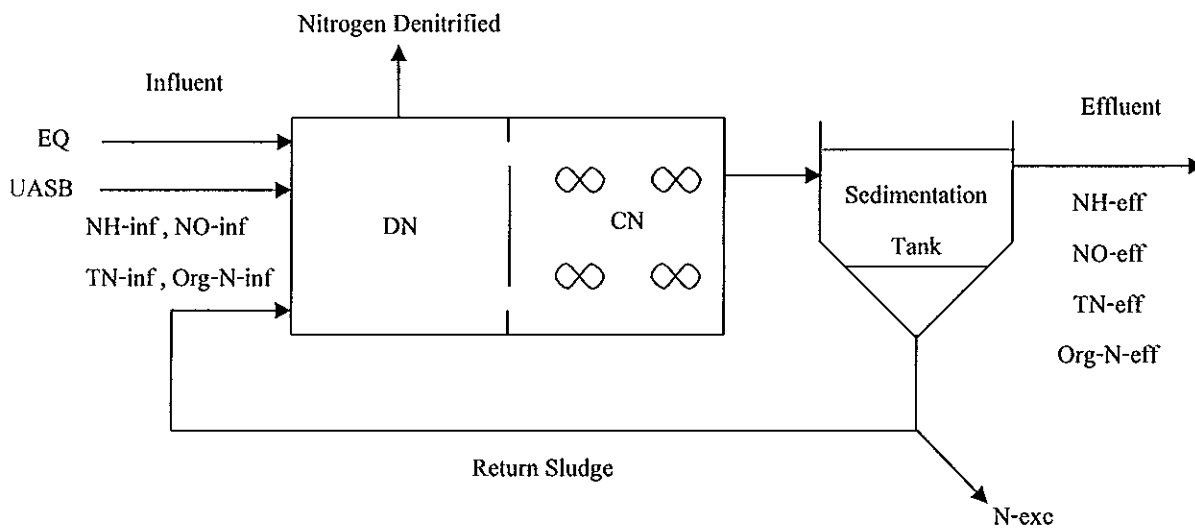
แม้ว่าระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์สามารถลดปริมาณไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ลงได้และมีการควบคุมการเติมอากาศแล้ว หากแต่เมื่อพิจารณาถึงปริมาณ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ในน้ำออกจากถังตกตะกอนแล้วพบว่า มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนการติดตั้งคักพันธุ ทั้งนี้เนื่องจากการหมุนเวียนตะกอนจากถัง CN เข้าสู่ถัง DN มีผลเชิงลบต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของถัง DN นั่นคือ มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายไม่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งทำให้มีปริมาณ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ จากถัง DN เข้าสู่ถังตกตะกอนและระบบบึงประดิษฐ์สูง จากภาพประกอบ 31 อัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-\text{-N}$ เทียบกับปริมาณ MLSS ในถัง DN ของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถึงคักพันธุแบบขนานมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น สังเกตได้จากกราฟที่ยกตัวขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งคักพันธุ ยกเว้น สัปดาห์ที่ 15 ที่มีอัตราการบำบัดน้อยลง เนื่องจากเป็นช่วงที่มีการสูบน้ำทิ้ง จึงทำให้อัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-\text{-N}$ เมื่อเทียบกับ MLSS มีค่าลดลงมาก โดยอัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-\text{-N}$ เฉลี่ยของระบบฯ ที่มีการเดินระบบถึงคักพันธุแบบขนานมีค่าเท่ากับ 25.1 มก. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ /มก.MLSS ซึ่งมีค่าเพิ่มขึ้นจากก่อนเดินระบบถึงคักพันธุที่มีอัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-\text{-N}$ เฉลี่ยเท่ากับ 14.0 มก. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ /มก.MLSS ดังนั้น การเดินระบบถึงคักพันธุแบบขนาน

ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนของระบบโดยรวมมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนการติดตั้งถังคั่งพันธุ



ภาพประกอบ 31 อัตราการบำบัดไนโตรเจนในรูป NO₃-N ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั่งพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคั่งพันธุ

(1.1) การศึกษาสมดุลมวลไนโตรเจน (Nitrogen Balance)



ภาพประกอบ 32 การขนส่งสารประกอบไนโตรเจนภายในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง

หมายเหตุ : NH-inf/eff คือ ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเข้าระบบและน้ำออกจากระบบ

(มก./ล.)

NO-inf/eff คือ ปริมาณไนเตรตไนโตรเจนในน้ำเข้าระบบและน้ำออกจากระบบ

(มก./ล.)

TN-inf/eff คือ ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเข้าระบบและน้ำออกจากระบบ

(มก./ล.)

Org-N-inf/eff คือ ปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนในน้ำเข้าระบบและน้ำออกจากระบบ

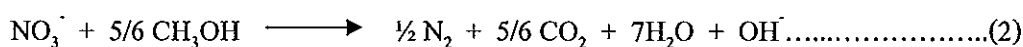
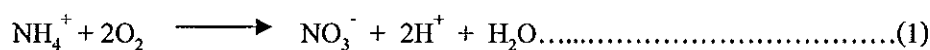
(มก./ล.)

N-exc คือ ปริมาณไนโตรเจนที่มีในตะกอนสูบทิ้ง

; จากการวิเคราะห์ไนโตรเจนในตัวอย่างตะกอนสูบทิ้งวันที่ 26 มีนาคม พ.ศ.

2550 มีไนโตรเจนเท่ากับ 5.77% โดยน้ำหนักตะกอนแห้ง

จากภาพประกอบ 32 ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง ประกอบด้วย ถึง CN ถึง DN และถึงตกตะกอน โดยน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มาจาก 2 ทาง คือ น้ำเสียจาก EQ และ UASB น้ำเสียเหล่านี้จะประกอบด้วยสารประกอบไนโตรเจนในรูปของ TKN ($\text{TKN} = \text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{Org-N}$) ในปริมาณสูง เมื่อเข้าสู่ระบบฯทางถึง DN ทำให้เกิดการบำบัดไนโตรเจนด้วยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (สมการ 1) จะเกิดขึ้นในถัง CN ซึ่งเป็นถังเติมอากาศและจากปฏิกิริยาจะมีไนเตรตเกิดขึ้น เมื่อไนเตรตจากถัง CN ผ่านทางประตูน้ำเข้าสู่ถึง DN จะทำให้มีการบำบัดไนเตรตโดยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (สมการ 2) โดยอาศัยแหล่งคาร์บอนจากน้ำเสียที่เข้าระบบ ทำให้ไนเตรตเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซไนโตรเจนออกสู่อากาศ จากนั้น น้ำเสียที่มีตะกอนจุลินทรีย์จะเข้าสู่ถังตกตะกอนและตะกอนก้นถังบางส่วนจะมีการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดก๊าซไนโตรเจนออกสู่อากาศและพาตะกอนลอยขึ้นมาบนผิวน้ำอีกด้วย และตะกอนจุลินทรีย์อีกส่วนหนึ่งที่มีไนเตรตเหลืออยู่จะถูกสูบลกลับเข้าถัง DN สำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันต่อไป ซึ่งน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ยังมีสารประกอบไนโตรเจนหลงเหลืออยู่ ทั้งในรูป TKN และ $\text{NO}_3^- - \text{N}$



ในการคำนวณสมดุลมวลของไนโตรเจนจะเริ่มคำนวณหาความเข้มข้นของสารอินทรีย์รวม (TCOD) ที่เข้าระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์จากสมการ 3 (หาค่า C_T) แล้วคิดอัตราส่วน $BOD_5 : COD$ แล้วจึงคำนวณหาค่า TKN ที่เข้าระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ จาก $BOD_5 : TKN : TP$ ที่อัตราส่วน 100 : 5 : 1 เมื่อทราบค่า TKN ที่เข้าระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์แล้ว นำไปคำนวณประสิทธิภาพการบำบัด NH_4^+-N จากสมการ 4 เมื่อทราบประสิทธิภาพการบำบัด NH_4^+-N แล้วสามารถคำนวณประสิทธิภาพการบำบัด NO_3^-N จากสมการ 5 โดยในที่นี้จะคำนวณจากปริมาณ NO_3^-N ในน้ำออกจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์

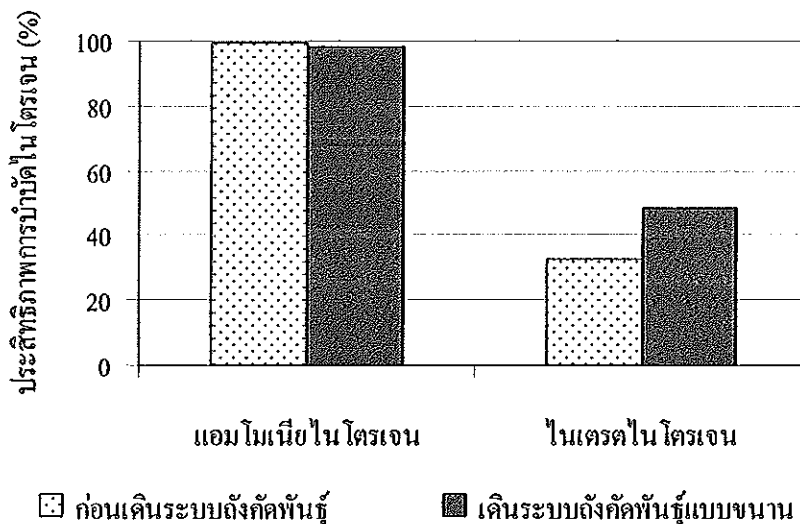
$$Q_1C_1 + Q_2C_2 = Q_T C_T \dots \dots \dots (3)$$

$$\text{ประสิทธิภาพการบำบัด } NH_4^+-N (\%) = \frac{(\text{Org-N-inf} + \text{NH-inf} - \text{N-eff} - \text{N-exc}) \times 100 \dots (4)}{(\text{Org-N-inf} + \text{NH-inf} - \text{N-exc})}$$

$$\text{ประสิทธิภาพการบำบัด } NO_3^-N (\%) = \frac{(\text{Org-N-inf} + \text{NH-inf} - \text{N-eff} - \text{N-exc} - \text{NO-eff}) \times 100 \dots (5)}{(\text{Org-N-inf} + \text{NH-inf} - \text{N-eff} - \text{N-exc})}$$

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานตัวอย่าง พบว่า ก่อนมีการเดินระบบดังกล่าว น้ำเข้าระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์จาก EQ และ UASB มีปริมาณ TKN อยู่ในช่วง 81.66 – 219.33 และ 88.20 – 157.50 มก./ล. ตามลำดับ เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์และผ่านการบำบัดทำให้มีปริมาณ TKN เหลือเท่ากับ 1.9 ± 1.3 มก./ล. เนื่องจากสารอินทรีย์ไนโตรเจนและ NH_4^+-N ซึ่งเป็นองค์ประกอบของค่า TKN นั้นถูกบำบัดจากหน่วยบำบัดต่างๆ แล้วจากการเกิดการย่อยสลาย NH_4^+-N โดยแบคทีเรียในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันทำให้น้ำเสียมีค่า NH_4^+-N เหลือลดลงถึง 0.6 ± 0.8 มก./ล. เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการบำบัด NH_4^+-N จากจำนวนตัวอย่างทั้งหมด 8 ตัวอย่าง ดังสมการ 4 พบว่า มีค่าเฉลี่ยสูงถึง 99.52% แม้น้ำเสียที่เข้าสู่ถังตกตะกอนจะผ่านการบำบัดไนโตรเจนจากถัง DN และ CN แล้ว หากแต่เมื่อตรวจวัดค่า NO_3^-N พบว่า ปริมาณ NO_3^-N เพิ่มขึ้นเป็น 52.2 ± 8.9 มก./ล. ซึ่งเป็นค่าที่ค่อนข้างสูง ทั้งนี้เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการบำบัด NO_3^-N จากจำนวนตัวอย่างทั้งหมด 8 ตัวอย่าง ดังสมการ 5 พบว่า มีค่าเฉลี่ยเพียง 32.64% ทั้งนี้เนื่องจากถัง CN มีการเติมอากาศที่มากเกินไป จนมีออกซิเจนหลงเหลือเข้าสู่ถัง DN และมีปริมาณมากพอที่จะทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันหยุดชะงักได้ ทำให้น้ำเสียที่เข้าสู่ถังตกตะกอนมีปริมาณไนเตรตจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันค่อนข้างสูง

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียทำให้ทราบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนไม่สูงพอที่จะทำให้ NO_3^- -N เปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซไนโตรเจนได้หมด ผู้วิจัยจึงทำการควบคุมการเติมอากาศเพื่อควบคุมให้มีปริมาณออกซิเจนละลายที่เหมาะสมและระบบการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันน้อยลง รวมทั้งเดินระบบดังกล่าวเพื่อควบคุมจุลินทรีย์สายใยจากการลดปริมาณออกซิเจนละลาย ซึ่งผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียของระบบบำบัด พบว่า เมื่อเดินระบบดังกล่าวถึงขั้นแบบขนาน ประสิทธิภาพการบำบัด NH_4^+ -N มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 99.09% (จากจำนวนตัวอย่างทั้งหมด 9 ตัวอย่าง) ซึ่งมีค่าลดลงเล็กน้อย เนื่องจากการควบคุมปริมาณออกซิเจนละลายและระบบฯ มีประสิทธิภาพการบำบัด NO_3^- -N เฉลี่ยเท่ากับ 47.66% (จากจำนวนตัวอย่างทั้งหมด 9 ตัวอย่าง) ซึ่งอัตราการเกิดปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นเล็กน้อย (ภาพประกอบ 33) แสดงให้เห็นว่า เมื่อมีการเดินระบบดังกล่าวถึงขั้นแบบขนาน ภายใต้การควบคุมการเติมอากาศ ทำให้ปฏิกิริยาการบำบัดไนโตรเจนเกิดได้ดีขึ้น



ภาพประกอบ 33 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด NH_4^+ -N และ NO_3^- -N ของระบบแอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบดังกล่าวถึงขั้นแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งดังกล่าวถึงขั้นแบบขนาน

(2) การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total Phosphorus : TP)

ฟอสฟอรัสเป็นสารอาหารที่สำคัญในการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ โดยทั่วไปอัตราส่วนระหว่าง BOD_5 : TP ในน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศที่จุลินทรีย์ต้องการควรมีค่าเท่ากับ 100 : 1 (MetCalf & Eddy, 2004) จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียที่เข้าระบบ พบว่า ปริมาณ TP

ในน้ำเสียเข้าระบบมีค่ามากกว่าปริมาณฟอสฟอรัสที่ระบบต้องการ เมื่อคิดเป็นอัตราส่วน BOD_5 : TP เท่ากับ 100 : 3.7 ซึ่งน้ำเสียมีสารอาหารเพียงพอต่อจุลินทรีย์แล้ว โดยในงานวิจัยครั้งนี้ได้ศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดของระบบโดยรวม เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบดังกล่าวแบบขนาน ณ ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง ผลการทดลองดังตารางที่ 23

น้ำเสียจาก EQ มีความเข้มข้นของ TP เท่ากับ 38.6 ± 11.1 มก./ล. และเมื่อพิจารณาถึงน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบว่า ความเข้มข้นของ TP เพิ่มขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากหน่วยบำบัดมี HRT นานประมาณ 1 วัน เมื่อผู้วิจัยเข้าไปเก็บตัวอย่าง ตัวอย่างน้ำเสียที่ได้จึงไม่ใช่ของวันที่เก็บตัวอย่างแต่อาจเป็นตัวอย่างของเมื่อ 1 – 2 วันก่อนวันที่เก็บตัวอย่าง จึงทำให้ค่า TP ที่ได้มีค่าสูงขึ้น อีกทั้งระบบบำบัดมีการทำงานคล้ายกระบวนการ EBPR โดยในสภาวะแอนแอโรบิกจุลินทรีย์จะปล่อยฟอสฟอรัสออกมาในรูป Orthophosphate (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543) ซึ่งเป็นสารประกอบรูปที่จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้โดยตรงเช่นเดียวกับผลการศึกษาโดยเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบ UASB ทำให้ความเข้มข้นของ Orthophosphate เพิ่มขึ้น ต่อมาเมื่อจุลินทรีย์เข้าสู่ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ซึ่งเป็นสภาวะแอโรบิก จุลินทรีย์จะเกิดการใช้ฟอสฟอรัสที่ละลายอยู่ในน้ำอย่างมาก ทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีความเข้มข้นโดยรวมของฟอสฟอรัสลดลง

ตารางที่ 23 ความเข้มข้นของฟอสฟอรัสทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบดังกล่าวแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบดังกล่าว

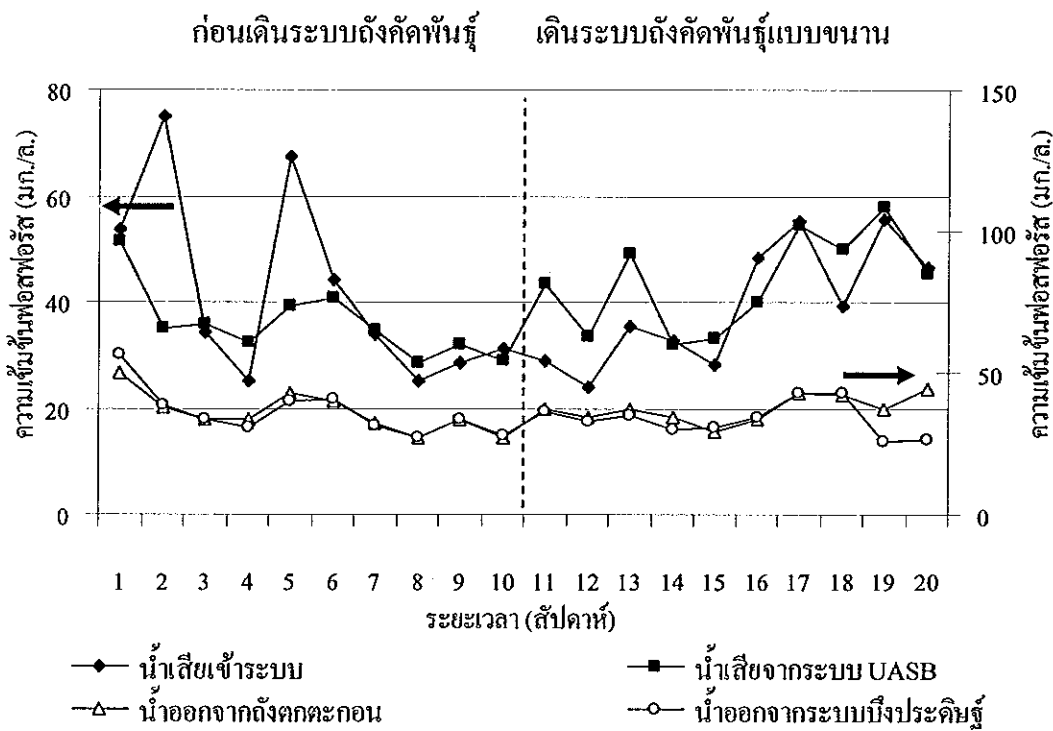
จุดเก็บตัวอย่าง	TP (มก./ล.)	
	A	B
Equalization Tank	38.8 ± 18.5	38.6 ± 11.1
UASB	33.0 ± 6.7	42.6 ± 9.8
% Removal	14.8	10.1
Sedimentation Tank	33.1 ± 6.7	33.4 ± 5.4
% Removal	53.8	55.0
Wetland	33.1 ± 8.6	30.4 ± 5.9
% Removal	0.2	9.0

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบดังกล่าว จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบดังกล่าวแบบขนาน จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง

(N = 12)

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนาน พบว่า ระบบบำบัดโดยรวมทั้งหมดมีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับ 24.1% ซึ่งมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนการติดตั้งถังคักพันธุ์ ทั้งนี้เนื่องจากระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์สลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคักพันธุ์ ถังคักพันธุ์จะเป็นส่วนหนึ่งที่มีการรองรับตะกอนสูบลกลับที่มีความเข้มข้นของฟอสฟอรัส เมื่อตะกอนสูบลกลับและน้ำเสียเข้าสู่ถังคักพันธุ์จะมีการหมักเกิดขึ้นในช่วงระยะเวลาหนึ่ง (ระยะเวลาเก็บกักประมาณ 30 นาที) ซึ่งทำให้จุลินทรีย์ภายในถังคักพันธุ์ปล่อยฟอสฟอรัสออกมาและเมื่อจุลินทรีย์เข้าสู่ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ก็จะมีการใช้ฟอสฟอรัส โดยดึงฟอสเฟตจากภายนอกเข้ามาเก็บไว้ในเซลล์ (Jenkins *et al.*, 1993) ทำให้น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีค่า TP ลดลงเหลือ 33.4 ± 5.4 มก./ล. และเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบบึงประดิษฐ์ความเข้มข้นของ TP ในน้ำทิ้งก็ลดลงเล็กน้อย ดังภาพประกอบ 34



ภาพประกอบ 34 ความเข้มข้นของ TP ของตัวอย่างน้ำเสียเข้าระบบและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ์

แม้ว่าระบบบำบัดจะมีการทำงานที่คล้ายกระบวนการ EBPR และประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดจะเพิ่มขึ้นจากก่อนมีการเดินระบบถังคั่งพันธุ หากแต่ระบบแอ็คติเวเต็ดสแตจยังมีประสิทธิภาพการบำบัดที่ไม่สูงมากนัก ทั้งนี้เนื่องมาจากเดิมผู้วิจัยได้พยายามรักษาสถานะภายในถังคั่งพันธุให้มีสถานะเป็น Anaerobic มากที่สุด เนื่องมาจากสถานะนี้จุลินทรีย์มีการใช้สารอินทรีย์คาร์บอน (COD) และมีการคาย Orthophosphate ออกมา เมื่อเข้าสู่สถานะ Aerobic ก็จะมีการจับใช้ Orthophosphate หากมีการคายออกมามากก็จะมี การจับใช้ Orthophosphate มากด้วย หากแต่ในตะกอนสูบกลับที่สูนเข้าถังคั่งพันธุมีปริมาณไนเตรตสูงจึงทำให้สถานะในถังคั่งพันธุเป็นสถานะ Anoxic โดยเกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (2543) รายงานว่า การคายฟอสฟอรัสในสถานะไร้อากาศเกิดได้ดีเมื่อมีการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ดีด้วย นั่นคือ 'ไม่มีไนเตรตเหลือในระบบฯ โดย Barnard (1975) และ Malnou *et al.* (1984) รายงานว่า ออกไซด์ของไนโตรเจนพวกไนเตรต จะขัดขวางการคาย (Release) ของฟอสฟอรัสในช่วงไร้อากาศ (Anaerobic) ซึ่งจะส่งผลให้การ Uptake ฟอสฟอรัสในช่วงมีอากาศ (Aerobic) ลดลงและส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสลดลงด้วย เนื่องจากทั้งกระบวนการการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันและการกำจัดฟอสฟอรัส จุลินทรีย์ต่างต้องอาศัยสารประกอบอินทรีย์คาร์บอนเป็นสำคัญเพื่อเป็นแหล่งพลังงาน โดย Randall *et al.* (1992) รายงานว่า ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน กระบวนการดีไนตริฟิเคชันต้องการอัตราส่วนของ TCOD : TKN เท่ากับ 7 และในอัตราส่วนของ TCOD : TKN ที่น้อยที่สุดที่ทำให้เกิดการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเท่ากับ 9 (Goronszy, 1992) โดยในน้ำเข้าระบบของช่วงที่มีการเดินระบบถังคั่งพันธุแบบขนานมีอัตราส่วนของ TCOD : TKN เท่ากับ 23.8 ซึ่งเป็นค่าที่มากพอสำหรับการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดย Issacs and Henze (1995) กล่าวว่า ในการบำบัดฟอสฟอรัสต้องการ 1.5 - 2.5 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน ในขณะที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอยู่ในช่วง 3.5 - 4.5 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน แม้ว่าในถังคั่งพันธุจะมีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์สูง หากแต่ในถังคั่งพันธุที่มีสถานะ Anoxic และมีไนเตรตสูง รวมทั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจุลินทรีย์ต้องการอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนมากกว่าการบำบัดฟอสฟอรัส ทำให้อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนเหมาะสมต่อกระบวนการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันมากกว่าการบำบัดฟอสฟอรัส

นอกจากนี้ มั่นสิน ตัญกุลเวศม์และมั่นรักษ์ ตัญกุลเวศม์ (2545) รายงานว่า ระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพไม่สามารถกำจัดฟอสเฟตได้หมด น้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียจึงเติมปริมาณฟอสฟอรัสให้กับแหล่งน้ำธรรมชาติตลอดเวลา โดยแหล่งน้ำที่มีฟอสฟอรัสทั้งหมด 0.05 - 0.1 มก./ล. หรือมากกว่าถือว่าเป็นแหล่งน้ำที่มีโอกาสเกิด Eutrophication ได้ ซึ่งน้ำทิ้งจากระบบ

บึงประดิษฐ์มีค่าอยู่ในช่วง 25.7 – 43.1 มก./ล. เมื่อปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติสามารถทำให้เกิด Eutrophication ได้

ก) ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids : SS)

ปริมาณ SS ในน้ำเสียเข้าระบบมีปริมาณลดลงเมื่อผ่านระบบ UASB และเพิ่มมากขึ้นในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์โดยในถังเดิมอากาศมีปริมาณ MLSS อยู่ในช่วง 1,450 – 3,445 มก./ล. แต่เมื่อพิจารณาถึงค่า SVI จากตารางที่ 20 พบว่า ค่า SVI มีค่าสูงกว่าค่าที่แนะนำ (มากกว่า 150 มล./ก.) ซึ่งบ่งบอกได้ว่าระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ประสบปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว อย่างไรก็ตามพบว่า ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคั้ดพันธุ้มีประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอย 92.3% ซึ่งมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนการติดตั้งถังคั้ดพันธุ้ ทั้งนี้เนื่องมาจากถังคั้ดพันธุ้ที่มีการสูบลอยกลับรวมกับน้ำเสียเข้าระบบทำให้มีปริมาณ MLSS ภายในถังสูงมากเมื่อเทียบกับปริมาณ MLSS ของถัง DN CN และตะกอนสูบลอยกลับ (ภาพประกอบ 35) โดยภายในถังคั้ดพันธุ้มีการคั้ดพันธุ้จุลินทรีย์และกำจัดจุลินทรีย์สายใย เมื่อน้ำเสียออกจากถังคั้ดพันธุ้เข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ จุลินทรีย์ที่ออกมาจะทำหน้าที่ในการบำบัดสารอินทรีย์และเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้ต่อไปเรื่อยๆ จุลินทรีย์เหล่านี้จะเพิ่มขึ้นและสามารถกำจัดจุลินทรีย์สายใยให้ลดลง ทำให้ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีการตกตะกอนที่ดีขึ้นและน้ำทิ้งมีปริมาณ SS ลดลง (ดังตารางที่ 24) รวมทั้งมีผลทำให้ค่า SVI ลดลงด้วย

ระบบถังคั้ดพันธุ้มีปริมาณ MLSS และค่า F/M Ratio สูง โดยผู้วิจัยได้ตรวจวัดค่า SCOD ของน้ำเสียที่ออกจากถังคั้ดพันธุ้ทั้ง 4 ถัง และเมื่อนำมาคำนวณเป็นค่า F/M Ratio พบว่า F/M Ratio ของทั้ง 4 ถังมีค่าเฉลี่ยสูงถึง 22.87 กก.COD/กก.MLSS/วัน ซึ่งเป็นค่าที่สูงเมื่อเทียบกับค่า F/M Ratio ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีค่าเฉลี่ย 0.35 กก.COD/กก.MLSS/วัน ทำให้เกิดการคั้ดพันธุ้จุลินทรีย์และกำจัดจุลินทรีย์สายใยขึ้นภายในถังคั้ดพันธุ้

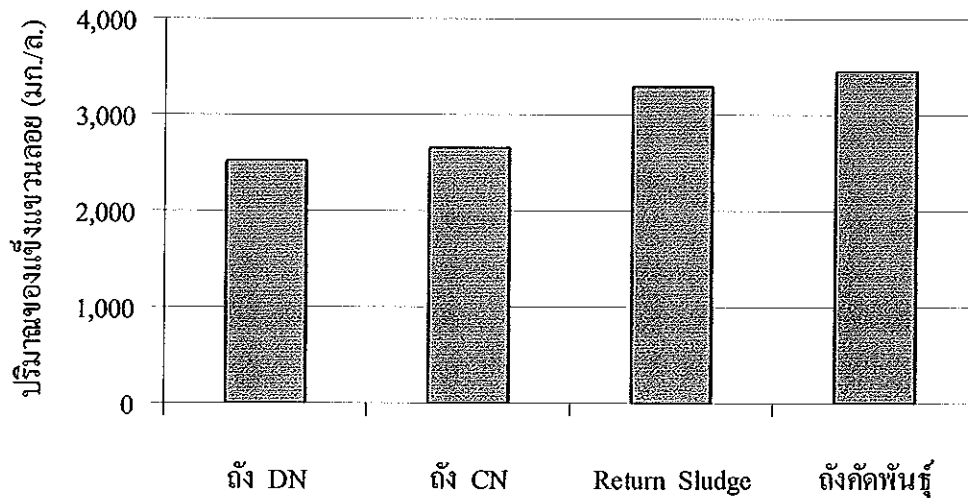
ตารางที่ 24 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถั้คักพันธุ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถั้คักพันธุ์

จุดเก็บตัวอย่าง	SS (มก./ล.)	
	A	B
Equalization Tank	189 ± 81	213 ± 74
UASB	56 ± 32	82 ± 36
% Removal	70.4	61.5
DN	2,566 ± 367	2,664 ± 574
CN	2,665 ± 369	2,624 ± 554
Return Sludge	N/A	3,878 ± 1,472
Sedimentation Tank	18 ± 5	15 ± 5
% Removal	92.7	94.4
Wetland	4 ± 2	2 ± 1
% Removal	75.1	83.5

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบถั้คักพันธุ์ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบถั้คักพันธุ์แบบขนาน จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

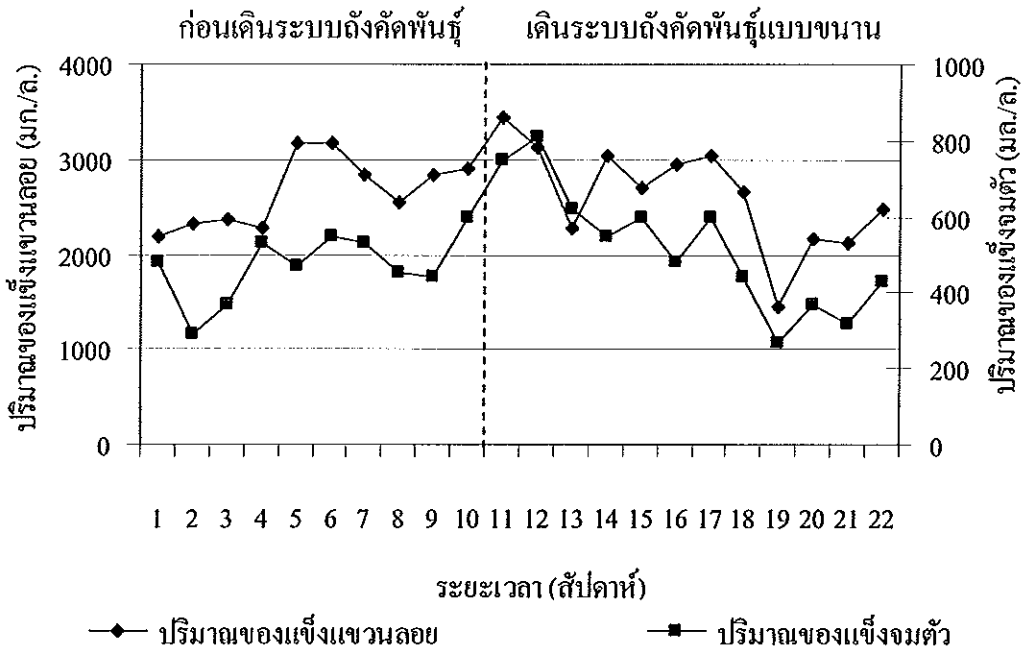
N/A หมายถึง Not Analysis



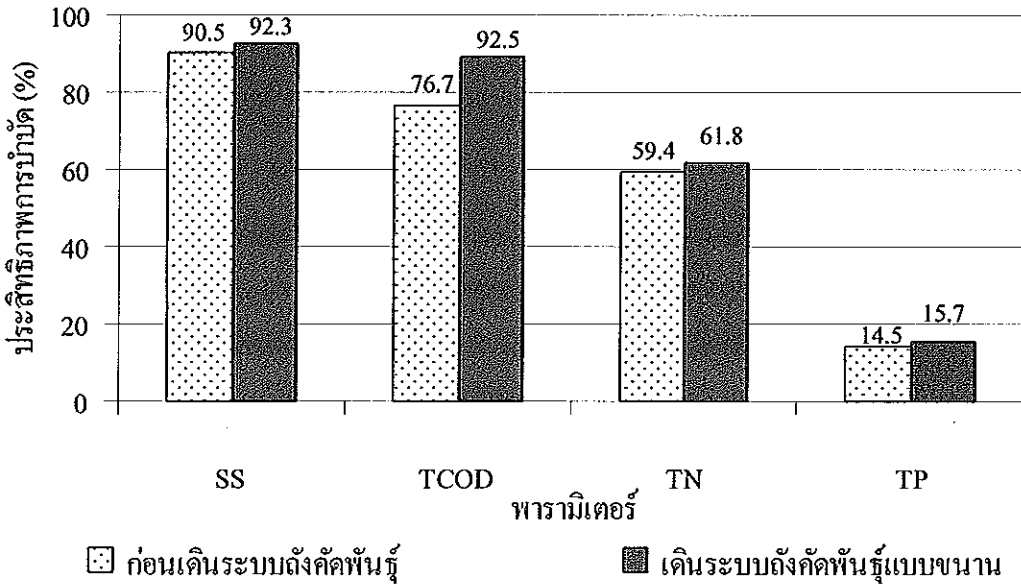
ภาพประกอบ 35 เปรียบเทียบปริมาณ MLSS ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ (ถึง DN, CN และตะกอนสูบกลับ) และถึงคัดพันธุ์จากตัวอย่างน้ำเสียวันที่ 15 กันยายน พ.ศ.2549

การสูบตะกอนทิ้งของระบบฯ มีไม่สม่ำเสมอ โดยโรงงานทำการสูบตะกอนทิ้งเมื่อค่า SV_{30} มากกว่า 800 มล./ล. ซึ่งการสูบตะกอนทิ้งไม่มีปริมาณที่แน่นอน จึงไม่สามารถควบคุมและคำนวณอายุตะกอนของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ได้ แต่สามารถทราบช่วงเวลาที่มีการสูบตะกอนทิ้งได้จากปริมาณ MLSS ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ดังภาพประกอบ 36 จะเห็นว่ามี การสูบตะกอนทิ้งในช่วงสัปดาห์ที่ 13 และ 19 (วันที่ 4 สิงหาคมและ 29 กันยายน พ.ศ.2549) ซึ่งมีค่า MLSS เท่ากับ 2,290 และ 1,450 มก./ล. ตามลำดับ ซึ่งค่า SV_{30} และ MLSS โดยภาพรวมมีลักษณะที่เพิ่มขึ้นและลดลง โดยช่วงที่ลดลงเกิดจากการสูบตะกอนทิ้ง

จากผลการศึกษาข้อมูลคุณภาพน้ำทางเคมีของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์เมื่อมีการทำงานร่วมกับการเดินระบบถึงคัดพันธุ์แบบขนาน พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ดีขึ้น โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีคุณภาพดีขึ้นทั้งสารอินทรีย์ ธาตุอาหารและของแข็งแขวนลอย สามารถแสดงผลการศึกษาได้ดังภาพประกอบ 37



ภาพประกอบ 36 ปริมาณ MLSS เปรียบเทียบกับค่า SV₃₀ ของถัง CN (ถังเติมอากาศ) ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถักค้ำพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถักค้ำพันธุ



ภาพประกอบ 37 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบ UASB ร่วมกับระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถักค้ำพันธุแบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถักค้ำพันธุ

3.2.1.3 ข้อมูลคุณภาพน้ำทางชีวภาพ

จากการเดินระบบบังคับคัดพันธุ์แบบขนาน เมื่อตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ทั้งจากถัง DN และถัง CN ด้วยกล้องจุลทรรศน์จะได้ผลการศึกษามีรายละเอียด ดังนี้

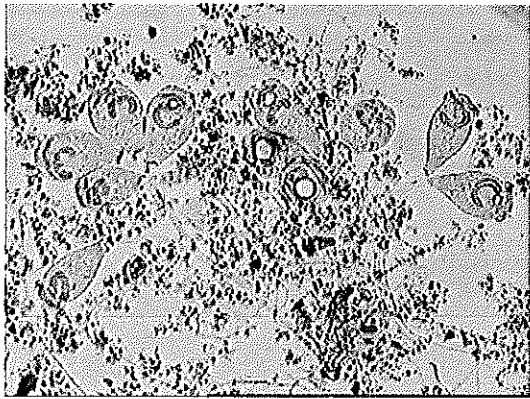
1) ผลการตรวจสอบสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูง

จากการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์จากถัง DN และถัง CN ด้วยกล้องจุลทรรศน์ พบสิ่งมีชีวิตทั้ง 6 ประเภท คือ Flagellates Amoebae Free-Swimming Ciliates Attached Ciliates Rotifers และ Higher Invertebrates โดย Protozoa ชนิดที่พบมากที่สุด คือ Attached Ciliates (ภาพประกอบ 38 (a)) นอกจากนี้ ยังพบ Rotifers อีกด้วย (ภาพประกอบ 38 (b)) ซึ่งการพบสิ่งมีชีวิต 2 ชนิดนี้ สามารถบ่งชี้ได้ว่า ในถัง DN และ CN ของระบบฯ มีอายุตะกอนสูงและอัตราส่วนของ F/M Ratio มีค่าต่ำ

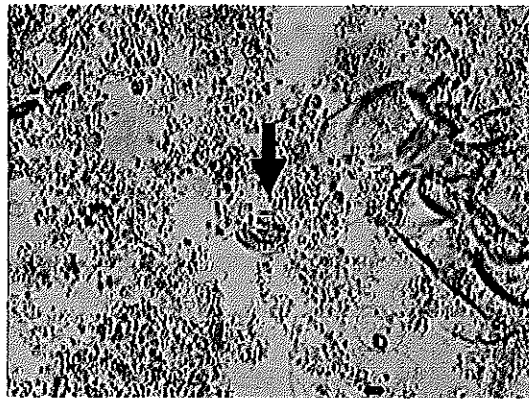
จากการเดินระบบบังคับคัดพันธุ์แบบขนาน พบสิ่งมีชีวิตชนิด Attached Ciliates เพิ่มขึ้นมากเมื่อเทียบกับก่อนเดินระบบบังคับคัดพันธุ์ แม้ว่าการพบสิ่งมีชีวิตชนิด Attached Ciliates และ Rotifers ในระบบบำบัดแบบแอ็คทิเวเต็ดสลัดจ์ที่บ่งบอกถึงสภาวะของระบบฯ มีอายุตะกอนสูงและอัตราส่วนของ F/M Ratio มีค่าต่ำ หากแต่กรมควบคุมมลพิษ (2547) รายงานว่า ในระบบแอ็คทิเวเต็ดสลัดจ์ที่พบสิ่งมีชีวิตชนิด Attached Ciliates เป็นจำนวนมาก ทำให้การตกตะกอนเกิดขึ้นได้ดี เห็นได้จากค่า SV_{30} ในภาพประกอบ 37 พบว่า หลังเดินระบบบังคับคัดพันธุ์แบบขนาน ค่า SV_{30} ของถังเติมอากาศลดลง แสดงให้เห็นว่า ระบบฯ มีการตกตะกอนได้ดีขึ้น

2) ผลการตรวจสอบจุลินทรีย์สายใย

ในการนำตะกอนจุลินทรีย์จากถัง DN และถัง CN มาตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ จากการสังเกตโดยภาพรวมของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีการเดินระบบบังคับคัดพันธุ์แบบขนาน พบว่า ปริมาณและความขรุขระของจุลินทรีย์สายใยลดลง ดังภาพประกอบ 39 หากแต่เมื่อจัดลำดับชั้นของปริมาณจุลินทรีย์สายใยโดยเปรียบเทียบกับค่า SVI พบว่า ปริมาณจุลินทรีย์สายใยอยู่ในลำดับชั้น 3 – 4 นั่นคือ ปริมาณมากถึงมากที่สุด (ATV working group 2.6.1., 1989) จากภาพประกอบ 39 แม้ว่าคุณภาพของจุลินทรีย์สายใยสั้นลงหรืออาจกล่าวได้ว่าลดปัญหาตะกอนหลุดล้น แต่ก็ยังมีปริมาณมากและสามารถก่อให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวได้



(a)



(b)

ภาพประกอบ 38 ชนิดของสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูง ที่พบมากในระบบแเอคตีเวเต็คสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง เมื่อเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนานทำการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ในช่วงเดือนสิงหาคม ถึง เดือนตุลาคม 2549 :
a. Attached Ciliates (กำลังขยาย 100 เท่า); b. Rotifers (กำลังขยาย 200 เท่า)



(a)



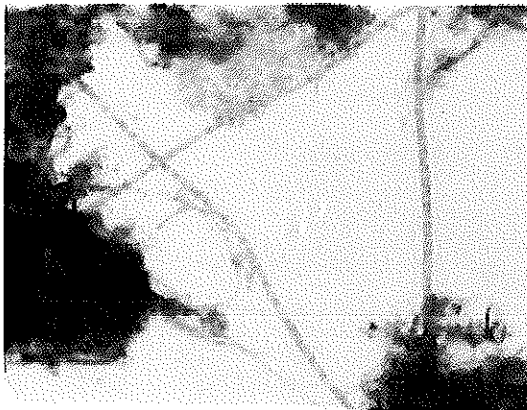
(b)

ภาพประกอบ 39 ลักษณะของจุลินทรีย์สายใยที่พบในระบบบำบัดแบบแเอคตีเวเต็คสลัดจ์ก่อน (a) และหลัง (b) เดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนาน จากการย้อม Gram Stain ทั้งหมด กำลังขยาย 200 เท่า

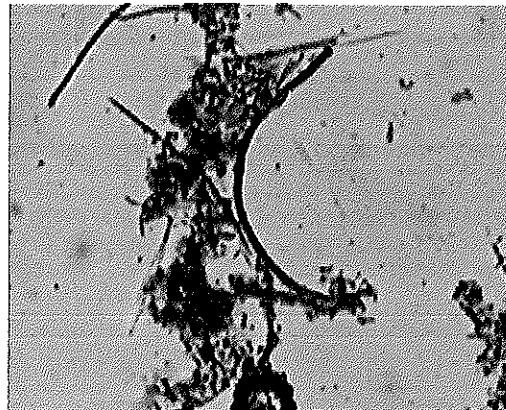
จากการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ด้วยการจำแนกชนิดโดย Identification Key ของ Jenkins *et al.* (1993) พบจุลินทรีย์สายใย 4 ชนิดคาดว่าน่าจะเป็น *Sphaerotilus natans* Type 0041 Type 1851 และ *Nostocoida limicola* II ซึ่งเป็นกลุ่มเดียวกับก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ้ ดังภาพประกอบ 23 แต่อย่างไรก็ตาม เมื่อทำการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบขนานมีการเปลี่ยนแปลงเกิดขึ้น นั่นคือ พบจุลินทรีย์สายใยชนิด *S. natans* น้อยมาก ดังภาพประกอบ 40(b) ซึ่งเป็นจุลินทรีย์

สายใยชนิดที่ชีวิตสถานะการขาดอาหารของระบบ (Jenkins *et al.*, 1993) ทั้งนี้เนื่องมาจากระบบ
 ถึงขีดพันธุ์มีค่าการะบรทุกสูง จึงไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของ *S. natans* ซึ่งสอดคล้องกับ
 การศึกษาของ Still *et al.*(1996) กล่าวว่า ถึงขีดพันธุ์สามารถควบคุมการเพิ่มจำนวนของ *S.natans*
 และ *Thiothrix* spp.ได้ นอกจากนี้ยังเกิดการเปลี่ยนแปลงชนิดของจุลินทรีย์สายใยชนิดที่พบมาก
 ที่สุดจาก Type 0041 เป็น Type 1851 ซึ่งเป็นตัวชีวิตสถานะที่ระบบฯ มีอัตราส่วนอาหารต่อ
 จุลินทรีย์ (F/M Ratio) ต่ำ (Eikelboom D. H., 1975) แม้ว่าจะพบมากแต่ความยาวของแบคทีเรียสั้น
 ลงมากเมื่อเทียบกับความยาวก่อนติดตั้งถึงขีดพันธุ์ ดังภาพประกอบ 40(f) ทั้งนี้เนื่องมาจากระบบ
 ถึงขีดพันธุ์มีค่าการะบรทุกสูงและ F/M Ratio สูง ซึ่งเป็นสถานะที่ไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิต
 ของ Type 1851 หากแต่เมื่อน้ำเสียออกจากถึงขีดพันธุ์เข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีค่า F/M Ratio
 ต่ำ ทำให้ Type 1851 สามารถเจริญเติบโตขึ้นมาได้อีก ส่วนแบคทีเรียชนิด Type 0041 ไม่เกิดการ
 เปลี่ยนแปลงทั้งความยาวและจำนวนแบคทีเรีย ดังภาพประกอบ 40(d) ทั้งนี้ เนื่องมาจาก Jenkins
et al. (1993) พบว่า แบคทีเรีย Type 0041 สามารถเติบโตได้ในสถานะที่มีความเข้มข้นของมวล
 สารอินทรีย์สูงๆ อย่างเช่นในถึงขีดพันธุ์ ดังนั้น ระบบถึงขีดพันธุ์จึงไม่มีผลต่อแบคทีเรียชนิดนี้มาก
 นัก

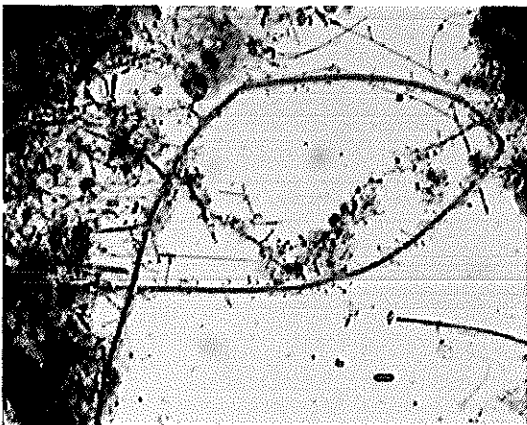
จากผลการศึกษาข้อมูลคุณภาพน้ำทางชีวภาพ พบว่า ในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์
 เมื่อมีการทำงานร่วมกับการเดินระบบถึงขีดพันธุ์แบบขนาน พบสิ่งมีชีวิตที่บ่งบอกลักษณะการ
 ตกตะกอนของระบบที่ดีขึ้น รวมทั้ง การเปลี่ยนแปลงของจุลินทรีย์สายใย ซึ่งถึงขีดพันธุ์สามารถลด
 ปริมาณและความชุกชุมของจุลินทรีย์สายใย อันเป็นสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวลงได้



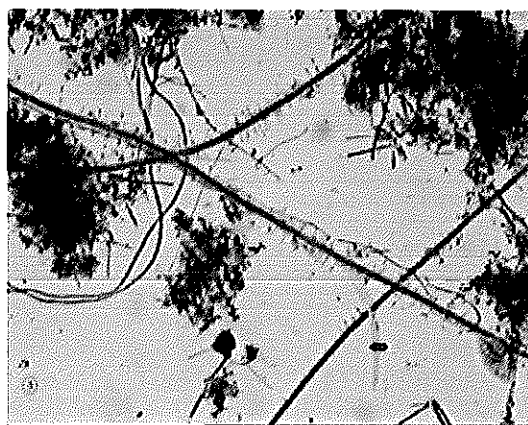
(a)



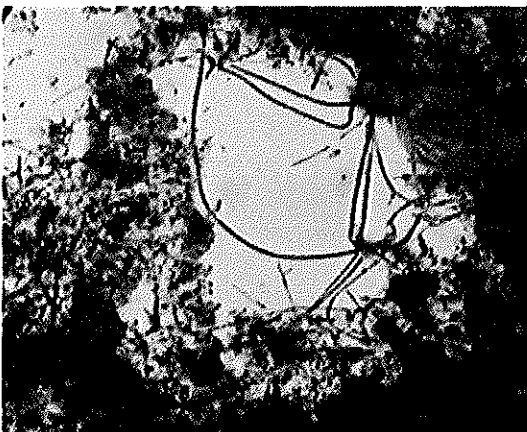
(b)



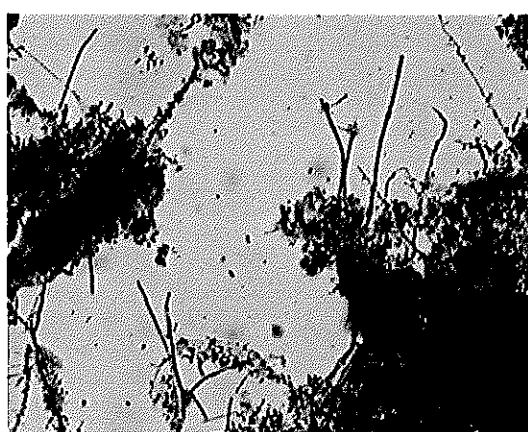
(c)



(d)



(e)



(f)

ภาพประกอบ 40 ลักษณะของจุลินทรีย์สายใยที่เชื่อม Gram Stain จากระบบบำบัดแบบแอ็คทิเวเต็ด
 สลัดจ์ก่อนและหลังเดินระบบถังคัดพันธุ์ (a และ b) *S. natans*; (c และ d) Type
 0041 และ (e และ f) Type 1851 โดย a,c และ e = ก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์; b,d
 และ f = หลังเดินระบบถังคัดพันธุ์ (ทั้งหมดกำลังขยาย 400 เท่า)

3.2.1.4 การศึกษาข้อมูลด้านพลังงานไฟฟ้า

นอกจากการศึกษาลักษณะของน้ำเสียแล้ว ผู้วิจัยได้พิจารณาถึงการประหยัดพลังงานด้านไฟฟ้าจากการควบคุมการเติมอากาศของช่วงที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน พบว่า ก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์ ค่าไฟเฉลี่ย 3.98 บาท/ลบ.ม. เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานและมีการควบคุมการเติมอากาศมีค่าไฟเฉลี่ยลดลงเหลือ 3.68 บาท/ลบ.ม. ซึ่งมีแนวโน้มการใช้พลังงานไฟฟ้าลดลง เนื่องจากก่อนมีการควบคุมการเติมอากาศนั้น เครื่องเติมอากาศจะทำงานเต็มที่ (100%) ทั้ง 5 เครื่อง หากแต่เมื่อควบคุมการเติมอากาศ เครื่องเติมอากาศ 4 เครื่องจะถูกควบคุมโดย Inverter ให้มีความเร็วรอบลดลงอยู่ในช่วงที่กำหนด นั่นคือควบคุมให้มีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วง 0.33 – 3.33 มก./ล. จึงทำให้ค่าไฟลดลง หากแต่ค่าไฟฟ้ามีค่าลดลงไม่มากนัก สามารถคำนวณได้ดังนี้

ในระบบบำบัดน้ำเสียมีเครื่องจักรทั้งหมด	85	แรงม้า คิดเป็น 100%
ในถัง CN มีเครื่องเติมอากาศ 5 เครื่องๆ ละ 10 แรงม้า	50	แรงม้า
คิดเป็น	59%	ของแรงม้าทั้งหมด

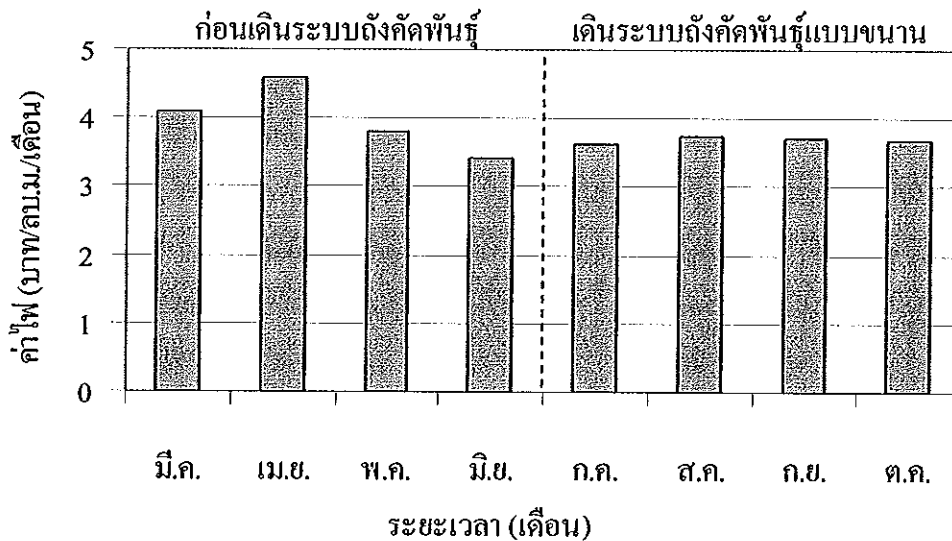
เมื่อควบคุมการเติมอากาศ

สามารถคุมเครื่องเติมอากาศได้ 4 เครื่องๆ ละ 50% คิดเป็น	40 x 0.5	
ดังนั้น สามารถลดกำลังการทำงานลงได้	20	แรงม้า
เมื่อคิดเทียบกับเครื่องจักรทั้งหมด	85	แรงม้า คิดเป็น 100%
เครื่องเติมอากาศจึงมีกำลังการทำงานลดลง	24%	ของแรงม้าทั้งหมด

จึงทำให้ค่าไฟฟ้าในช่วงที่เดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนานมีค่าลดลงเล็กน้อยและมีค่าไม่แตกต่างกันตลอดระยะเวลาการทดลองดังภาพประกอบ 41

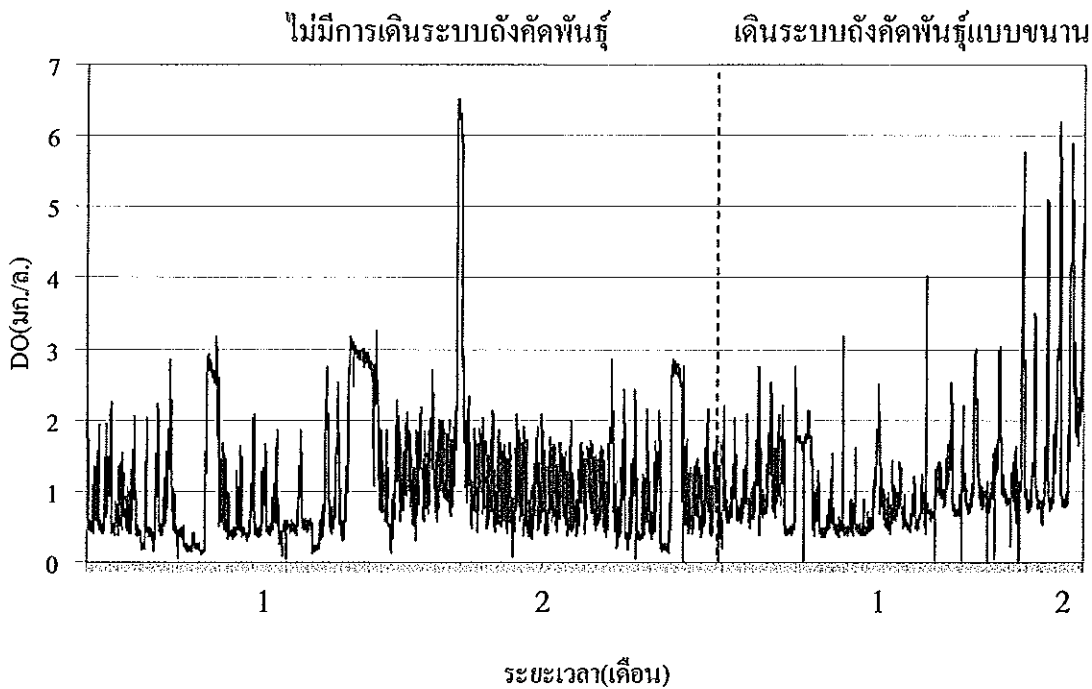
ในด้านการประหยัดพลังงานผู้วิจัยได้พิจารณาควบคู่กับค่าออกซิเจนละลายที่เปลี่ยนแปลงจากการควบคุมการเติมอากาศ โดยข้อมูลค่าออกซิเจนละลายที่ได้จากเครื่องควบคุมการเติมอากาศ (รุ่น MIQ/S184 XT-H3) จึงแตกต่างจากค่าออกซิเจนละลายจากการตรวจวัดด้วยเครื่องมือวัดค่า pH และ DO แบบพกพา (ผลิตภัณฑ์ WTW รุ่น pH/Oxi 340i) ดังตารางที่ 21 และ 34 โดยพบว่า ในช่วงระยะเวลาที่ไม่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์มีค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยเท่ากับ 1.08 ± 0.87 มก./ล. ซึ่งค่าออกซิเจนละลายมีค่าอยู่ในช่วง 0.04 – 6.52 มก./ล. ดังภาพประกอบ 42 โดยพบว่า ค่าออกซิเจนละลายช่วงสูงที่สุดอยู่ในช่วงกลางคืน ทั้งนี้เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียต้องมีการเติมอากาศอยู่ตลอดเวลา หากแต่ในเวลากลางคืนน้ำเข้าระบบที่ออกจากกระบวนการผลิตมีปริมาณและความเข้มข้นไม่มากนัก จึงทำให้จุลินทรีย์ใช้ปริมาณออกซิเจนน้อยในการย่อยสลายสารอินทรีย์และ

มีปริมาณออกซิเจนละลายเหลืออยู่มากจากการเติมอากาศ อีกทั้งเครื่องควบคุมการเติมอากาศสามารถลดความเร็วรอบของเครื่องเติมอากาศลงได้เพียง 50% เพราะระบบบำบัดต้องอาศัยเครื่องเติมอากาศในการทวนน้ำ จึงทำให้ต้องเติมอากาศอยู่ตลอดเวลา



ภาพประกอบ 41 ค่าไฟฟ้าเฉลี่ยของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานตัวอย่างที่มีการเดินระบบบังคับพัทธ์แบบขนานเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งบังคับพัทธ์

เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบบังคับพัทธ์แบบขนานมีค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยเท่ากับ 0.95 ± 0.74 มก./ล. ซึ่งค่าออกซิเจนละลายมีค่าอยู่ในช่วง 0.00 – 6.21 มก./ล. ดังภาพประกอบ 42 โดยค่าออกซิเจนละลายมีค่าเฉลี่ยลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับในช่วงที่ไม่มีการเดินระบบบังคับพัทธ์ ทั้งนี้เนื่องจากการเติมอากาศเกิดขึ้นตลอดเวลา แม้ว่าจะมีการควบคุมความเร็วรอบของเครื่องเติมอากาศทั้ง 4 เครื่องแล้ว หากแต่การเติมอากาศตลอดเวลาทำให้ค่าออกซิเจนละลายมีค่าสูงในเวลากลางคืน



ภาพประกอบ 42 ค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศ (ถัง CN) ในช่วงระยะเวลาที่ไม่มี การเดินระบบถังคักพันธุ์เปรียบเทียบกับช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนาน

3.2.2 การศึกษาลักษณะน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม

ในการเดินระบบถังคักพันธุ์ของชุดการทดลองนี้ ได้เว้นระยะเวลาก่อนเดินระบบเป็นเวลาประมาณ 6 เดือน เพื่อให้ระบบแอ็คคิวเตดสลักด์มีการปรับสถานะให้เข้าสู่ช่วงที่เป็นสถานะคงที่ (Steady-State) โดยไม่มีการใช้ถังคักพันธุ์ แล้วจึงทดลองเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม โดยต้องเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากจุดเก็บตัวอย่างเดิม มาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพ เคมีและชีวภาพ ซึ่งทำการทดลองในช่วงระหว่างเดือนมิถุนายน ถึงเดือนสิงหาคม 2550 และทำการเก็บตัวอย่างสัปดาห์ละ 1 ครั้ง เก็บตัวอย่างทั้งหมด 12 ครั้ง สามารถแบ่งข้อมูลผลการศึกษากุณภาพน้ำเป็น 4 ประเภทดังนี้

3.2.2.1 ข้อมูลคุณภาพน้ำทางกายภาพ

ก) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าระบบ (EQ และ UASB) มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 18.0 – 25.5 และ 21.5 – 24.0 องศาเซลเซียส ตามลำดับ น้ำเสียจะมีอุณหภูมิเพิ่มสูงขึ้นเรื่อยๆ ในแต่ละหน่วยบำบัดตลอดระยะเวลาทางการไหลของน้ำเสีย เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์โดยผ่านทางถังคัดพันธุ์ไปจนถึงระบบ Wetland น้ำเสียจะมีอุณหภูมิสูงขึ้น โดยอุณหภูมิภายในถัง CN และ DN มีค่าอยู่ในช่วง 24.5 – 26.0 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์

ข) ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

pH ของน้ำเสียทั้งระบบมีลักษณะเป็นกรดอ่อน โดยน้ำเสียที่เข้าระบบเมื่อมีการปรับสภาพแล้วมีค่า pH อยู่ในช่วง 6.62 – 7.34 และค่า pH จะค่อยๆ ลดลงเรื่อยๆ ในแต่ละหน่วยบำบัดตลอดระยะเวลาทางการไหลของน้ำเสีย โดยค่า pH ของระบบในถัง DN มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.88 ± 0.37 ซึ่งอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน หากแต่ในถัง CN มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.78 ± 0.45 ซึ่งอยู่ในช่วงที่ต่ำกว่าค่าที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เนื่องจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันทำให้ค่าความเป็นกรดเพิ่มขึ้น (pH ต่ำ) กอปรกับน้ำเสียที่เข้าระบบฯ มีค่า pH ต่ำด้วย จึงทำให้ pH ของถัง CN มีค่าน้อย ดังตารางที่ 25

ในชุดการทดลองนี้ ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศจาก Inverter แต่จะใช้การควบคุมโดย Manual นั่นคือ สามารถปิด – เปิดหรือเปลี่ยนแปลงการเติมอากาศของเครื่องเติมอากาศได้ตลอดเวลา หากแต่จากการตรวจวัดค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายด้วยการเก็บตัวอย่างน้ำเสียทั้งในถัง CN และ DN มาวิเคราะห์ค่า DO_0 ณ ห้องปฏิบัติการ คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม พบว่าทั้งในถัง CN และ DN มีค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยน้อยกว่า 1 มก./ล. (ยกเว้น การเดินระบบฯ ในสัปดาห์ที่ 17 หรือวันที่ 3 สิงหาคม พ.ศ. 2550 เนื่องจากเป็นช่วงที่มีการสูบตะกอนทิ้ง สังเกตได้จากค่า MLSS ของถัง CN มีค่าลดลง ทำให้ค่าออกซิเจนละลายเพิ่มขึ้น) ดังตารางที่ 26 และภาพประกอบ 43 ซึ่งเป็นค่าที่เกินความสามารถในการควบคุมอากาศของ Inverter อีกทั้งระบบฯ มีค่าออกซิเจนละลายน้อย จึงไม่มีความจำเป็นต้องควบคุมการเติมอากาศ ดังนั้น การทดลองในชุดการทดลองนี้จึงเติมอากาศด้วยเครื่องเติมอากาศอย่างเต็มที่เพื่อให้ถังเติมอากาศมีออกซิเจนเพิ่มขึ้นมากพอที่จะทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ ซึ่งในที่นี้ผู้ควบคุมระบบฯ ของโรงงานได้ทำการเปิดเครื่องเติมอากาศทุกเครื่อง ทั้งหมด 5 เครื่องและเครื่องเติมอากาศทุกเครื่องทำงานอยู่ตลอดเวลา

ตารางที่ 25 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถักคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถักคัดพันธุ์

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	Temperature (องศาเซลเซียส)		pH	
	A	B	A	B
Equalization Tank	22.5 ± 1.6	21.4 ± 1.7	6.95 ± 0.15	6.86 ± 0.21
UASB	24.2 ± 2.1	22.5 ± 1.0	6.92 ± 0.15	6.88 ± 0.08
DN	25.7 ± 0.5	25.2 ± 0.3	6.74 ± 0.19	6.88 ± 0.37
CN	25.8 ± 0.4	25.2 ± 0.4	6.62 ± 0.18	6.78 ± 0.45
Sedimentation Tank	26.7 ± 0.7	25.7 ± 0.3	6.67 ± 0.16	6.79 ± 0.47
Wetland	26.7 ± 0.5	26.0 ± 0.4	6.63 ± 0.20	6.67 ± 0.42

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบถักคัดพันธุ์ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบถักคัดพันธุ์แบบผสม จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

ก) ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen : DO)

ในสถานะที่ระบบฯ มีค่าออกซิเจนละลายน้อยกว่า 1 มก./ล. เช่นนี้ทำให้เกิดผลเชิงลบต่อถัง CN เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้ดีที่ค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 2 มก./ล. ในทางตรงกันข้าม สถานะเช่นนี้มีผลดีต่อปฏิกิริยาคีโนตริฟิเคชันในถัง DN เนื่องจากจุลินทรีย์สามารถลดรูป $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนในสถานะที่มีค่าออกซิเจนละลายค่อนข้างต่ำ (ไม่เกิน 0.2 มก./ล.) หรือสถานะ Anoxic ซึ่งมีแนวโน้มทำให้เกิดปฏิกิริยาคีโนตริฟิเคชันได้ (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543) ทั้งนี้ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายมีผลต่อความสามารถในการตกตะกอน (SVI) จากการตรวจวัดพบว่า ทั้งถัง CN และ DN มีค่า SVI เพิ่มขึ้นมากเมื่อเทียบกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนมีการเดินระบบถักคัดพันธุ์ เนื่องจากลักษณะน้ำเสียในช่วงที่มีการทดลองนี้มีค่าออกซิเจนละลายน้อยกว่าช่วงก่อนมีการเดินระบบฯ มาก จึงมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใย ทำให้จุลินทรีย์สายใยชนิดที่เติบโตได้ดีในสถานะที่มีออกซิเจนละลายต่ำเพิ่มจำนวนมากขึ้นขัดขวางการตกตะกอนทำให้ค่า SVI สูงขึ้น ดังตารางที่ 26 และภาพประกอบ 44 จากการวิเคราะห์โดยใช้สถิติแบบ Paired – Samples Test พบว่า ค่า SVI ในถัง

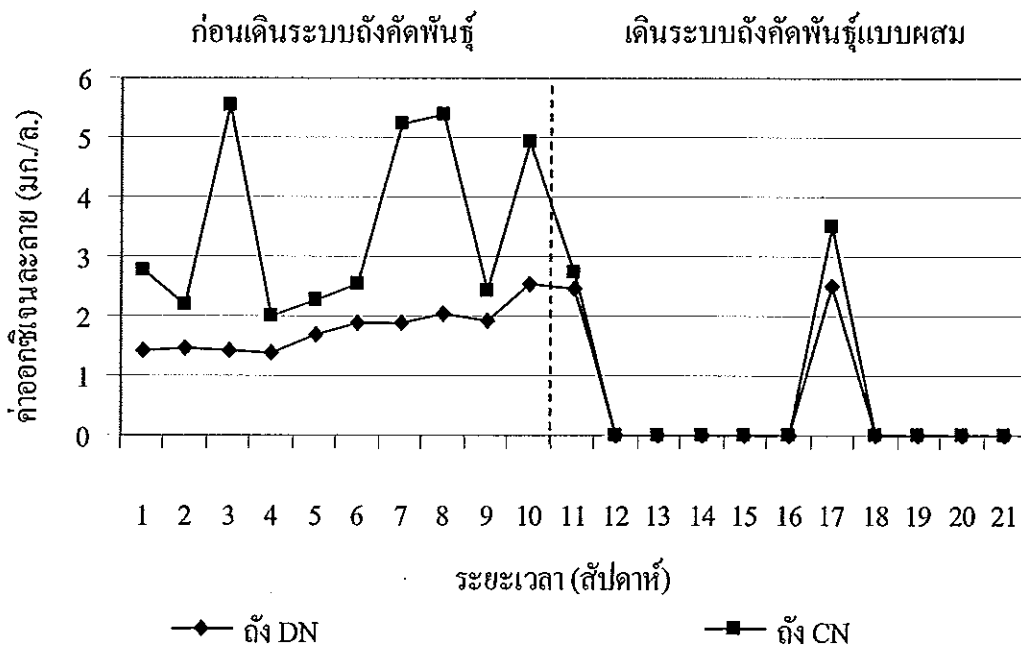
CN และDN ทั้งก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์กับเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ ($p < 0.05$) คังภาคผนวก ง.

ตารางที่ 26 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์

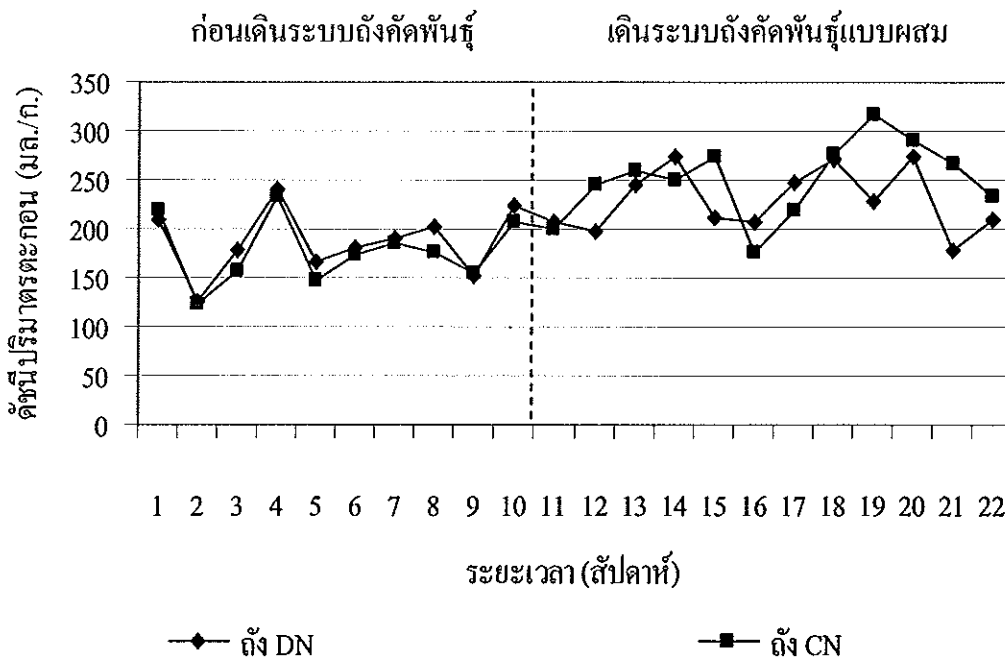
จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	DO (มก./ล.)		SVI (มล./ก.)	
	A	B	A	B
DN	1.52 ± 0.26	0.62 ± 1.13	187 ± 34	229 ± 32
CN	3.03 ± 1.52	0.93 ± 1.75	178 ± 34	251 ± 39

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)



ภาพประกอบ 43 ค่าออกซิเจนละลายของถัง DN และ CN เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์



ภาพประกอบ 44 คณิตปริมาตรตะกอน (SVI) ของถึง DN และ CN เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศ และเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์

3.2.2.2 ข้อมูลคุณภาพน้ำทางเคมี

ก) สารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี (Chemical Oxygen Demand : COD)

น้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพแล้วจะถูกบำบัดสารอินทรีย์โดยระบบ UASB ก่อนเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งปริมาณสารอินทรีย์ในรูป TCOD ลดลงได้ถึง 89.2% และเมื่อน้ำเสียผ่านระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคัดพันธุ์แบบผสมแล้ว พบว่า น้ำออกจากถังตกตะกอนมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD และ SCOD ลดลงมากเมื่อเทียบกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนการติดตั้งถังคัดพันธุ์ ดังตารางที่ 27 ภาพประกอบ 45 และ 46 เนื่องจากถังคัดพันธุ์มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง จึงเกิดแบคทีเรียที่เป็น Floc-Former ขึ้น ซึ่งแบคทีเรียจำพวกนี้มีความสามารถในการใช้สารอินทรีย์ได้อย่างรวดเร็ว ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ลดลง ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาที่พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดของระบบ UASB และระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคัดพันธุ์แบบผสมมีค่าสูงถึง 98.6% ซึ่งบ่งบอกได้ว่าระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคัดพันธุ์แบบผสมมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ที่ดีขึ้น

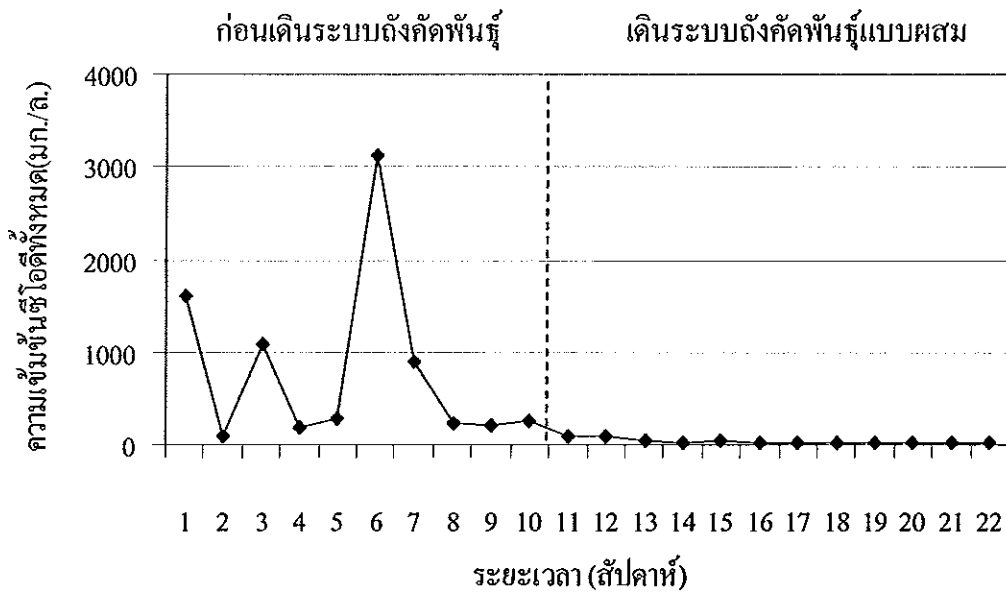
ตารางที่ 27 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	TCOD (มก./ล.)		SCOD (มก./ล.)	
	A	B	A	B
Equalization Tank	3,438 ± 1,396	2,895 ± 819	1,825 ± 1,171	1,895 ± 600
UASB	1,027 ± 1,011	314 ± 61	255 ± 305	107 ± 20
% Removal	70.1	89.2	86.0	94.3
Sedimentation Tank	801 ± 952	41 ± 28	311 ± 449	19 ± 4
% Removal	82.0	98.7	85.0	99.0
Wetland	35 ± 21	21 ± 4	17 ± 12	18 ± 5
% Removal	95.6	47.8	94.5	9.6

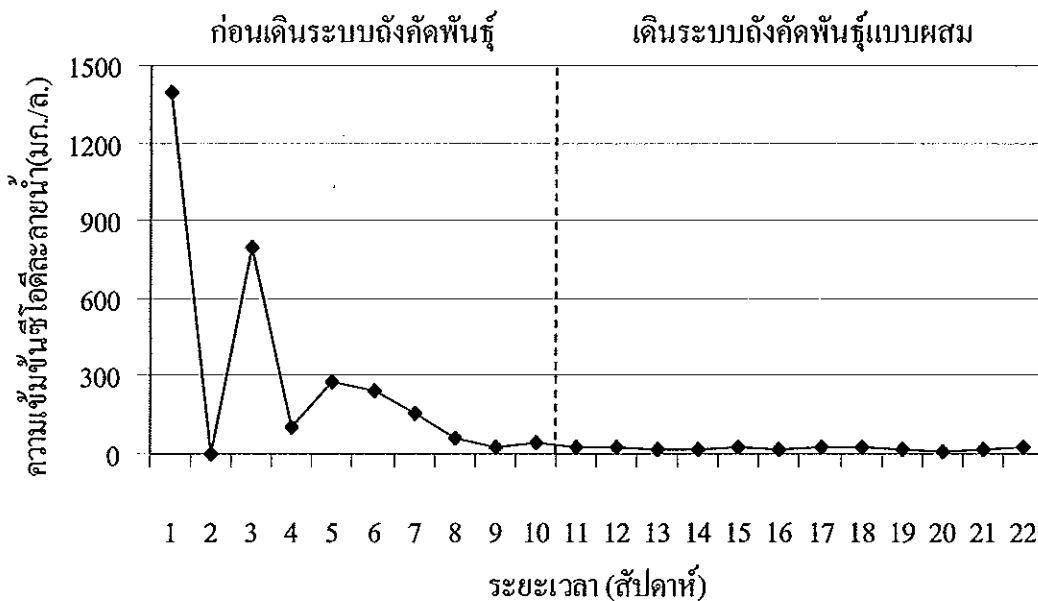
หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

จากตารางที่ 27 สังเกตว่า ประสิทธิภาพการบำบัด SCOD ของระบบ UASB มีค่าสูงมากถึงร้อยละ 94.3% จนทำให้ค่า SCOD ในน้ำเสียที่ออกจากระบบ UASB มีค่าเหลือเพียง 107 ± 20 มก./ล. เมื่อน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ปริมาณน้อยเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ จุลินทรีย์ในระบบก็สามารถใช้สารอินทรีย์ได้อย่างรวดเร็ว ทำให้ค่า SCOD ในน้ำออกจากถังตกตะกอนมีค่าน้อยและทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์เมื่อเดินระบบแบบผสมมีค่าสูงที่สุด เมื่อน้ำเสียผ่านระบบบึงประดิษฐ์ พบว่า ปริมาณสารอินทรีย์ลดลงเล็กน้อย เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัด TCOD ของระบบบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมด พบว่า มีค่าสูงถึงร้อยละ 99 จากการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมทำให้ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ที่ดีขึ้น ส่งผลให้น้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานตัวอย่างมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ลดลงและผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม (กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, 2539) สามารถปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อมได้



ภาพประกอบ 45 ความเข้มข้นของซีไอคักทั้งหมด (TCOD) ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลักจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม (น้ำออกจากถังตกตะกอน) เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์



ภาพประกอบ 46 ความเข้มข้นของซีไอคักละลายน้ำ (SCOD) ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลักจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม (น้ำออกจากถังตกตะกอน) เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์

ข) ธาตุอาหาร (Nutrient)

ในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดธาตุอาหารของระบบฯ ในครั้งนี้ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ดังนี้

(1) การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน (Total Nitrogen : TN)

ประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในงานวิจัยนี้ ผู้วิจัยได้พิจารณาในภาพรวมของการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศและเดินระบบถึงกักพันธุแบบผสม ณ ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง ผลการทดลองดังตารางที่ 28

จากตารางที่ 28 ปริมาณ TKN ของน้ำเสียจาก EQ และ UASB มีค่ามากกว่าก่อนเดินระบบถึงกักพันธุ เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบ UASB จะมีการย่อยสลายอินทรีย์ไนโตรเจนแล้วปล่อย NH_4^+-N ออกมาทำให้น้ำทิ้งจากระบบ UASB มีค่า NH_4^+-N สูงกว่าน้ำเสียจาก EQ โดยอัตราส่วนระหว่าง NH_4^+-N และ TKN ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB คิดเป็นร้อยละ 85.6 เมื่อเทียบกับน้ำเสียจาก EQ จะมีอัตราส่วนคิดเป็นร้อยละ 55.7 ซึ่งเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์จะเป็นผลดีต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากการเดินระบบถึงกักพันธุแบบผสม พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมดยมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 55.0 ซึ่งมีประสิทธิภาพน้อยกว่าก่อนเดินระบบถึงกักพันธุ (ร้อยละ 66.0) ทั้งนี้เนื่องมาจากปริมาณ SCOD ในน้ำออกจากระบบ UASB ที่มีค่าน้อยเมื่อเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ มีผลต่อการใช้สารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในการบำบัดไนโตรเจน จึงทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนลดลง อีกทั้งช่วงที่ทำกรทดลอง ในถังเติมอากาศของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยต่ำกว่า 1 มก./ล. ดังตารางที่ 26 ซึ่งมีผลเชิงลบต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ทำให้ปริมาณ NH_4^+-N ไม่สามารถถูกออกซิไดซ์ไปเป็น NO_3^--N ได้ทั้งหมด เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องการปริมาณออกซิเจนเพื่อใช้ในการออกซิไดซ์ NH_4^+-N ไปเป็น NO_3^--N สูงถึง 4.32 มก. O_2 /มก. NH_4^+-N (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543) จึงทำให้มีปริมาณ NH_4^+-N และ TKN หลงเหลือออกมาในน้ำออกจากถังตกตะกอนมากขึ้น เมื่อเทียบกับก่อนเดินระบบถึงกักพันธุ สังเกตได้จากปริมาณ NH_4^+-N และ TKN ในน้ำออกจากถังตกตะกอนที่ค่อยๆ เพิ่มขึ้นจากสัปดาห์ที่ 12 จนถึงสัปดาห์ที่ 17 และลดลงอย่างรวดเร็วในสัปดาห์ที่ 18 ดังภาพประกอบ 47 เนื่องจากในสัปดาห์ที่ 18 นั้นค่าออกซิเจนละลายของระบบฯ มีค่าเพิ่มสูงขึ้น ดังภาพประกอบ 43 จึงทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ดี NH_4^+-N สามารถถูกออกซิไดซ์ไปเป็น NO_3^--N ได้มาก จึงมีปริมาณ NH_4^+-N และ TKN ในน้ำออกจากถังตกตะกอนลดลง

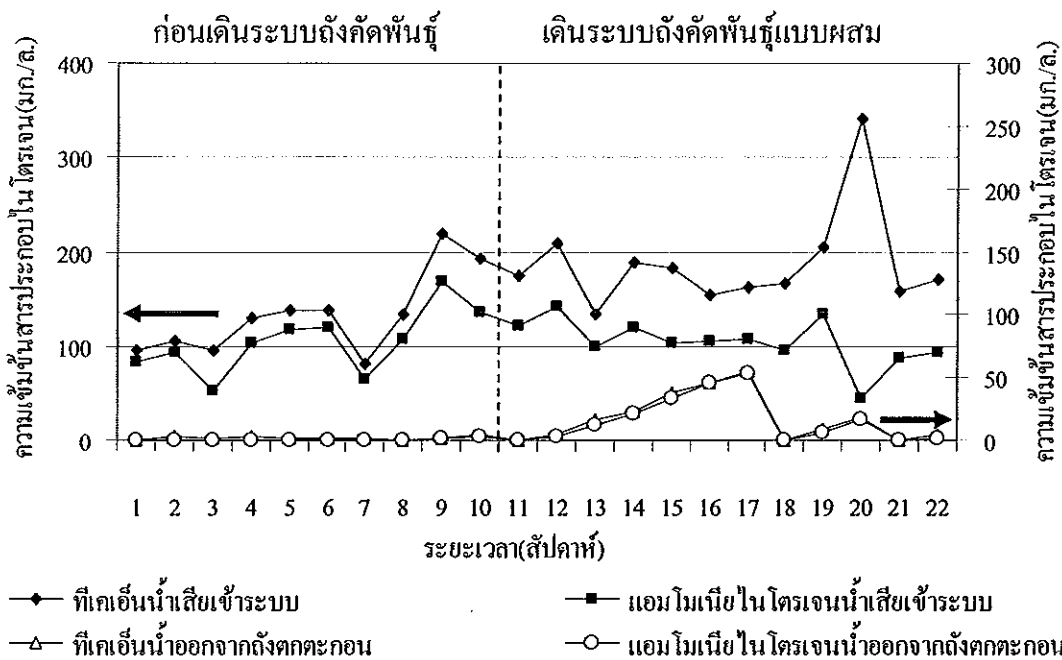
ตารางที่ 28 ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบตั้งแต่จุดพื้นที่แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบตั้งแต่จุดพื้นที่

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์					
	TKN (มก./ล.)		NO ₃ -N (มก./ล.)		TN (มก./ล.)	
	A	B	A	B	A	B
Equalization Tank	133.0 ± 44.0	187.2 ± 52.9	-	-	133.0 ± 44.0	187.2 ± 52.9
UASB	117.8 ± 20.3	153.3 ± 18.5	-	-	117.8 ± 20.3	153.3 ± 18.5
% Removal	N/A	N/A	N/A	N/A	11.4	18.1
Sedimentation Tank	1.9 ± 1.3	17.9 ± 18.8	52.2 ± 8.9	71.9 ± 29.6	54.2 ± 9.2	90.4 ± 13.1
% Removal	N/A	N/A	N/A	N/A	78.4	73.5
Wetland	0.4 ± 0.3	13.8 ± 15.9	44.8 ± 9.0	67.9 ± 28.8	45.3 ± 17.9	81.7 ± 14.5
% Removal	N/A	N/A	N/A	N/A	16.5	6.8

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบตั้งแต่จุดพื้นที่ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบตั้งแต่จุดพื้นที่แบบผสม จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

N/A หมายถึง Not Analysis

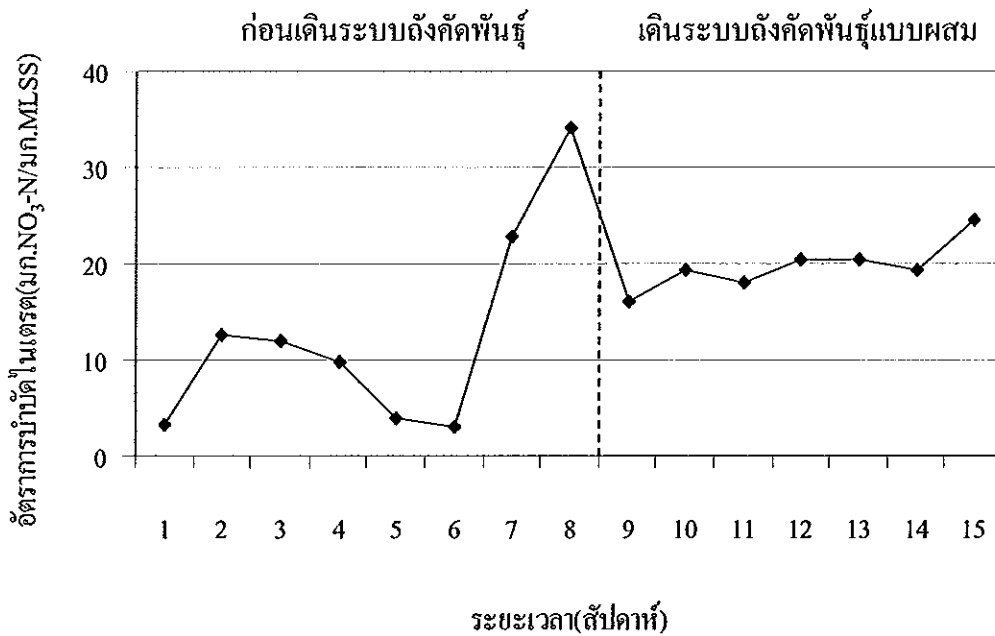


ภาพประกอบ 47 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่เข้าระบบฯ และน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคัดพันธุ์

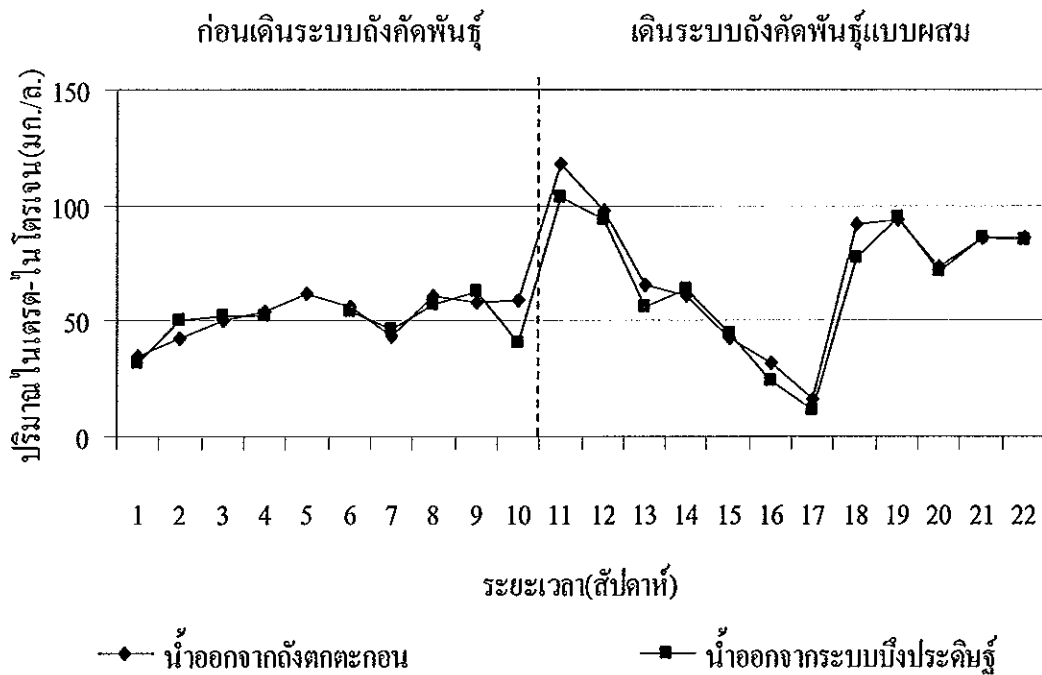
หากแต่สภาวะเช่นนี้มีผลต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในถัง DN เนื่องจากในสภาวะที่มีออกซิเจนละลายต่ำ เป็นผลดีต่อจุลินทรีย์ในการลดรูป $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ดังภาพประกอบ 48 พบว่า อัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-\text{-N}$ เทียบกับปริมาณ MLSS ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น สังเกตได้จากกราฟที่ยกตัวขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคัดพันธุ์ เช่นเดียวกับภาพประกอบ 50 สังเกตได้ว่าปริมาณ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ค่อยๆ ลดลงจากสัปดาห์ที่ 12 จนถึงสัปดาห์ที่ 17 และเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วในสัปดาห์ที่ 18 เนื่องจากในสัปดาห์ที่ 18 นั้นค่าออกซิเจนละลายของระบบฯ มีค่าเพิ่มสูงขึ้น ดังภาพประกอบ 43 จึงทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ดี จึงมีปริมาณ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ สูง และเมื่อน้ำเสียผ่านเข้าถัง DN ซึ่งมีค่าออกซิเจนละลายสูงเช่นกัน $\text{NO}_3^-\text{-N}$ จึงไม่สามารถเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซไนโตรเจนได้หมด อีกทั้งระบบฯ ไม่มีสารอินทรีย์คาร์บอนมากพอต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ทำให้มีปริมาณ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ในน้ำออกจากถังคัดพันธุ์สูงขึ้น

อย่างไรก็ตาม แม้ว่าประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดของการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมน้อยกว่าก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์ หากแต่ปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจน

ลดลงมากเมื่อผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันภายในถัง CN และ DN ตามลำดับ ทำให้เกิดการบำบัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียได้ ทำให้น้ำเสียที่ออกจากถังตกตะกอนมีปริมาณไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ลดลง ดังตารางที่ 28 และภาพประกอบ 47 ซึ่งระบบ UASB และระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์สามารถลดปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดจากน้ำเสียเข้าระบบฯ ลงได้ถึง 51.7 %



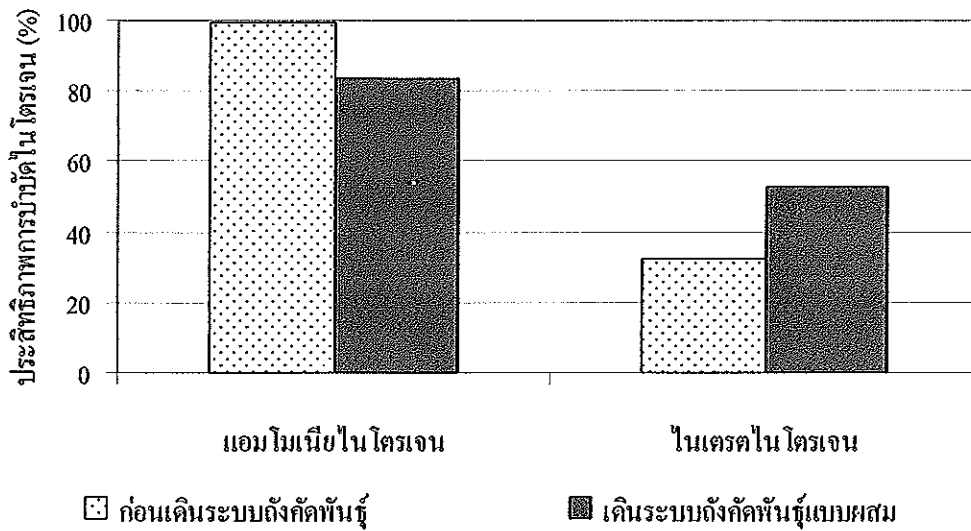
ภาพประกอบ 48 อัตราการบำบัดไนโตรเจนในรูป $\text{NO}_3\text{-N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุแบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ (จากจำนวนตัวอย่างทั้งหมด 15 ตัวอย่าง เนื่องจากในวันที่ 17 สิงหาคม 2550 เก็บตัวอย่างน้ำเข้าระบบที่ไม่ผ่านการปรับสภาพและวันที่ 31 สิงหาคม 2550 ไม่มีข้อมูลอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ จึงไม่สามารถนำข้อมูลทั้ง 2 วันนี้มาคำนวณอัตราการบำบัดไนโตรเจนในรูป $\text{NO}_3\text{-N}$ ได้)



ภาพประกอบ 49 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูป $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ของตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคักพันธุแบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคักพันธุ

(1.1) การศึกษาสมดุลมวลไนโตรเจน (Nitrogen Balance)

ในการเดินระบบถังคักพันธุแบบผสมนี้ ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศเนื่องจากค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศมีค่าน้อยมาก (น้อยกว่า 1 มก./ล.) แม้มีการเติมอากาศอย่างสม่ำเสมออยู่ตลอดเวลา ทำให้ปริมาณ $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ไม่สามารถถูกออกซิไดซ์ไปเป็น $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ได้ทั้งหมดซึ่งมีผลทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันลดลง โดยพบว่า เมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุแบบผสมประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 83.49% (จากจำนวนตัวอย่างทั้งหมด 7 ตัวอย่าง) ซึ่งมีค่าลดลงเมื่อเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ (99.52%) ในทางตรงกันข้ามระบบฯ สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ดีขึ้น เนื่องจากจุลินทรีย์สามารถลดรูป $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนในสถานะที่มีค่าออกซิเจนละลายไม่เกิน 0.2 มก./ล. หรือสภาวะ Anoxic ซึ่งมีแนวโน้มทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ดังนั้น ในสถานะที่มีออกซิเจนละลายต่ำเช่นนี้ จึงเป็นผลดีต่อจุลินทรีย์ในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพการบำบัด พบว่า ระบบฯ มีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_3^- \text{-N}$ เฉลี่ยเท่ากับ 52.99% (จากจำนวนตัวอย่างทั้งหมด 7 ตัวอย่าง) ซึ่งมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ (32.64%) ดังภาพประกอบ 50



ภาพประกอบ 50 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด NH_4^+ -N และ NO_3^- -N ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถักค้ำพันธุแบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถักค้ำพันธุ

(2) การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total Phosphorus : TP)

ผู้วิจัยทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดของระบบโดยรวมเมื่อมีการเดินระบบถักค้ำพันธุแบบผสม ณ ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง ผลการศึกษาดังตารางที่ 29

จากตารางที่ 29 พบว่า น้ำเข้าระบบมีค่า TP สูงกว่าก่อนเดินระบบถักค้ำพันธุ จึงทำให้น้ำทิ้งของระบบฯ มีค่า TP สูงขึ้นด้วย ดังภาพประกอบ 51 จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากการเดินระบบถักค้ำพันธุแบบผสม พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมดมีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับ 14.8% ซึ่งมีประสิทธิภาพไม่แตกต่างจากก่อนเดินระบบถักค้ำพันธุเนื่องจากในน้ำเข้าระบบของช่วงที่มีการเดินระบบถักค้ำพันธุแบบผสมมีอัตราส่วนของ TCOD : TKN เท่ากับ 15.5 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่น้อยกว่าเมื่อเทียบกับน้ำเข้าระบบในช่วงก่อนเดินระบบถักค้ำพันธุ (TCOD : TKN เท่ากับ 25.8) กอปรกับจุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดฟอสฟอรัสต้องการสารประกอบอินทรีย์คาร์บอนน้อยกว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันและปริมาณสารอินทรีย์ที่ลดลงจากการบำบัดด้วยระบบ UASB ทำให้มีผลต่อการใช้สารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในการบำบัดฟอสฟอรัส จึงทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดลดลง อีกทั้งในช่วงที่มีการเดินระบบถักค้ำพันธุแบบผสมนี้ ระบบฯ มีค่าออกซิเจนละลายต่ำ เป็นผลดีต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

อีกด้วย จึงส่งผลให้การบำบัดใน โตรเจนของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดได้ดีกว่ากระบวนการบำบัดฟอสฟอรัส จึงทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมดมีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดต่ำ

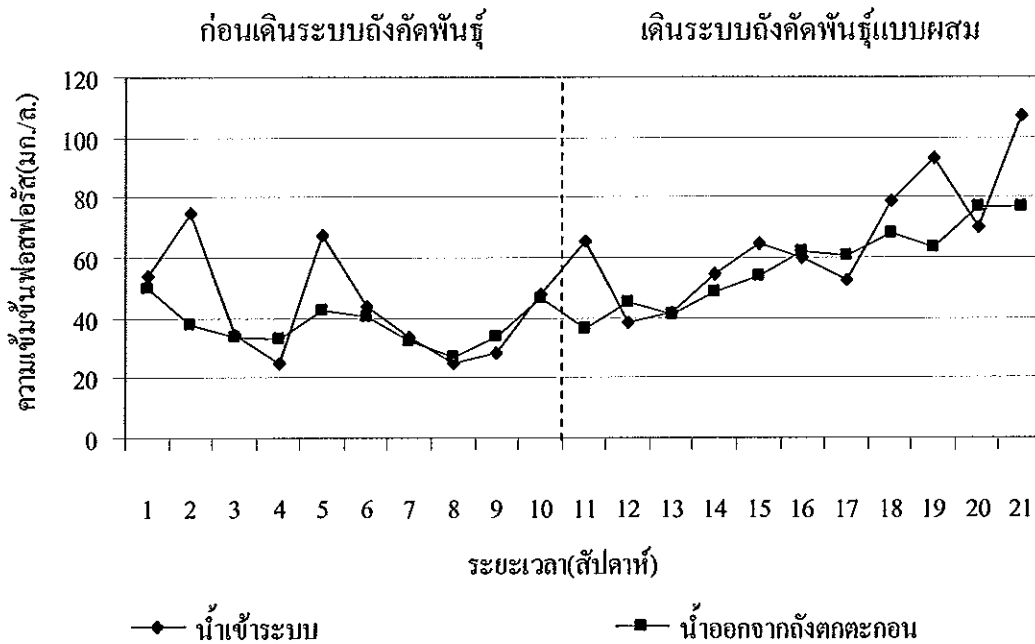
ตารางที่ 29 ความเข้มข้นของฟอสฟอรัสทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถึงกักพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถึงกักพันธุ์

จุดเก็บตัวอย่าง	TP (มก./ล.)	
	A	B
Equalization Tank	38.8 ± 18.5	64.5 ± 20.4
UASB	33.0 ± 6.7	55.7 ± 15.4
% Removal	14.8	14.0
Sedimentation Tank	33.1 ± 6.7	56.7 ± 13.6
% Removal	53.8	53.0
Wetland	33.1 ± 8.6	55.0 ± 14.8
% Removal	0.2	3.0

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบถึงกักพันธุ์ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

B หมายถึง เดินระบบถึงกักพันธุ์แบบผสม จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

จากทฤษฎีการบำบัดสารอินทรีย์ ระบุความต้องการคาร์บอนไว้ที่ BOD₅ : TKN : TP = 100 : 5 : 1 แต่อย่างไรก็ตาม ในการศึกษาครั้งนี้ ผู้วิจัยไม่ได้ตรวจวัดค่าบีโอดี (ตรวจวัดเฉพาะซีโอดี) ทั้งหมด ทำให้ไม่สามารถคำนวณอัตราของ EBPR ได้อย่างครบถ้วน



ภาพประกอบ 51 ความเข้มข้นของ TP ของตัวอย่างน้ำเสียเข้าระบบและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนติดตั้งถังคัดพันธุ์

ค) ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids : SS)

แม้ว่าในช่วงที่ทำการทดลองเดินระบบแบบผสม ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์จะประสบปัญหาออกซิเจนละลายต่ำ มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยและทำให้ค่า SVI ของระบบฯ มีค่าสูงกว่าค่าที่แนะนำ (มากกว่า 150 มล./ก.) และยังมีค่ามากกว่าก่อนมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์ รวมทั้งปริมาณ MLSS ของถังเติมอากาศก็มีค่ามากขึ้นด้วย หากแต่ผลของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่เกิดขึ้นไม่รุนแรงมากพอจนทำให้มีผลเสียต่อการตกตะกอนของถังตกตะกอนได้ เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ถังตกตะกอน จึงทำให้ปริมาณ SS ลดลงได้มาก จากการศึกษาพบว่า ระบบ UASB และระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกับถังคัดพันธุ์แบบผสมมีประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอย 97% ซึ่งมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียก่อนการเดินระบบถังคัดพันธุ์ แม้ว่าระบบฯ มีปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวมากขึ้น หากแต่เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ถังตกตะกอนก็สามารถลดปริมาณ SS ลงได้และทำให้น้ำทิ้งมีปริมาณ SS ลดลง ดังตารางที่ 30

ตารางที่ 30 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบดัดคั้งพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบดัดคั้งพันธุ์

จุดเก็บตัวอย่าง	SS (มก./ล.)	
	A	B
Equalization Tank	189 ± 81	249 ± 81
UASB	56 ± 32	151 ± 40
% Removal	70.4	39.4
DN	2,566 ± 367	3,252 ± 507
CN	2,665 ± 369	3,081 ± 348
Return Sludge	N/A	3,759 ± 572
Sedimentation Tank	18 ± 5	7 ± 3
% Removal	92.7	98.1
Wetland	4 ± 2	2 ± 1
% Removal	75.1	75.6

หมายเหตุ : A หมายถึง ก่อนเดินระบบดัดคั้งพันธุ์ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 10 ตัวอย่าง (N = 10)

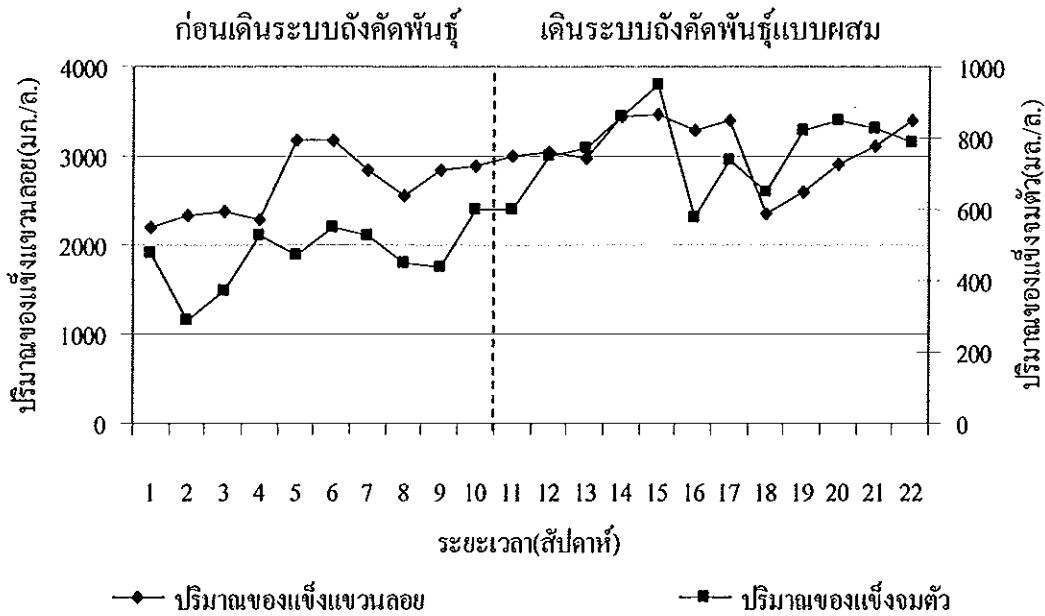
B หมายถึง เดินระบบดัดคั้งพันธุ์แบบผสม จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง (N = 12)

N/A หมายถึง Not Analysis

นอกจากนี้ ผู้วิจัยได้ตรวจวัดค่า SCOD ของน้ำเสียที่ออกจากถังคั้งพันธุ์แบบผสม และเมื่อนำมาคำนวณเป็นค่า F/M Ratio พบว่า F/M Ratio ของถังคั้งพันธุ์ มีค่าเฉลี่ยสูงถึง 15.80 กก. COD/กก. MLSS/วัน ซึ่งเป็นค่าที่สูง ทำให้เกิดการคั้งพันธุ์จุลินทรีย์และกำจัดจุลินทรีย์สายใยขึ้นภายในถัง สังเกตว่าค่า F/M Ratio ในถังคั้งพันธุ์ลดลงเมื่อเทียบกับชุดการทดลองแบบขนาน เนื่องจากการเดินระบบแบบผสมมีการคั้งพันธุ์จุลินทรีย์ในถังแรกแล้วส่งไปยังถังที่สองทำให้มีการคั้งพันธุ์จุลินทรีย์ และมีการใช้สารอินทรีย์มากขึ้น ทำให้ค่า F/M Ratio ของถังคั้งพันธุ์ลดลง

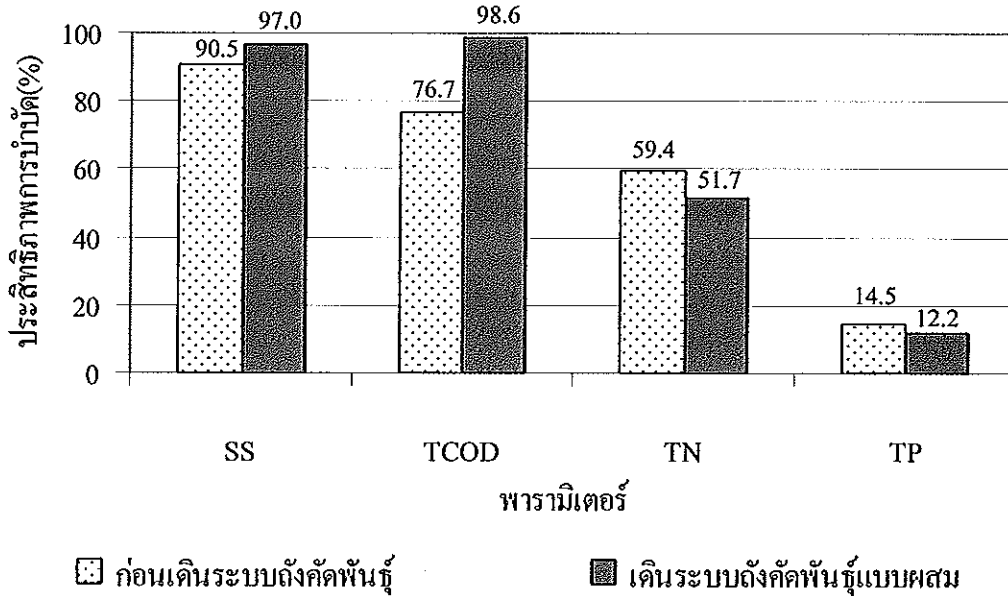
การสูบตะกอนทิ้งของระบบฯ เกิดขึ้นเมื่อค่า SV₃₀ มากกว่า 800 มล./ล. และสามารถทราบช่วงเวลาที่มีการสูบตะกอนทิ้งได้จากปริมาณ MLSS ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ดังภาพประกอบ 52 จะเห็นว่ามีการสูบตะกอนทิ้งในช่วงสัปดาห์ที่ 18 ซึ่งมีค่า MLSS เท่ากับ 2,355 มก./ล. และในสัปดาห์ที่ 18 นั้นค่าออกซิเจนละลายก็เพิ่มสูงขึ้นด้วย (ภาพประกอบ 43) หากแต่โดย

ภาพรวมแล้วค่า SV_{30} และ MLSS ของระบบฯ มีแนวโน้มที่เพิ่มสูงขึ้นเนื่องจากระบบฯ ประสบปัญหาออกซิเจนละลายต่ำ จนทำให้ปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวรุนแรงขึ้น



ภาพประกอบ 52 ปริมาณ MLSS เปรียบเทียบกับค่า SV_{30} ของถัง CN ในระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัดฟุ้งแบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดฟุ้ง

จากการศึกษาข้อมูลคุณภาพน้ำทางกายภาพและเคมีของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกับการเดินระบบถังคัดฟุ้งแบบผสม พบว่า ระบบฯ มีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และของแข็งแขวนลอยที่ดีขึ้น หากแต่การบำบัดธาตุอาหารมีประสิทธิภาพที่ต่ำลง เนื่องด้วยเหตุผลด้านปริมาณออกซิเจนละลายของระบบฯ สามารถแสดงผลการศึกษาเปรียบเทียบกับก่อนการเดินระบบถังคัดฟุ้งได้ดังภาพประกอบ 53



ภาพประกอบ 53 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบ UASB ร่วมกับระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกับถังคัดฟุ้งแบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดฟุ้ง

3.2.2.3 ข้อมูลคุณภาพน้ำทางชีวภาพ

จากการเดินระบบถังคัดฟุ้งแบบผสม เมื่อตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ทั้งจากถัง DN และถัง CN ด้วยกล้องจุลทรรศน์จะ ได้ผลการศึกษามีรายละเอียด ดังนี้

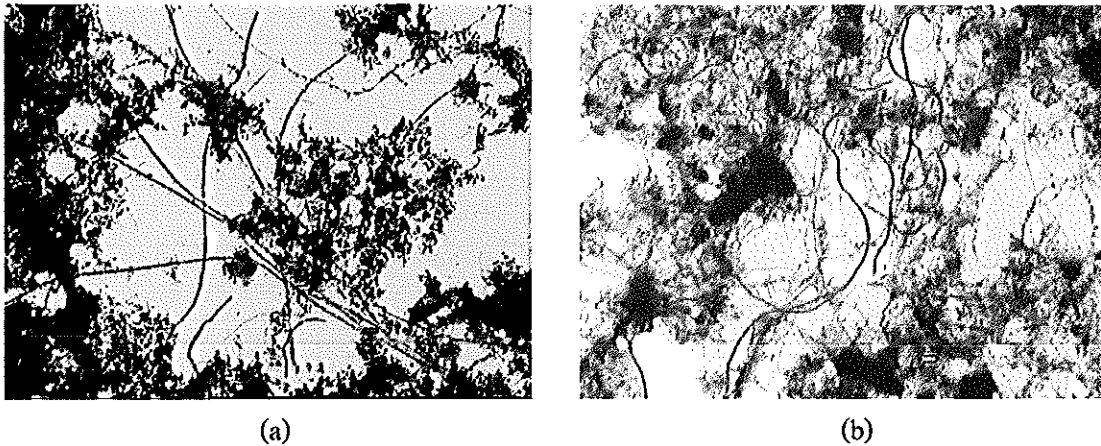
1). ผลการตรวจสอบสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูง

จากการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์จากถัง DN และถัง CN ด้วยกล้องจุลทรรศน์ พบสิ่งมีชีวิตทั้ง 6 ประเภท คือ Flagellates Amoebae Free-Swimming Ciliates Attached Ciliates Rotifers และ Higher Invertebrates โดย Protozoa ชนิดที่พบมากที่สุด คือ Rotifers (ภาพประกอบ 38 (b)) นอกจากนี้ ยังพบ Attached Ciliates อีกด้วย (ภาพประกอบ 38 (a)) ซึ่งการพบสิ่งมีชีวิต 2 ชนิดนี้ สามารถบ่งชี้ได้ว่า ในถัง DN และ CN ของระบบฯ มีอายุตะกอนสูงและอัตราส่วนของ F/M Ratio มีค่าต่ำ

2). ผลการตรวจสอบจุลินทรีย์สายใย

จากการสังเกตโดยภาพรวมของตะกอนจุลินทรีย์จากถัง DN และถัง CN เมื่อระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีการทำงานร่วมกับการเดินระบบถังคัดฟุ้งแบบผสม พบว่า ปริมาณและความขุกขมของจุลินทรีย์สายใยเพิ่มขึ้น ดังภาพประกอบ 54 ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาค่า SVI ของ

ระบบฯ ที่มีค่าเพิ่มขึ้นมากเมื่อเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์ ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงเวลาที่ทำการทดลองเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยของระบบฯ มีค่าน้อยกว่า 1 มก./ล. จึงทำให้จุลินทรีย์สายใยมีการเจริญเติบโตมากขึ้น (ภาพประกอบ 54 (b)) เมื่อจัดลำดับชั้นของปริมาณจุลินทรีย์สายใยโดยเปรียบเทียบกับค่า SVI พบว่า ปริมาณจุลินทรีย์สายใยอยู่ในลำดับชั้น 3 – 4 นั่นคือ ปริมาณมากถึงมากที่สุด (ATV working group 2.6.1., 1989) ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว



ภาพประกอบ 54 ลักษณะของจุลินทรีย์สายใยที่พบในระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ก่อน (a) และหลัง (b) เดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมจากการย้อม Gram Stain ทั้งหมด กำลังขยาย 200 เท่า

จากการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ด้วยการจำแนกชนิด โดย Identification Key ของ Jenkins *et al.* (1993) พบจุลินทรีย์สายใย 4 ชนิดคาดว่าน่าจะเป็น *Sphaerotilus natans* Type 0041 Type 1851 และ *Nostocoida limicola* II ซึ่งเป็นกลุ่มเดียวกันกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์ ดังภาพประกอบ 23 โดยเกิดการเปลี่ยนแปลงชนิดของจุลินทรีย์สายใยชนิดที่พบมากที่สุดจาก Type 0041 เป็น Type 1851 โดย Type 1851 ที่พบนั้นมีความยาวลดลงมากเมื่อเทียบกับความยาวก่อนเดินระบบถังคักพันธุ์ ดังภาพประกอบ 55 (b) จุลินทรีย์สายใยชนิดที่พบมากที่สุดรองลงมา คือ Type 0041 ซึ่งไม่เกิดการเปลี่ยนแปลงทั้งความยาวและจำนวนแบคทีเรีย ดังภาพประกอบ 55 (d) ส่วนจุลินทรีย์สายใยที่พบการเปลี่ยนแปลงอีกชนิดหนึ่ง คือ จุลินทรีย์สายใยชนิด *S. natans* จากการสังเกตพบว่า ปริมาณและความชุกชุมของ *S. natans* ลดลง รวมทั้งความยาวของสายใยก็ลดลงด้วย ดังภาพประกอบ 55 (f) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Still *et al.* (1996) ที่กล่าวว่า ถังคักพันธุ์สามารถ

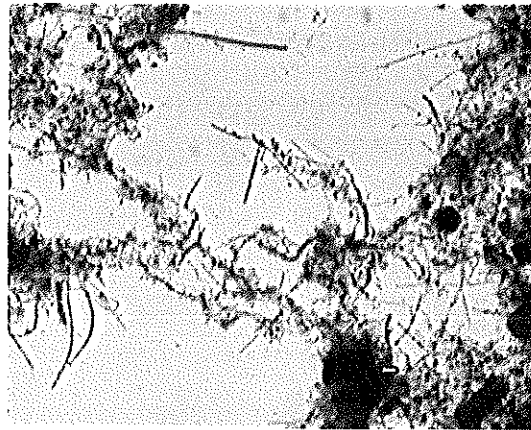
ควบคุมการเพิ่มจำนวนของ *S.natans* และ *Thiothrix* spp. ได้ แม้ว่าจุลินทรีย์สายใยชนิด *S. natans* มีการเปลี่ยนแปลงในทางที่ดีหากแต่ในการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ทุกๆ ครั้งยังพบได้ทั่วไป

ทั้งนี้ มีงานวิจัยของ Eikelboom D. H. (1975) กล่าวว่า ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มี จุลินทรีย์สายใยชนิด Type 1851 สามารถชี้วัดว่า ระบบบำบัดมีสภาวะ F/M Ratio ต่ำ หากแต่ผล การศึกษา พบว่า Type 1851 มีความยาวลดลงอาจเนื่องจากการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้ ซึ่งภายในถังมี ค่า F/M Ratio สูง จึงไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของ Type 1851 หากแต่เมื่อน้ำเสียออกจากถังคั้ด พันธุ้เข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีค่า F/M Ratio ต่ำ ทำให้ Type 1851 สามารถเจริญเติบโตขึ้นมา ได้อีก นอกจากนี้ การพบจุลินทรีย์สายใยชนิด *S. natans* นั้น Jenkins *et al.* (1993) กล่าวว่า สามารถ เป็นตัวชี้วัดสภาวะที่มีออกซิเจนละลายต่ำของระบบฯ ได้ ซึ่งช่วงเวลาที่ทำการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้ แบบผสมนี้ ค่าออกซิเจนละลายของระบบฯ มีค่าน้อยมาก (น้อยกว่า 1 มก./ล.) จึงเอื้อต่อการ เจริญเติบโตของ *S. natans* ส่วน Type 0041 ที่ไม่มีการเปลี่ยนแปลงนั้น Jenkins *et al.* (1993) กล่าว ว่า แบคทีเรียชนิดนี้สามารถเติบโตได้ในสภาวะที่มีความเข้มข้นของมวลสารอินทรีย์สูงๆ อย่างเช่น ในถังคั้ดพันธุ้ ดังนั้น ระบบถังคั้ดพันธุ้จึงไม่มีผลต่อแบคทีเรียชนิดนี้มากนัก

จากผลการศึกษาข้อมูลคุณภาพน้ำทางชีวภาพ พบว่า ในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ เมื่อมีการทำงานร่วมกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบผสม พบสิ่งมีชีวิตที่บ่งบอกสภาวะที่มีค่า F/M Ratio ของระบบฯ ต่ำและพบจุลินทรีย์สายใยที่บ่งบอกสภาวะของระบบฯ ที่มีออกซิเจนละลายต่ำ ซึ่งระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบผสม ทำให้เกิด การเปลี่ยนแปลงของจุลินทรีย์สายใย โดยสามารถลดปริมาณ ความชุกชุมและความยาวสายใยของ จุลินทรีย์สายใยบางชนิด อันเป็นสาเหตุของปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวลงได้



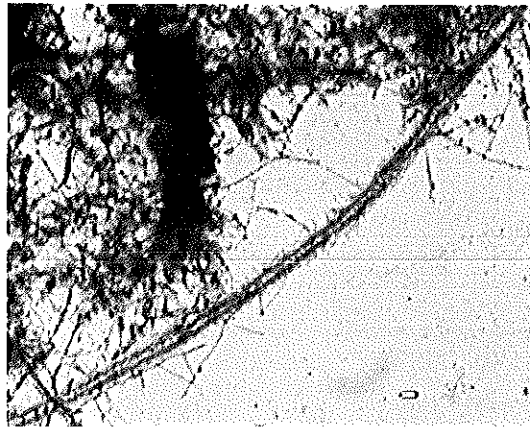
(a)



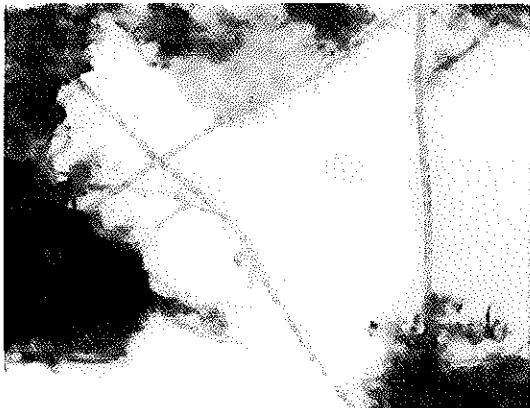
(b)



(c)



(d)



(e)

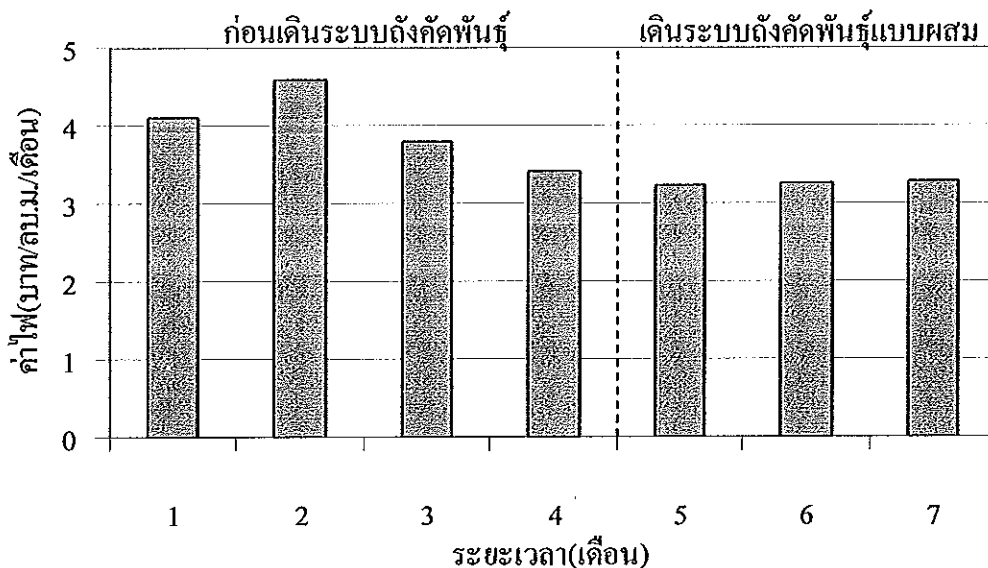


(f)

ภาพประกอบ 55 ลักษณะของจุลินทรีย์สายใยที่ย้อม Gram Stain จากระบบบำบัดแบบแอ็คติเวเต็ด
 สลัดจ์ก่อนและหลังเดินระบบถังคั้ดพันธุ้ (a และ b) Type 1851; (c และ d) Type
 0041 และ (e และ f) *S. natans* โดย a,c และ e = ก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ้; b,d
 และ f = หลังเดินระบบถังคั้ดพันธุ้ (ทั้งหมดกำลังขยาย 400 เท่า)

3.2.1.4 การศึกษาข้อมูลด้านพลังงานไฟฟ้า

ในการพิจารณาถึงการประหยัดพลังงานด้านไฟฟ้า ช่วงที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมไม่มีการควบคุมการเติมอากาศจาก Inverter เครื่องเติมอากาศทำงานเต็มที่ (100%) ทั้ง 5 เครื่อง เนื่องจากระบบฯ มีค่าออกซิเจนละลายต่ำ จึงจำเป็นต้องเติมอากาศเพื่อให้มีออกซิเจนเพียงพอต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ในระบบฯ จึงทำให้ค่าไฟฟ้าของช่วงที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมไม่แตกต่างกันเมื่อเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์ ซึ่งข้อมูลค่าออกซิเจนละลายนำมาจากเครื่องควบคุมการเติมอากาศ (รุ่น MIQ/S184 XT-H3) จึงแตกต่างจากค่าออกซิเจนละลายจากการตรวจวัดในห้องปฏิบัติการดังตารางที่ 16 และ 20 โดยพบว่า ก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์ ค่าไฟเฉลี่ย 3.98 บาท/ลบ.ม. เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม ค่าไฟเฉลี่ยลดลงเหลือ 3.26 บาท/ลบ.ม. ซึ่งมีแนวโน้มการใช้พลังงานไฟฟ้าลดลงเล็กน้อย ดังภาพประกอบ 56

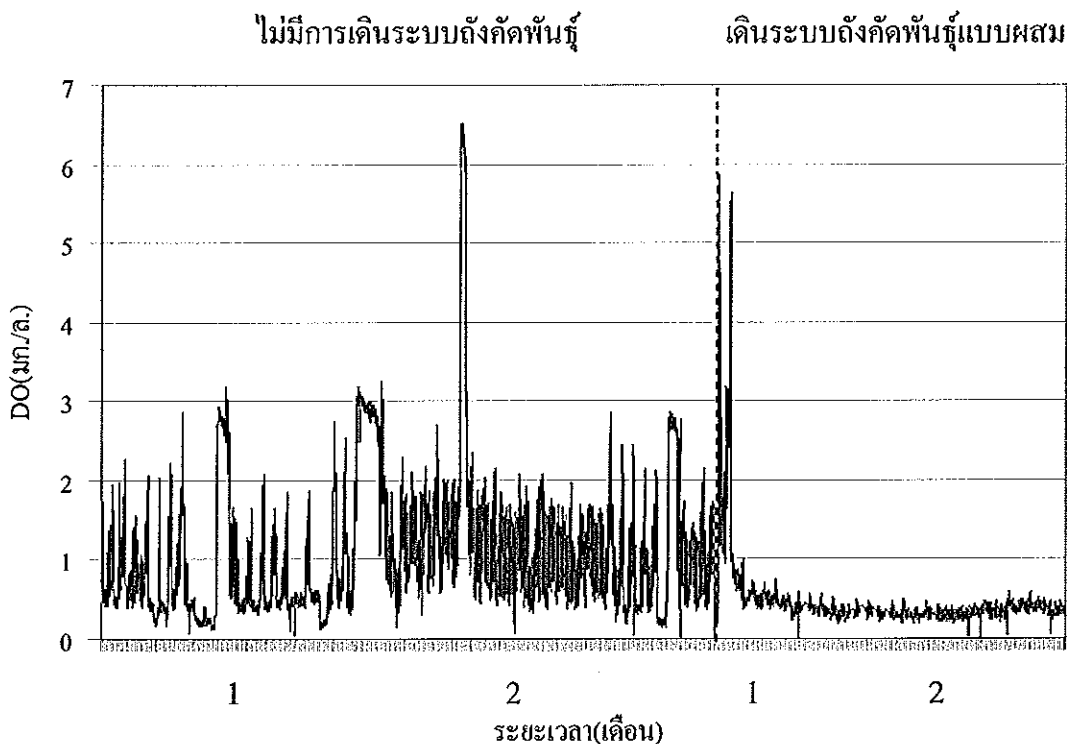


ภาพประกอบ 56 ค่าไฟฟ้าเฉลี่ยของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานตัวอย่างที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมเปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์

ในด้านการประหยัดพลังงานผู้วิจัยได้พิจารณาควบคุมกับค่าออกซิเจนละลายของระบบฯ โดยข้อมูลค่าออกซิเจนละลายที่ได้จากเครื่องควบคุมการเติมอากาศ พบว่า ในช่วงระยะเวลาที่ไม่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์ ระบบฯ มีค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยเท่ากับ 1.08 ± 0.87 มก./ล. ซึ่งค่าออกซิเจนละลายมีค่าอยู่ในช่วง 0.04 – 6.52 มก./ล. ดังภาพประกอบ 58 โดยพบว่า ค่าออกซิเจนละลายช่วงสูงที่สุดอยู่ในช่วงกลางคืน ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงเวลาดังกล่าวน้ำเข้าระบบมีปริมาณและความเข้มข้นไม่มากนัก จึงมีปริมาณออกซิเจนละลายเหลืออยู่มาจากการเติมอากาศ อีกทั้งเครื่อง

ควบคุมการเติมอากาศสามารถลดความเร็วรอบของเครื่องเติมอากาศลงได้เพียง 50% เพราะระบบบำบัดต้องอาศัยเครื่องเติมอากาศตลอดเวลาในการกวนน้ำด้วย

เมื่อมีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสมมีค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยเท่ากับ 0.47 ± 0.50 มก./ล. ซึ่งค่าออกซิเจนละลายมีค่าอยู่ในช่วง 0.00 – 5.87 มก./ล. ดังภาพประกอบ 57 โดยค่าออกซิเจนละลายมีค่าเฉลี่ยลดลงมากเมื่อเทียบกับในช่วงที่ไม่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้ ทั้งนี้เนื่องจากช่วงที่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสม ระบบแเอ็คติเวเต็ดสตัคจ์ประสบปัญหาเกี่ยวกับค่าออกซิเจนละลายต่ำ (อาจเนื่องจากคุณภาพน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบฯ มีการปนเปื้อนด้วยสารเคมีบางชนิดที่มีองค์ประกอบของซัลเฟอร์ ซึ่งเป็นสารที่ต้องการออกซิเจนอย่างเร่งด่วน) จึงทำให้ไม่มีความจำเป็นต้องควบคุมการเติมอากาศ ดังนั้น เครื่องเติมอากาศทุกเครื่องจึงต้องทำงาน 100% ตลอดเวลาเพื่อเพิ่มออกซิเจนให้ระบบฯ แม้ว่าการเติมอากาศเกิดขึ้นตลอดเวลา แต่ค่าออกซิเจนละลายก็ยังคงมีค่าต่ำ



ภาพประกอบ 57 ค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศ (ถัง CN) ในช่วงระยะเวลาที่ไม่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้เปรียบเทียบกับช่วงระยะเวลาที่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุ้แบบผสม

3.2.3 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพั่นรูปแบบ

ขนาน และผสม

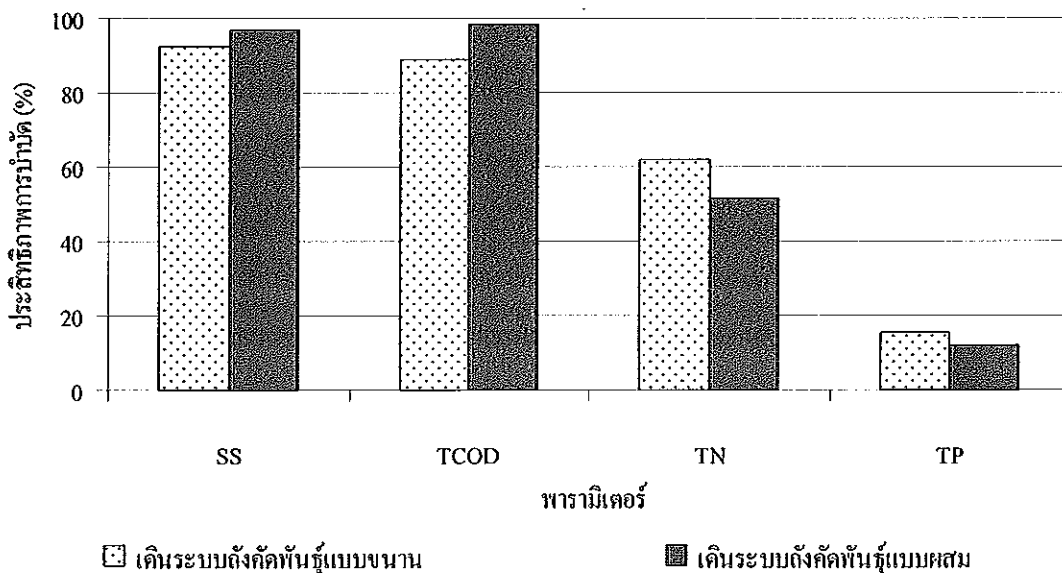
จากผลการศึกษาถึงความสามารถของถังคัดพั่นในการปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบบำบัด นั่นคือ ระบบบำบัดรวมทั้งหมดมีประสิทธิภาพที่ดีขึ้น หากแต่ต้องคำนึงถึงสภาวะของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์และรูปแบบการเดินระบบของถังคัดพั่นด้วย โดยเมื่อนำผลการศึกษาของลักษณะน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพั่นแบบขนานและผสมมาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดทั้งในด้านการบำบัดสารอินทรีย์และธาตุอาหาร สามารถแสดงในตารางที่ 31 พบว่า ดัชนีปริมาณตะกอน (SVI) ของการเดินระบบแบบขนานมีค่าต่ำกว่าแบบผสม ทั้งนี้เนื่องจากการเดินระบบแบบขนานระบบฯ มีค่าออกซิเจนละลายสูงกว่าและทำให้จุลินทรีย์สายใยเจริญเติบโตได้น้อยกว่า ดังภาพประกอบ 39 (b) จึงทำให้มีการตกตะกอนได้ดีและค่า SVI ต่ำกว่า นอกจากนี้ประสิทธิภาพการบำบัดธาตุอาหารทั้งการบำบัด ไนโตรเจนทั้งหมดและการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดของการเดินระบบแบบขนานก็มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าแบบผสมประมาณร้อยละ 10 และ 3 ตามลำดับ หากแต่ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ (TCOD) และของแข็งแขวนลอย (SS) ของการเดินระบบแบบผสมมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าแบบขนานประมาณร้อยละ 6 และ 5 ตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงที่มีการเดินระบบแบบผสมระบบ UASB มีประสิทธิภาพในการบำบัด SCOD สูงมากถึงร้อยละ 94.3 จึงทำให้เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ จุลินทรีย์ในระบบสามารถใช้สารอินทรีย์ได้อย่างรวดเร็ว ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด TCOD ของการเดินระบบแบบผสมมีค่าสูงกว่าการเดินระบบแบบขนาน หากแต่ปริมาณสารอินทรีย์ที่ลดลง มีผลต่อการใช้สารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในการบำบัด ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส จึงทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด ไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดลดลง

จากการเดินระบบถังคัดพั่น แม้ว่าถังคัดพั่นมีค่า F/M Ratio สูง หากแต่ยังพบจุลินทรีย์สายใยที่บ่งบอกสภาวะ F/M Ratio ต่ำ เนื่องจากมีข้อจำกัดด้านพื้นที่ที่ใช้ในการทดลอง จึงออกแบบถังคัดพั่นให้มีปริมาตรเพียง 16 ลบ.ม. คิดเป็น 0.8% ของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งมีปริมาณน้อยมาก เมื่อเทียบกับระบบบำบัดแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ (2,000 ลบ.ม.) อีกทั้งระยะเวลาทำการทดลองที่มีอย่างจำกัด จึงทำให้เกิดการบำบัดได้เพียงบางส่วนของระบบฯ และทำให้ยังพบจุลินทรีย์สายใยที่เกิดจากสภาวะ F/M Ratio ต่ำอยู่อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียทั้งหมดของการเดินระบบถังคัดพั่นทั้ง 2 รูปแบบแล้ว พบว่า โดยภาพรวมประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของการเดินระบบถังคัดพั่นแบบขนานดีกว่าการเดินระบบถังคัดพั่นแบบผสม ดังภาพประกอบ 58

ตารางที่ 31 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบไร้อากาศแบบ UASB และระบบ
แเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่ทำงานร่วมกับระบบถังคั่งพันธุ์แบบขนานและแบบผสม

รายการ	ระบบถังคั่งพันธุ์แบบขนาน	ระบบถังคั่งพันธุ์แบบผสม
TCOD เข้าระบบ	3,493	2,895
*DO (มก./ล.)	2.89	0.93
*SVI (มล./ก.)	196	251
TCOD Removal (%)	92.48	98.59
SCOD Removal (%)	98.06	98.98
TN Removal (%)	61.86	51.74
Nitrification Rate (%)	99.09	83.49
Denitrification Rate (%)	47.66	52.99
TP Removal (%)	15.67	12.18
SS Removal (%)	92.29	97.00

หมายเหตุ : * หมายถึง จุดเก็บตัวอย่างที่ 4 ถังเดิมอากาศ (ถัง CN)



ภาพประกอบ 58 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบไร้อากาศแบบ UASB และ
ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่ทำงานร่วมกับระบบถังคั่งพันธุ์แบบขนานและแบบผสม

นอกจากนี้ ผู้วิจัยได้ทดลองเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมโดยมีการควบคุมการเติมอากาศโดย Inverter ตามปกติและทดลองปิดเครื่องควบคุมการเติมอากาศ แล้วเดินระบบถังคัดพันธุ์ต่อไปเป็นระยะเวลาที่เท่ากันเพื่อเปรียบเทียบกับคุณภาพน้ำของระบบฯ รวมเมื่อมีการควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย โดยต่อถังคัดพันธุ์ในรูปแบบเดียวกัน โดยการเดินระบบถังคัดพันธุ์ในลักษณะนี้ ผู้วิจัยทดลองเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมโดยมีการควบคุมการเติมอากาศโดย Inverter ตามปกติในช่วงระหว่างเดือนมกราคม ถึงต้นเดือนกุมภาพันธ์ 2550 เป็นเวลา 3 สัปดาห์ และทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากจุดเก็บตัวอย่างเดิม มาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพ เคมี และชีวภาพทุกสัปดาห์ สัปดาห์ละ 1 ครั้ง เก็บตัวอย่างทั้งหมด 3 ครั้ง จากนั้น ผู้วิจัยได้ทดลองปิดเครื่อง Inverter ควบคุมการเติมอากาศ และเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมต่อไป ในช่วงเดือนกุมภาพันธ์ 2550 เป็นเวลา 3 สัปดาห์ และทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากจุดเก็บตัวอย่างเดิมมาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพ เคมี และชีวภาพทุกสัปดาห์ สัปดาห์ละ 1 ครั้ง เก็บตัวอย่างทั้งหมด 3 ครั้ง เพื่อนำข้อมูลการศึกษาลักษณะน้ำเสียมาเปรียบเทียบกับผลการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม ภายใต้การควบคุมการเติมอากาศโดย Inverter สามารถแบ่งข้อมูลผลการศึกษาก่อนหน้าเป็น 3 ประเภทดังนี้

(1) ข้อมูลคุณภาพน้ำทางกายภาพ

ก) อุณหภูมิ (Temperature)

น้ำเสียเข้าระบบ (EQ และ UASB) มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 20.6 – 24.5 และ 21.4 – 25.0 องศาเซลเซียส ตามลำดับ เมื่อผ่านหน่วยบำบัด น้ำเสียมีอุณหภูมิที่สูงขึ้น โดยในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ทั้งถัง CN และ DN มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 23.8 – 25.5 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์

ข) ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

pH ของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วง 6.71 – 7.30 เมื่อไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ pH ภายในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ทั้งถัง CN และ DN มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย ดังตารางที่ 32 โดย pH ของระบบฯ ตลอดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน เมื่อน้ำเสียภายในระบบฯ มีค่า pH สูงขึ้น ทำให้น้ำออกจากถังตกตะกอนและน้ำออกจากระบบบึงประดิษฐ์ มีค่า pH สูงขึ้นตามไปด้วย

ตารางที่ 32 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับกรณีเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	Temperature (องศาเซลเซียส)		pH	
	A	B	A	B
Equalization Tank	22.6 ± 1.7	21.5 ± 1.0	7.19 ± 0.05	7.01 ± 0.3
UASB	23.2 ± 1.6	24.0 ± 1.0	7.01 ± 0.12	6.96 ± 0.03
DN	24.4 ± 0.3	24.5 ± 0.9	6.85 ± 0.23	7.21 ± 0.14
CN	24.5 ± 0.4	24.5 ± 0.9	6.68 ± 0.26	7.16 ± 0.18
Sedimentation Tank	25.4 ± 0.8	25.5 ± 0.9	6.72 ± 0.18	7.23 ± 0.16
Wetland	26.1 ± 1.5	26.5 ± 1.3	6.79 ± 0.16	7.23 ± 0.14

หมายเหตุ : A หมายถึง ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)

B หมายถึง ไม่ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)

ก) ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen : DO)

ในช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศ สามารถควบคุมให้ออกซิเจนหรือถัง CN มีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วง 1.72 – 2.23 มก./ล. ซึ่งมีค่าไม่แตกต่างกับช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ แม้ว่าค่าที่ไม่สูงมากนัก แต่สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ ในขณะที่ถัง DN มีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วง 1.22 – 1.58 มก./ล. ซึ่งมีค่าน้อยกว่าช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศเล็กน้อย ดังตารางที่ 33 และภาพประกอบ 59 อย่างไรก็ตาม แม้ว่าการควบคุมการเติมอากาศจะทำให้ค่าออกซิเจนละลายของถัง DN ลดลง แต่ยังมีออกซิเจนมากพอที่ทำให้มีผลยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (ค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 1 มก./ล.) ได้ เนื่องมาจากการที่มีทางเชื่อมระหว่างถัง DN และ CN ทำให้มีการถ่ายเทออกซิเจนเข้าสู่ถัง DN ได้ จึงทำให้ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายทั้งในถัง CN และ DN มีค่าใกล้เคียงกับช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

ทั้งนี้เมื่อพิจารณาถึงความสามารถในการตกตะกอน (SVI) พบว่า ถัง CN มีค่า SVI น้อยกว่าช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศเล็กน้อย ดังตารางที่ 33 ซึ่งตรงข้ามกับค่า SVI ของถัง DN ทั้งนี้เนื่องจากเมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศทำให้ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายลดลง

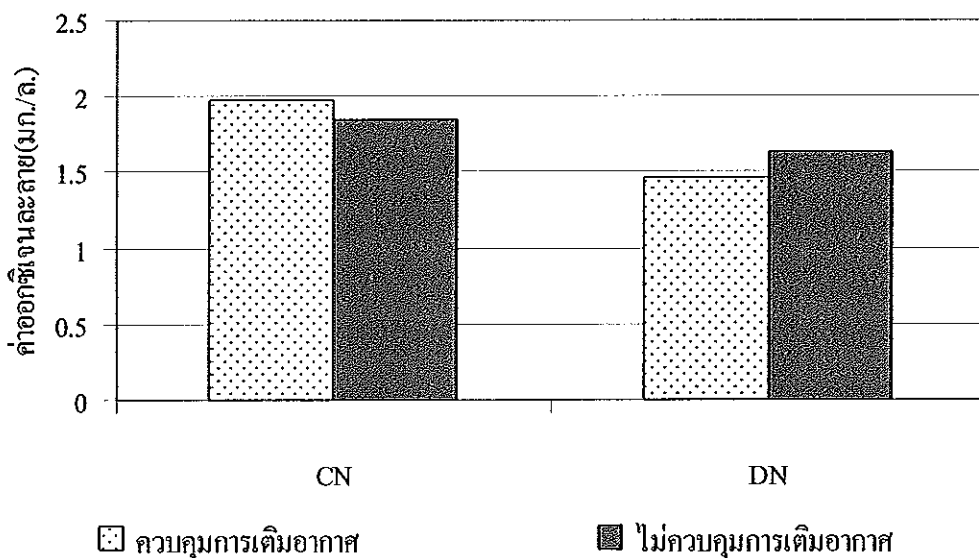
ซึ่งทำให้เกิดการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใย ชัดขวางการตกตะกอนทำให้ค่า SVI สูงขึ้น จากนั้นเมื่อไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ทำให้ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายของถัง DN เพิ่มขึ้นและค่า SVI ของถัง DN ก็ลดลงด้วย หากแต่โดยภาพรวมแล้ว เมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ค่า SVI ของถัง DN และ CN มีแนวโน้มที่ลดลงดังภาพประกอบ 60

ตารางที่ 33 ลักษณะน้ำเสียทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับกรณีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

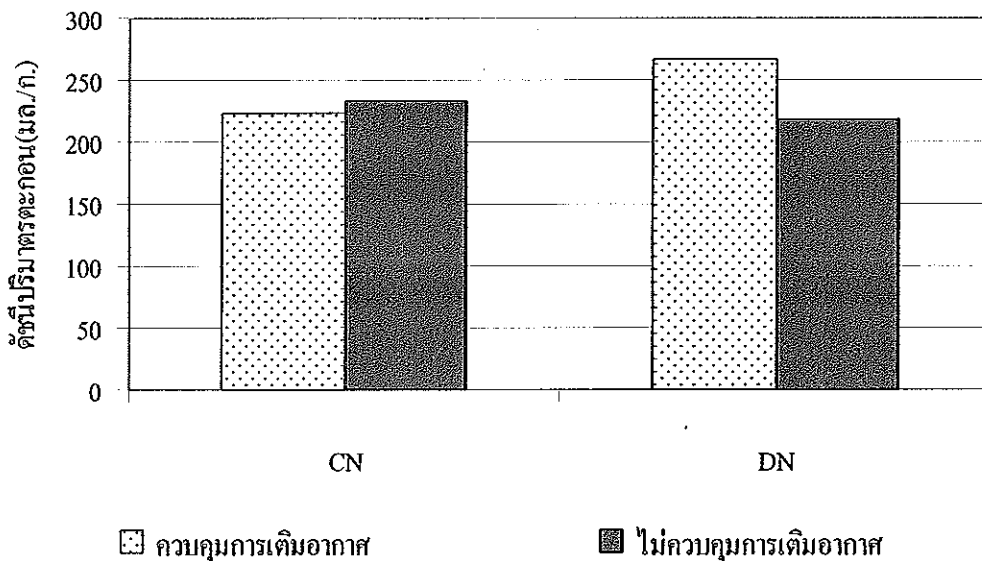
จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	DO (มก./ล.)		SVI (มล./ก.)	
	A	B	A	B
DN	1.46 ± 0.21	1.64 ± 0.14	267 ± 31	218 ± 6
CN	1.98 ± 0.26	1.85 ± 0.21	224 ± 50	234 ± 22

หมายเหตุ : A หมายถึง ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)

B หมายถึง ไม่ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)



ภาพประกอบ 59 ค่าออกซิเจนละลายของถัง DN และ CN เมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม และควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับกรณีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ



ภาพประกอบ 60 คำนีปริมาตรตะกอน (SVI) ของถัง DN และ CN เมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

จากการวิเคราะห์โดยใช้สถิติแบบ Paired – Samples Test พบว่า ค่า SVI ในถัง CN และ DN ทั้งการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม โดยควบคุมการเติมอากาศกับไม่ควบคุมการเติมอากาศ ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ ($p > 0.05$) ดังภาคผนวก ง.

(2) ข้อมูลคุณภาพน้ำทางเคมี

ก) สารอินทรีย์ในรูปซีโอดี (Chemical Oxygen Demand : COD)

ปริมาณสารอินทรีย์ทั้งในรูปของ TCOD และ SCOD ของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้วลดลงมากเมื่อผ่านระบบ UASB โดยปริมาณ TCOD ลดลงได้มากกว่าร้อยละ 80 เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบแอ็คติเวเตดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกับถังคัดพันธุ์แบบผสม จึงทำให้ระบบฯ มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ได้ดี สังเกตได้จากเมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศ น้ำออกจากถังตกตะกอนมีปริมาณสารอินทรีย์ในรูปของ TCOD และ SCOD ลดลง ดังตารางที่ 34 โดยเมื่อไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ น้ำออกจากถังตกตะกอนมีค่าเพิ่มขึ้นซึ่งเป็นผลจากน้ำเข้าระบบที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูงขึ้น เมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของ TCOD และ SCOD ของระบบ UASB ร่วมกับระบบแอ็คติเวเตดสลัดจ์ของทั้ง 2 สภาวะมีค่าสูงถึงร้อยละ 95 และ 99 ตามลำดับ โดยเฉพาะประสิทธิภาพการบำบัด

สารอินทรีย์ในรูป SCOD มีค่าสูงมากอย่างเห็นได้ชัด เนื่องจากเป็นสารอินทรีย์ในรูปที่แบคทีเรียในถังคักพันธุ์สามารถนำไปใช้ได้อย่างรวดเร็ว จึงทำให้เมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดด้วยระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการทำงานร่วมกันกับถังคักพันธุ์แบบผสมแล้ว น้ำเสียที่ออกจากถังคักตะกอนจึงมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป SCOD ลดลง ซึ่งการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมโดยมีการควบคุมการเติมอากาศและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำออกจากถังคักตะกอนไม่แตกต่างกันมากนัก

ตารางที่ 34 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์			
	TCOD (มก./ล.)		SCOD (มก./ล.)	
	A	B	A	B
Equalization Tank	2,613 ± 562	2,827 ± 284	1,973 ± 92	1,564 ± 648
UASB	331 ± 208	477 ± 204	115 ± 70	98 ± 8
Sedimentation Tank	128 ± 64	152 ± 39	21 ± 13	15 ± 4
Wetland	19 ± 9	21 ± 2	15 ± 5	16 ± 3

หมายเหตุ : A หมายถึง ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)

B หมายถึง ไม่ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)

แม้ว่าน้ำออกจากถังคักตะกอนจะมีปริมาณสารอินทรีย์ลดลง แต่ยังมีปริมาณที่สูงเกินกว่าเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งของโรงงานอุตสาหกรรม จึงต้องผ่านการบำบัดจากระบบบึงประดิษฐ์ ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ทั้ง 2 รูปแบบลดลงและทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสียโดยรวมมีค่าสูงถึงร้อยละ 99.3 จากการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสมทั้งที่มีการควบคุมการเติมอากาศและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ทำให้ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ที่ดีขึ้น ส่งผลให้น้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานตัวอย่างมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ลดลงและผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม (กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, 2539) สามารถปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อมได้

บ) ธาตุอาหาร (Nutrient)

1.1) การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen : TN)

ในงานวิจัยนี้ได้พิจารณาในภาพรวมของการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด เมื่อมีการเดินระบบดังกล่าวที่แบบผสมที่มีการควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับเดินระบบดังกล่าวที่แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ณ ระบบแอ็คติเวเต็ดสแตจจ์ของโรงงานตัวอย่างผลการทดลองดังตารางที่ 35

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากการเดินระบบดังกล่าวที่แบบผสม พบว่า ในช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศระบบ UASB และระบบบำบัดแอ็คติเวเต็ดสแตจจ์สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ดีกว่าในช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ทั้งนี้เนื่องมาจากในช่วงที่ควบคุมการเติมอากาศ ค่าออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศมีค่าสูงกว่าช่วงที่ไม่ควบคุมการเติมอากาศ จึงทำให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดได้ดี สารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนเปลี่ยนเป็นไนเตรตไนโตรเจนได้มากกว่า จึงทำให้ช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศมีปริมาณ TKN ของน้ำออกจากถังตกตะกอนน้อยอยู่ในช่วง 0.5 – 3.5 มก./ล. และภายในถัง DN ก็มีค่าออกซิเจนละลายสูงเกินกว่าที่จะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ จึงทำให้มีปริมาณ NO_3^- -N ในน้ำออกจากถังตกตะกอนอยู่ในช่วง 72.6 – 114.6 มก./ล. ซึ่งสูงกว่าช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ดังตารางที่ 38

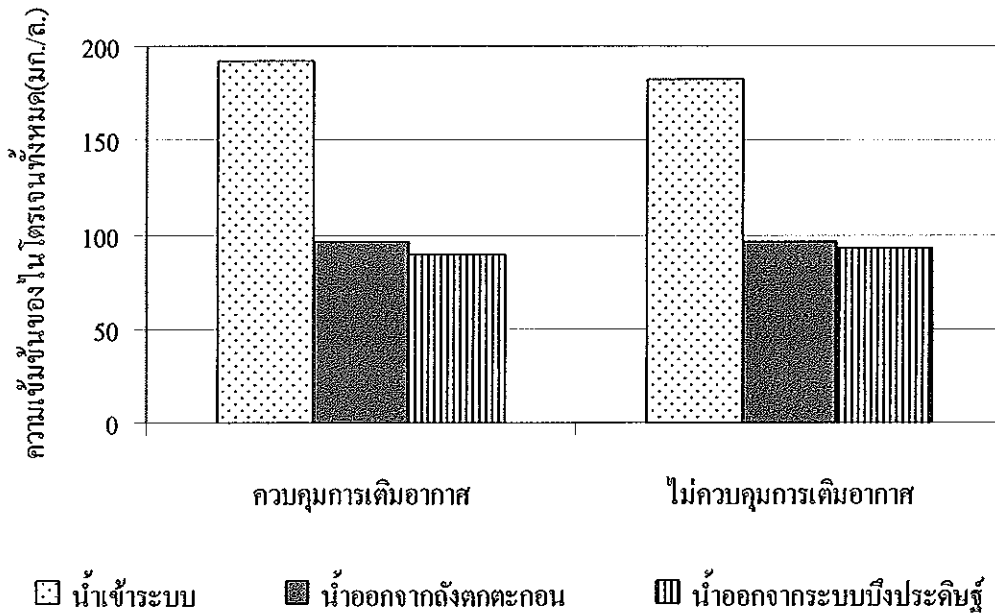
เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดของระบบ UASB และระบบแอ็คติเวเต็ดสแตจจ์ของช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศ พบว่า มีค่าเท่ากับ 50.2% และในช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศนั้นมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 47.4% โดยปริมาณ TKN ของน้ำออกจากถังตกตะกอนมีค่าสูงขึ้นอยู่ในช่วง 15.1 – 31.2 มก./ล. เนื่องมาจากในถังเติมอากาศมีค่าออกซิเจนละลายลดลง แม้ว่าระบบฯ จะมีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ หากแต่ค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศมีค่าน้อยกว่าค่าที่กำหนดว่าถึงปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันควรมีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายสูงกว่า 2 มก./ล. (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543) จึงทำให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ไม่สมบูรณ์ สารอินทรีย์ไนโตรเจนและ NH_4^+ -N จึงเปลี่ยนเป็น NO_3^- -N ได้น้อยลง จึงมีปริมาณ TKN หลงเหลือออกมามากในน้ำออกจากถังตกตะกอน กอปรกับปริมาณ NO_3^- -N ที่เกิดขึ้นน้อยลง (57.7 – 88.6 มก./ล.) เมื่อเข้าสู่ถัง DN ที่มีค่าออกซิเจนละลายสูงกว่าช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศ จึงทำให้ถัง DN เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้น้อย จึงทำให้มี NO_3^- -N ออกมาในน้ำออกจากถังตกตะกอน ดังภาพประกอบ 61

ตารางที่ 35 ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั่งพื้แบบผสมและความควบคุมการเติม
 อากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคั่งพื้แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์					
	TKN (มก./ล.)		NO ₃ ⁻ -N (มก./ล.)		TN (มก./ล.)	
	A	B	A	B	A	B
Equalization Tank	192.5 ± 36.8	182.0 ± 22.5	-	-	192.5 ± 36.8	182.0 ± 22.5
UASB	155.4 ± 22.5	145.8 ± 11.8	-	-	155.4 ± 22.5	145.8 ± 11.8
Sedimentation Tank	2.0 ± 1.5	23.5 ± 8.1	93.4 ± 21.0	71.6 ± 15.7	95.8 ± 20.2	95.8 ± 11.7
Wetland	0.9 ± 1.0	19.9 ± 4.6	88.8 ± 24.5	72.7 ± 15.8	89.9 ± 24.6	93.0 ± 11.6

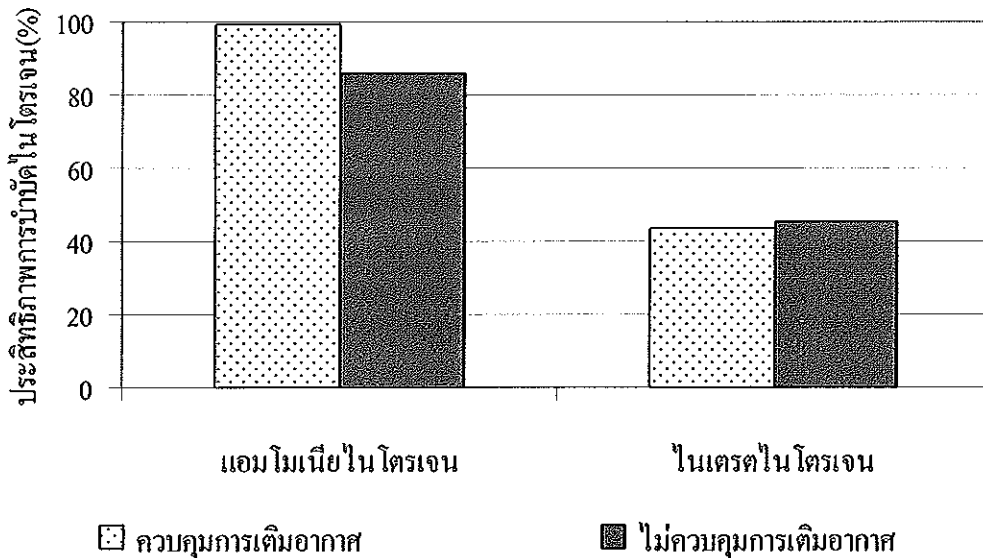
หมายเหตุ : A หมายถึง ความควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)

B หมายถึง ไม่ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)



ภาพประกอบ 61 ความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดของตัวอย่างน้ำเสียที่เข้าระบบฯและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบผสม และควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับ การเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

ในการพิจารณาถึงสมดุลมวลไนโตรเจนนั้น พบว่า การเดินระบบถังคั้ดพันธุ้แบบผสมในช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศ ระบบบำบัดแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ เฉลี่ยสูงถึง 99.2% ในขณะที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ระบบฯ มีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ เฉลี่ยลดลงเท่ากับ 85.8% ทั้งนี้เนื่องมาจากในช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศถึงเติมอากาศมีค่าออกซิเจนละลายสูงกว่า จึงสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ดีกว่า ในทางตรงกันข้าม เมื่อระบบฯ มีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ได้ดี ออกซิเจนที่มีมากจะเข้าสู่ถัง DN และทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ลดลง ซึ่งพบว่า ในช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศ ระบบฯ มีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_3^- \text{-N}$ เฉลี่ยเท่ากับ 43.7% ในขณะที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ มีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_3^- \text{-N}$ สูงขึ้นเล็กน้อยเท่ากับ 45.2% ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ปริมาณ TKN ของน้ำเข้าระบบลดลง ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันลดลง ปริมาณ $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ของน้ำออกจากถังตกตะกอนจึงลดลงด้วย แสดงว่าประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_3^- \text{-N}$ มีค่าสูงขึ้น ดังภาพประกอบ 62



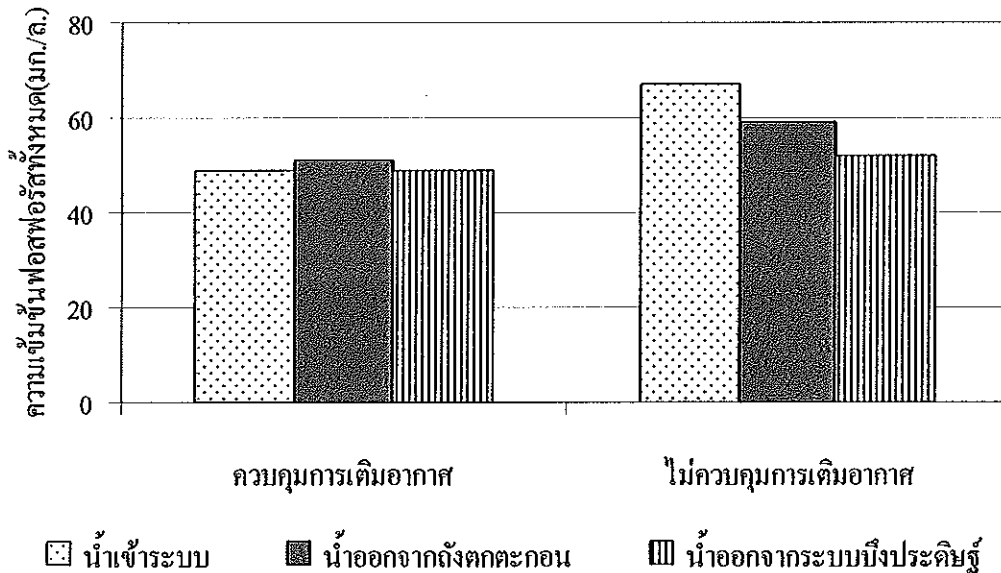
ภาพประกอบ 62 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ และ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ของระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

นอกจากนี้ ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์ประเภทออโทโทรฟิก (Autotrophic Organism) ซึ่งดำรงชีพและเติบโตโดยใช้สารอนินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอน (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543) โดยแหล่งคาร์บอนของปฏิกริยาในระบบนี้มาจากน้ำเสียที่ผ่านระบบ UASB และน้ำเสียที่ออกจากถังคัดพันธุ์ จากการตรวจวัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย พบว่าน้ำเสียจาก UASB มี TCOD เท่ากับ 477.33 ± 203.58 มก./ล. และน้ำเสียจากถังคัดพันธุ์ ส่วนหนึ่งก็คือน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพจะมี TCOD เท่ากับ $2,826.67 \pm 283.78$ มก./ล. ซึ่งน้ำเสียที่เป็นแหล่งคาร์บอนของจุลินทรีย์ทั้ง 2 แหล่งนี้มี TCOD มากกว่าช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศ ทำให้จุลินทรีย์ต้องใช้ออกซิเจนไปกับการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย ทำให้ค่าออกซิเจนละลายลดลงและเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน ได้น้อยลง น้ำเสียที่ผ่านปฏิกริยานี้จึงมีปริมาณ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ที่จะเข้าสู่ปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันน้อยลงด้วย

1.2) การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total Phosphorus : TP)

จากการศึกษาลักษณะน้ำเสียที่เข้าระบบ พบว่า ปริมาณ TP ในน้ำเสียเข้าระบบ คิดเป็นอัตราส่วน TCOD : TP ประมาณ 100 : 2 ซึ่งน้ำเสียมีปริมาณฟอสฟอรัสสูงกว่าที่ระบบต้องการ ($\text{BOD}_5 : \text{TKN} : \text{TP} = 100 : 5 : 1$) โดยผู้วิจัยได้ศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมด

ของระบบโดยรวม เมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับ การเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ณ ระบบแเอ็คติเวเต็ด สลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง ผลการทดลองดังภาพประกอบ 63



ภาพประกอบ 63 ความเข้มข้นของ TP ของตัวอย่างน้ำเสียเข้าระบบและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับ การเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

จากภาพประกอบ 63 ช่วงการควบคุมการเติมอากาศ พบว่า น้ำทิ้งจากระบบ UASB มีความเข้มข้นของ TP เพิ่มขึ้น เนื่องจากระบบบำบัด UASB มีสถานะแอนแอโรบิก ซึ่งสถานะนี้ จุลินทรีย์จะปล่อยฟอสฟอรัสออกมาในรูป Orthophosphate (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543) เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ซึ่งเป็นสถานะแเอโรบิก จุลินทรีย์จะเกิดการใช้ฟอสฟอรัสที่ละลายอยู่ในน้ำอย่างมาก ทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์จะมีความเข้มข้นของ TP ลดลง พบว่า ระบบบำบัด โดยรวมมีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 0.32 ทั้งนี้เนื่องจากในระบบบำบัดไม่มีสถานะที่เหมาะสมต่อการบำบัดฟอสฟอรัสที่เป็นแบบอิมปีฟิอาร์ คือ มีสถานะแอนแอโรบิกและแเอโรบิก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) โดยน้ำเสียที่ผ่านการปรับสภาพแล้วส่วนหนึ่งเมื่อเข้าสู่ระบบ UASB จะมีการคายฟอสฟอรัสออกมา แล้วก็จะปล่อยสู่ถัง DN ซึ่งมีสถานะเป็น Anoxic จุลินทรีย์จึงไม่สามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้อย่างสมบูรณ์และน้ำเสียอีกส่วนหนึ่งที่เข้าสู่ถังคั้ดพันธุ์จะมีการไหลเข้าอยู่ตลอดเวลา ทำให้น้ำเสียมีการเคลื่อนที่อยู่

ตลอดเวลา จึงไม่สามารถเกิดสภาวะแอนแอโรบิกในถังคัดพันธุ์ได้ทั่วทั้งถัง หากจุลินทรีย์มีการคายฟอสฟอรัสออกมาแล้วเมื่อน้ำเสียไหลลงถึง DN ก็จะไม่สามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้อย่างสมบูรณ์อีก นอกจากนี้ เมื่อพิจารณาถึงปริมาณ NO_3^- -N พบว่า น้ำเสียในถัง DN มีปริมาณ NO_3^- -N สูง (70 – 80 มก./ล.) จึงทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์จากน้ำเสียที่เข้าระบบได้มากและเร็วกว่าฟอสฟอรัส ทำให้มีฟอสฟอรัสเหลืออยู่ในปริมาณมากในน้ำทิ้ง ดังนั้น ประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสของระบบฯ ในกรณีควบคุมการเติมอากาศนี้จึงมีค่าน้อยมาก

ในทางตรงกันข้าม ช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ ประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสของระบบรวมทั้งหมักกลับสูงขึ้นถึงร้อยละ 23.4 ทั้งนี้เนื่องมาจากสาเหตุหลายประการ อาทิ ความเข้มข้นของ TP จากน้ำทิ้งระบบ UASB มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับน้ำเสียจาก EQ จึงทำให้เมื่อเข้าสู่ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์และบึงประดิษฐ์มีการบำบัดฟอสฟอรัสลงได้บ้าง และปริมาณ NO_3^- -N ของระบบฯ ก็เป็นส่วนสำคัญ เนื่องจากในช่วงที่ไม่ควบคุมการเติมอากาศนี้ปริมาณ NO_3^- -N มีค่าลดลง จึงทำให้ฟอสฟอรัสทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ได้มากกว่า ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดฟอสฟอรัสของระบบในกรณีไม่ควบคุมการเติมอากาศดีกว่ากรณีควบคุมการเติมอากาศ

ค) ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids : SS)

จากการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม พบว่า ช่วงที่ไม่ควบคุมการเติมอากาศระบบบำบัดโดยรวมมีประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าช่วงที่ควบคุมการเติมอากาศเล็กน้อย ซึ่งระบบบำบัดโดยรวมมีประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอยสูง (มากกว่าร้อยละ 90) ทั้งนี้เนื่องมาจากถังคัดพันธุ์มีความสามารถในการคัดพันธุ์จุลินทรีย์และกำจัดจุลินทรีย์สายใย เมื่อน้ำเสียออกจากถังคัดพันธุ์จะมีจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ในการบำบัดสารอินทรีย์และเมื่อมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์ต่อไปเรื่อยๆ จุลินทรีย์เหล่านี้จะเพิ่มขึ้นและสามารถกำจัดจุลินทรีย์สายใยให้ลดลง ทำให้ระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์มีการตกตะกอนที่ดีขึ้นและน้ำทิ้งมีปริมาณ SS ลดลง จึงทำให้ทั้ง 2 สถานะของการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมมีการบำบัดของแข็งแขวนลอยได้ดี ดังตารางที่

ตารางที่ 36 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของระบบบำบัดน้ำเสียตามจุดเก็บตัวอย่างเมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับกรณีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

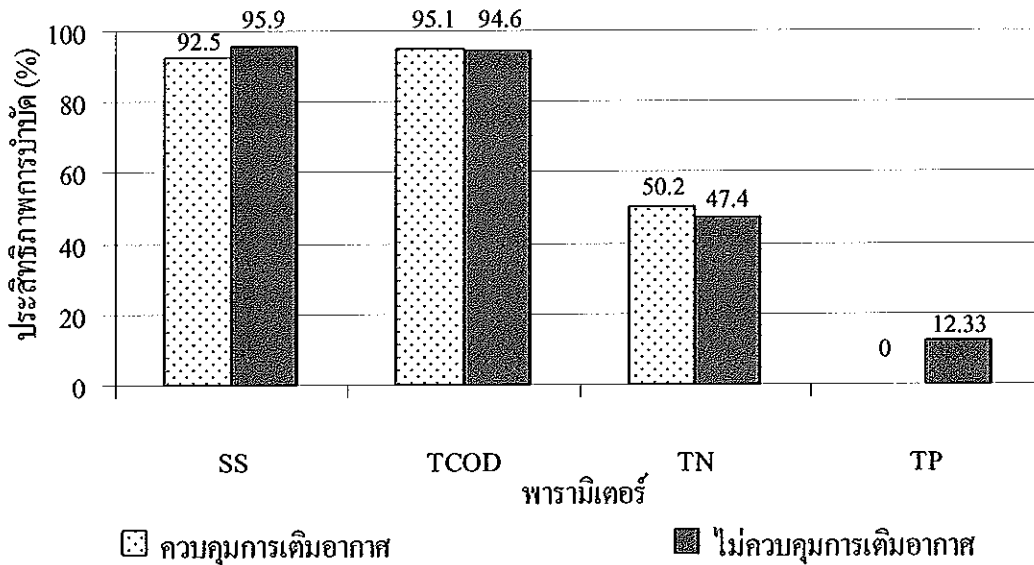
จุดเก็บตัวอย่าง	SS (มก./ล.)	
	A	B
Equalization Tank	330 ± 72	291 ± 51
UASB	101 ± 19	122 ± 10
DN	3,191 ± 412	3,095 ± 69
CN	3,137 ± 389	3,163 ± 40
Sedimentation Tank	25 ± 10	12 ± 5
Wetland	3 ± 2	1 ± 0

หมายเหตุ : A หมายถึง ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)

B หมายถึง ไม่ควบคุมการเติมอากาศ จำนวนตัวอย่างทั้งหมด 3 ตัวอย่าง (N = 3)

ส่วนปริมาณของ MLSS และค่า SV_{30} ในระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์สามารถทำให้ทราบถึงช่วงเวลาที่มีการสูบตะกอนทิ้ง โดยปริมาณของ MLSS ของถัง CN ตลอดช่วงระยะเวลาที่ทำการทดลอง 2 สภาวะนี้มีปริมาณไม่แตกต่างกันมากนัก ยกเว้น ในช่วงวันที่ 26 มกราคม พ.ศ. 2550 มีการสูบตะกอนทิ้ง มีค่า SV_{30} เท่ากับ 500 มล./ล. และ MLSS เท่ากับ 2,975 มก./ล. โดยเมื่อนำมาคำนวณค่า SVI พบว่า ในช่วงวันที่ 26 มกราคม พ.ศ.2550 ถังเติมอากาศมีค่า SVI น้อยที่สุดซึ่งเป็นช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

จากผลการศึกษาข้อมูลคุณภาพน้ำทางเคมีของระบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์เมื่อมีการทำงานร่วมกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม พบว่า ช่วงที่มีการควบคุมการเติมอากาศ ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนทั้งหมดของระบบฯ ดีกว่า หากแต่ช่วงที่ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ มีเพียงประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยและฟอสฟอรัสทั้งหมดของระบบฯ เท่านั้นที่ดีขึ้น สามารถแสดงผลการศึกษาได้ดังภาพประกอบ 64



ภาพประกอบ 64 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบ UASB ร่วมกับระบบแเอ็คทีเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมและควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม โดยไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

(3) ข้อมูลคุณภาพน้ำทางชีวภาพ

จากการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน เมื่อตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ทั้งจากถัง DN และถัง CN ด้วยกล้องจุลทรรศน์จะได้ผลการศึกษามีรายละเอียด ดังนี้

ก). ผลการตรวจสอบสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูง

จากการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมทั้งที่มีการควบคุมการเติมอากาศและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ เมื่อตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์จากถัง DN และถัง CN ด้วยกล้องจุลทรรศน์พบสิ่งมีชีวิตทั้ง 6 ประเภท คือ Flagellates Amoebae Free-Swimming Ciliates Attached Ciliates Rotifers และ Higher Invertebrates โดย Protozoa ชนิดที่พบมากที่สุด คือ Rotifers (ภาพประกอบ 65 (a)) ซึ่งการพบสิ่งมีชีวิตชนิดนี้สามารถบ่งชี้ได้ว่า ในถัง DN และ CN ของระบบฯ มีอายุตะกอนสูงและอัตราส่วนของ F/M Ratio มีค่าต่ำ

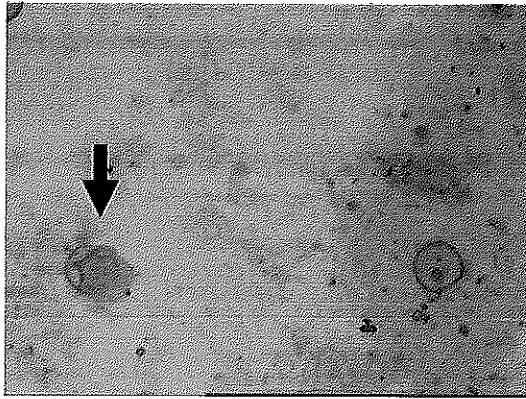
ข). ผลการตรวจสอบจุลินทรีย์สายใย

ในการนำตะกอนจุลินทรีย์จากถัง DN และถัง CN มาตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ จากการสังเกตโดยภาพรวมของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีการเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสมพบว่า ทั้งสภาวะที่มีการควบคุมการเติมอากาศและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศปริมาณและความขรุขระของจุลินทรีย์สายใยไม่แตกต่างกัน ดังภาพประกอบ 66 เมื่อจัดลำดับชั้นของปริมาณจุลินทรีย์

สายใยโดยเปรียบเทียบกับค่า SVI พบว่า ปริมาณจุลินทรีย์สายใยอยู่ในลำดับชั้น 3 – 4 นั่นคือ ปริมาณมากถึงมากที่สุด (ATV working group 2.6.1., 1989)

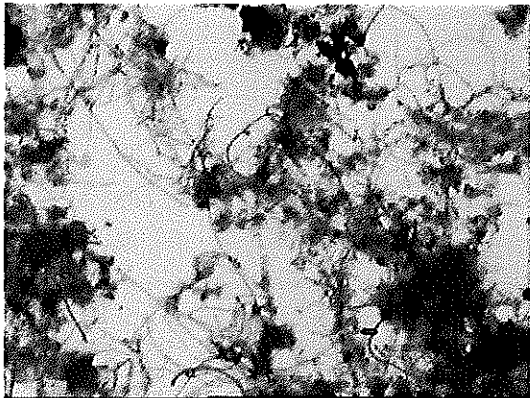
จากการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ทั้ง 2 สภาวะ ด้วยการจำแนกชนิดโดย Identification Key ของ Jenkins *et al.* (1993) พบจุลินทรีย์สายใย 4 ชนิดคาดว่าน่าจะเป็น *Sphaerotilus natans* Type 0041 Type 1851 และ *Nostocoida limicola* II โดยเมื่อทำการเดินระบบ ถึงกักพันธุแบบผสม พบว่า ทั้ง 2 สภาวะพบจุลินทรีย์สายใยชนิด *S. natans* น้อยมาก เนื่องมาจาก ระบบถังกักพันธุมีค่าการะบรทุกสูง จึงไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของ *S. natans* นอกจากนี้ ทั้ง 2 สภาวะมีจุลินทรีย์สายใยชนิดที่พบมากที่สุด คือ Type 1851 ดังภาพประกอบ 67 (a, b) ทั้งนี้ เนื่องมาจากระบบถังกักพันธุมีค่าการะบรทุกสูงและทำให้ F/M Ratio มีค่าสูง ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่ เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของ Type 1851 หากแต่เมื่อน้ำเสียออกจากถังกักพันธุเข้าสู่ระบบแเอ็คติเว เต็จสตัคจ์ที่มีค่า F/M Ratio ต่ำ ทำให้ Type 1851 สามารถเจริญเติบโตขึ้นมาได้อีก ส่วนแบคทีเรีย ชนิด Type 0041 ไม่เกิดการเปลี่ยนแปลงทั้งความยาวและจำนวนแบคทีเรีย ดังภาพประกอบ 67 (c, d) ทั้งนี้ เนื่องมาจากแบคทีเรีย Type 0041 สามารถเติบโตได้ในสภาวะที่มีความเข้มข้นของมวล สารอินทรีย์สูงๆ อย่างเช่นในถังกักพันธุ (Jenkins *et al.*, 1993) นอกจากนี้ จุลินทรีย์สายใยชนิด *N. limicola* II ที่พบทั้ง 2 สภาวะ ไม่มีการเปลี่ยนแปลงด้วยเช่นเดียวกับ Type 0041 ภาพประกอบ 67 (e, f) ทั้งนี้ Eikelboom (1975) กล่าวว่า สภาวะของระบบฯ ที่เป็นแบบ Completely Mixed มีผลต่อ การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยชนิดนี้ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษา เนื่องจากระบบบำบัดแบบแเอ็คติเว เต็จสตัคจ์ของ โรงงานตัวอย่างมีสภาวะแบบ Completely Mixed

จากผลการตรวจสอบจุลินทรีย์สายใย พบว่า ปริมาณและความชุกชุมของจุลินทรีย์ สายใยของทั้ง 2 สภาวะ ไม่มีการเปลี่ยนแปลง ทั้งนี้เนื่องจากการทดลองในส่วนนี้มีระยะเวลา การศึกษาเพียงสภาวะละ 3 สัปดาห์จึงไม่สามารถบ่งบอกการเปลี่ยนของจุลินทรีย์สายใยได้ชัดเจน

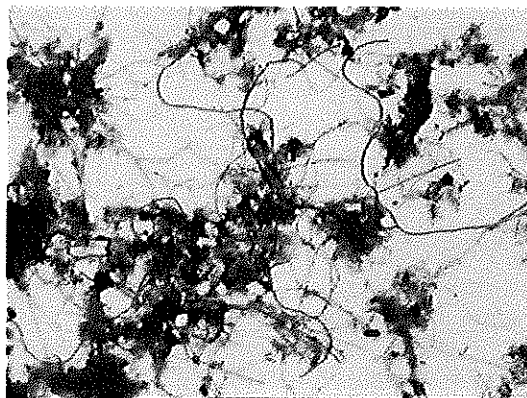


(a)

ภาพประกอบ 65 ชนิดของสิ่งมีชีวิตประเภท Protozoa และ สิ่งมีชีวิตชั้นสูงที่พบมากในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคทิเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานตัวอย่าง เมื่อเดินระบบถังคัฟพันธุแบบผสมทำการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ในช่วงเดือนมกราคม ถึง เดือนกุมภาพันธ์ 2550 : a. Rotifers (กำลังขยาย 200 เท่า)

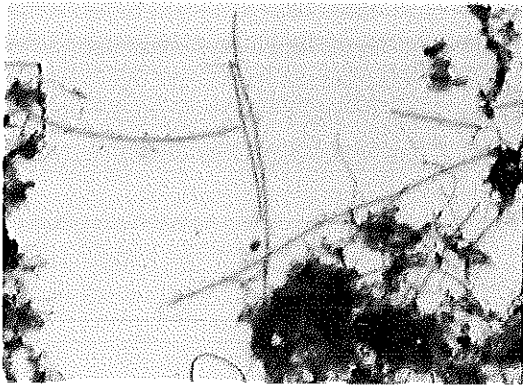


(a)

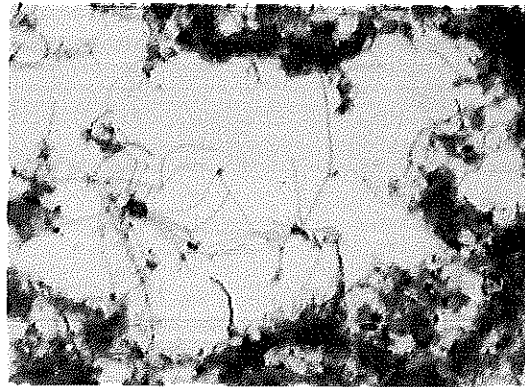


(b)

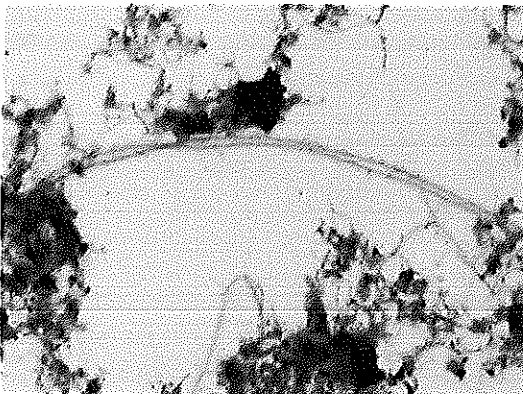
ภาพประกอบ 66 ลักษณะของจุลินทรีย์สายใยที่พบในระบบบำบัดแบบแอคทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเดินระบบถังคัฟพันธุแบบผสม โดยไม่ควบคุม (a) และควบคุม (b) การเติมอากาศจากการย้อม Gram Stain ทั้งหมดกำลังขยาย 200 เท่า



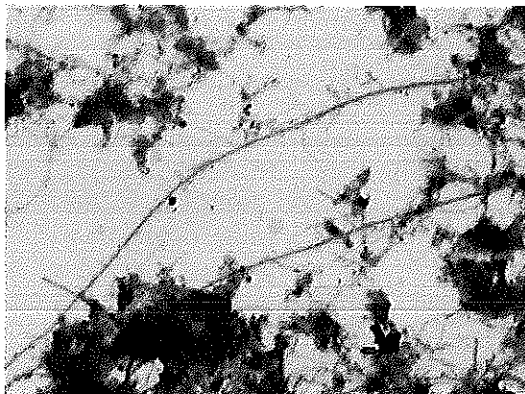
(a)



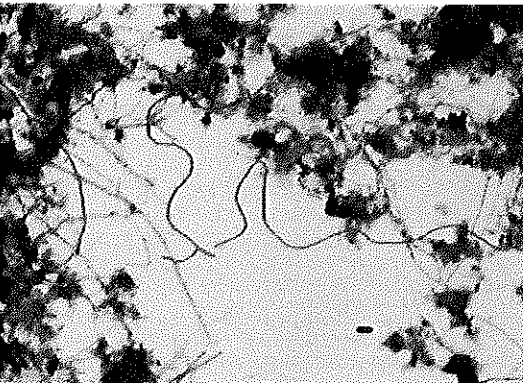
(b)



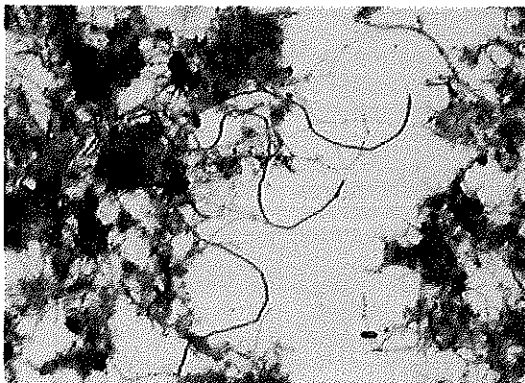
(c)



(d)



(e)



(f)

ภาพประกอบ 67 ลักษณะของจุลินทรีย์สายใยที่ย้อม Gram Stain จากระบบบำบัดแบบแฉีกติเวต์ค สลัดจ์ที่มีการเดินระบบถึงกัณฑ์แบบผสม (a และ b) Type 1851; (c และ d) Type 0041 และ (e และ f) *N. limicola* II โดย a,c และ e = ควบคุมการเติมอากาศ ; b,d และ f = ไม่ควบคุมการเติมอากาศ (ทั้งหมดกำลังขยาย 200 เท่า)

บทที่ 4

บทสรุปและข้อเสนอแนะ

4.1 บทสรุป

ในการศึกษารั้วนี้ต้องการศึกษาประสิทธิภาพของถังคัดพันธุ์ในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ เพื่อใช้ในการควบคุมปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว รวมทั้งเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ ในโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง ด้วยการควบคุมค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายให้อยู่ในช่วง 0.3 – 3.3 มก./ล. โดยแบ่งการทดลองเป็น 3 ระยะ คือ การทดลองระยะที่ 1 เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัดก่อนมีการเดินระบบถังคัดพันธุ์ การทดลองระยะที่ 2 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบฯ เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบขนาน ภายใต้การควบคุมการเติมอากาศ ส่วนการทดลองระยะที่ 3 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบฯ เมื่อเดินระบบถังคัดพันธุ์แบบผสม ผลการทดลองสามารถสรุปได้ดังนี้

4.1.1 การทดลองระยะที่ 1 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียก่อนเดินระบบถังคัดพันธุ์

1) สภาพการทำงานของระบบบำบัดตลอดเวลาที่ทำการทดลอง พบว่า น้ำเสียเข้าระบบมีอุณหภูมิต่ำ (อยู่ในช่วง 21.1 – 26.6 องศาเซลเซียส) เมื่อน้ำเสียผ่านการปรับสภาพและเข้าสู่หน่วยบำบัดต่างๆ ทำให้อุณหภูมิสูงขึ้น โดยในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์น้ำเสียมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 25.1 – 26.4 องศาเซลเซียส ส่วนค่า pH ของทุกหน่วยบำบัดมีค่าอยู่ในช่วง 6.33 – 7.27 ส่วนค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศอยู่ในช่วง 2.00 – 5.55 มก./ล

2) ค่าออกซิเจนละลายสัมพันธ์กับค่า SVI โดยเมื่อค่าออกซิเจนละลายมีค่าสูงทำให้ค่า SVI มีค่าต่ำ แม้ว่าค่าออกซิเจนละลายมีค่าสูง หากแต่ค่า SVI ของถังเติมอากาศอยู่ในช่วง 125 – 232 มล./ก. ซึ่งมีค่ามากกว่าค่าแนะนำ (มากกว่า 150 มล./ก.) บ่งบอกได้ว่าระบบบำบัดประสบปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวที่ไม่รุนแรงมากนัก

3) ระบบบำบัดรวมทั้งหมดยังมีประสิทธิภาพในการบำบัด TCOD และ SS สูงถึงร้อยละ 98.9 และ 97.6 ตามลำดับ ส่วนปริมาณธาตุอาหารในรูป TN และ TP นั้น พบว่า มีประสิทธิภาพร้อยละ 65.9 และ 14.7 ตามลำดับ แม้ว่าระบบบำบัดของโรงงานตัวอย่างมีถึงปฏิบัติการสำหรับการบำบัด ไนโตรเจน หากแต่การเติมอากาศมากเกินไปและถึงปฏิบัติการไม่แยกจากกัน ทำให้

มีออกซิเจนรวมปนปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ทำให้ระบบฯ มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดไม่สูงนัก

4) ในการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์ พบจุลินทรีย์สายใยชนิดที่ก่อให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จับตัวเป็นจำนวนมาก โดยชนิดที่พบมากที่สุด คือ Type 0041 ซึ่งเป็นชนิดที่บ่งบอกสถานะที่มี F/M Ratio ต่ำและการขาดธาตุอาหารของระบบฯ

4.1.2 การทดลองระยะที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย เมื่อเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบขนาน

1) สภาพการทำงานของระบบบำบัดตลอดเวลาที่ทำการทดลอง พบว่า ในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์น้ำเสียมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 24.4 – 25.5 องศาเซลเซียส ส่วนค่า pH ของทุกหน่วยบำบัดมีค่าอยู่ในช่วง 6.33 – 7.07 ส่วนค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศอยู่ในช่วง 1.48 – 5.38 มก./ล

2) ค่าออกซิเจนละลายสัมพันธ์กับค่า SVI แม้ว่ามีการควบคุมการเติมอากาศแล้ว หากแต่สามารถควบคุมได้เพียง 59% ของแรงม้าเครื่องจักรกลทั้งหมด จึงทำให้ค่าไฟฟ้าและค่าออกซิเจนละลายมีค่าลดลงเล็กน้อยและค่า SVI ของถังเติมอากาศอยู่ในช่วง 151 – 271 มล./ก. ซึ่งมีค่ามากกว่าค่าแนะนำ (มากกว่า 150 มล./ก.) เมื่อพิจารณาจากภาพประกอบ 27 พบว่า ค่า SVI ของระบบฯ มีแนวโน้มลดลง

3) ระบบบำบัดรวมทั้งหมดมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ ธาตุอาหาร และของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้น โดยมีประสิทธิภาพการบำบัด TCOD TN TP และ SS เหลือร้อยละ 99.0 69.6 24.1 และ 98.9 ตามลำดับ

4) ในการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์เมื่อเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบขนาน จากการสังเกตพบการเปลี่ยนแปลงไปในทางที่ดีขึ้น นั่นคือ ปริมาณและความซุกซุมของจุลินทรีย์สายใยลดลง โดยเฉพาะจุลินทรีย์สายใยชนิด *S. natans* ที่พบน้อยมาก นอกจากนี้ ยังมีการเปลี่ยนแปลงชนิดจุลินทรีย์สายใยที่พบจาก Type 0041 เป็น Type 1851 ซึ่งเป็นชนิดที่บ่งบอกสถานะที่มี F/M Ratio ต่ำ

4.1.3 การทดลองระยะที่ 3 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย เมื่อเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม

1) สภาพการทำงานของระบบบำบัดตลอดเวลาที่ทำการทดลอง พบว่า ในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์น้ำเสียมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 24.5 – 26.0 องศาเซลเซียส ส่วนค่า pH ของทุก

หน่วยบำบัดมีค่าอยู่ในช่วง 6.10 – 7.48 ส่วนค่าออกซิเจนละลายของถังเติมอากาศอยู่ในช่วง 0.00 – 4.93 มก./ล

2) ค่าออกซิเจนละลายสัมพันธ์กับค่า SVI โดยการทดลองระยะนี้ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ เนื่องจากค่าออกซิเจนละลายต่ำ (น้อยกว่า 1 มก./ล.) จึงต้องเติมอากาศตลอดเวลา ทำให้ค่าไฟไม่แตกต่างจากก่อนเดินระบบและสภาวะออกซิเจนละลายต่ำเช่นนี้ทำให้อุลินทรีย์สายใยเจริญเติบโตมากขึ้นและทำให้ค่า SVI สูงขึ้น โดยค่า SVI ของถังเติมอากาศอยู่ในช่วง 177 – 317 มล./ก. ซึ่งมีค่ามากกว่าค่าแนะนำ (มากกว่า 150 มล./ก.) บ่งบอกได้ว่าระบบบำบัดประสบปัญหาตะกอนแขวนไม่จมตัวรุนแรงขึ้น

3) ระบบบำบัดรวมทั้งหมดมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้น โดยมีประสิทธิภาพการบำบัด TCOD และ SS เฉลี่ยร้อยละ 99.3 และ 99.3 ตามลำดับ ส่วนการบำบัดธาตุอาหารในรูปไนโตรเจนทั้งหมด พบว่า มีค่าเฉลี่ยลดลงเหลือร้อยละ 55.0 เนื่องจากสภาวะออกซิเจนละลายต่ำ มีผลต่อการบำบัดไนโตรเจน ส่วนการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 14.8 ไม่แตกต่างจากก่อนเดินระบบดังกล่าว

4) ในการตรวจสอบตะกอนจุลินทรีย์เมื่อเดินระบบดังกล่าวแบบผสม จากการสังเกตพบการเปลี่ยนแปลงไปในทางที่ไม่ดี นั่นคือ ปริมาณและความชุกชุมของจุลินทรีย์สายใยเพิ่มขึ้น นอกจากนี้ ยังมีการเปลี่ยนแปลงชนิดจุลินทรีย์สายใยที่พบจาก Type 0041 เป็น Type 1851 ซึ่งเป็นชนิดที่บ่งบอกสภาวะที่มี F/M Ratio ต่ำ

4.1.4 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียเมื่อมีการเดินระบบดังกล่าวทั้ง 2 รูปแบบ

1) ระบบดังกล่าวทำให้ภายในถังดังกล่าวมีค่า F/M Ratio สูง โดยการเดินระบบแบบผสมภายในถังมีค่า F/M Ratio เฉลี่ยเท่ากับ 15.80 กก.COD/กก.MLSS/วัน น้อยกว่าแบบขนานซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 22.87 กก.COD/กก.MLSS/วัน

2) แม้ว่าถังดังกล่าวมีค่า F/M Ratio สูง หากแต่ยังพบจุลินทรีย์สายใยที่บ่งบอกสภาวะ F/M Ratio ต่ำ เนื่องจากถังดังกล่าวมีปริมาณน้อยกว่าเมื่อเทียบกับระบบบำบัดแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ จึงทำให้เกิดการบำบัดได้เพียงบางส่วนของระบบฯ จึงทำให้ยังพบจุลินทรีย์สายใยที่เกิดจากสภาวะ F/M Ratio ต่ำอยู่

3) สภาวะที่ระบบฯ มีค่าออกซิเจนละลายต่ำในระหว่างการเดินระบบแบบผสมนั้น ทำให้มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สายใยอย่างชัดเจนและทำให้ค่า SVI มีค่ามากที่สุดเมื่อเทียบกับไม่มีการเดินระบบดังกล่าวและการเดินระบบดังกล่าวแบบขนาน

4) การเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนาน ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัดรวมทั้งหมคมี่แนวโน้มที่ดีขึ้นเมื่อเทียบกับไม่มีการเดินระบบถังคักพันธุ์และการเดินระบบถังคักพันธุ์แบบผสม

4.2 ข้อเสนอแนะ

การศึกษารั้งนี้ พบว่า ระบบถังคักพันธุ์ไม่สามารถควบคุมอายุตะกอนได้ เนื่องจากการสูบตะกอนทิ้งไม่สม่ำเสมอ จึงทำให้ไม่สามารถแก้ปัญหาคะกอนเบาไม่จมตัวได้ทั้งหมด จึงควรมีการศึกษาเรื่องอายุตะกอนของถังคักพันธุ์เพิ่มเติม โดยควบคุมอายุตะกอนของถังคักพันธุ์และอัตราการสูบตะกอนทิ้งให้มีความถี่และปริมาณที่สม่ำเสมอ

บรรณานุกรม

กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม. 2539. กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม. ประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 3. กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.

กรมควบคุมมลพิษ. 2547. “ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ (ออนไลน์)” เข้าถึงได้จาก http://www.pcd.go.th/Info_serv/water_wt.html#s10 (15 มีนาคม 2550)

กรมควบคุมมลพิษและสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. 2540. ศัพท์บัญญัติและนิยามน้ำเสีย. กรุงเทพฯ.

กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม. 2545. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. กรุงเทพมหานคร.

กัลยา ศรีสุวรรณ. 2543. “การบำบัดน้ำเสียขั้นทุติยภูมิ, การบำบัดโดยวิธีชีวภาพ” วิศวกรรมกรบำบัดน้ำเสียและมลพิษทางอากาศ. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่.

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. กระบวนการทางชีววิทยา. การจัดการเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม. มหาวิทยาลัยรังสิต นนทบุรี.

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมกรกำจัดน้ำเสีย. มหาวิทยาลัยรังสิต.

โครงการการพัฒนาด้านสิ่งแวดล้อมเพื่อเพิ่มขีดความสามารถในการแข่งขันของอุตสาหกรรมไทย. 2549. “รายละเอียดของอุตสาหกรรมผลิตอาหารทะเลแช่เยือกแข็ง (ออนไลน์)” เข้าถึงได้จาก <http://www.tei.or.th/bep/envperfeval/detail>. (8 พฤศจิกายน 2549)

ชัยรัตน์ ศิริพัชระ. 2541. รายงานวิจัยเรื่องการพัฒนาผลิตภัณฑ์มูลค่าเพิ่มและการใช้ประโยชน์วัสดุเศษเหลือจากอุตสาหกรรมอาหารทะเล. สงขลา : ภาควิชาเทคโนโลยีชีวภาพอุตสาหกรรม คณะอุตสาหกรรมเกษตร มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. กรุงเทพมหานคร.

ชนภัทร จิตตสังขะ. 2539. “ การเพิ่มปริมาณมวลชีวภาพของสาหร่ายขนาดเล็กที่เลี้ยงในน้ำทิ้งจาก โรงงานอาหารทะเลแช่เยือกแข็ง ” วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต คณะอุตสาหกรรม เกษตร มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่. (สำเนา)

ธีระ เกรอต. 2539. วิศวกรรมน้ำเสียการบำบัดทางชีวภาพ. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต. 2534. แหล่งน้ำกับปัญหามลพิษ. สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย กรุงเทพฯ. 307 หน้า. มั่นสิน ตัณฑุลเวศน์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 1. ภาควิชาวิศวกรรม สิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศน์และม้นรักษ์ ตัณฑุลเวศน์. 2545. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. ภาควิชาวิศวกรรม สิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สมทิพย์ ด้านธีรวิชัย, อุดมผล พิษณุไพบุลย์, เจิดจรรย์ ศิริวงศ์และพนาลี ชีวกิตติการ, และ 2541. น้ำเสีย : การควบคุมและบำบัด. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่.

สำนักงานสถิติแห่งชาติ กระทรวงเทคโนโลยีและการสื่อสาร. 2547. (ออนไลน์) เข้าถึงได้จาก www.nso.go.th (15 มกราคม 2549)

สุธี รัตนะ. 2545. “ศึกษาภาพการนำตะกอนในกระบวนการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตอาหารทะเล แช่แข็งด้วยไคโตซานมาใช้เป็นวัตถุดิบผลิตอาหารไก่กระตัง”. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาชีวเคมี มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่. (สำเนา)

อุดมผล พิษณุไพบุลย์และจรรยา อินทมณี. 2534. “การทดลองเพื่อหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของการ บำบัดน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลโดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง”. เอกสารประกอบการประชุมทางวิชาการทางวิศวกรรมเคมี ครั้งที่ 1 เรื่อง ความก้าวหน้าทาง วิศวกรรมเคมี. สงขลา : ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

อุตสาหกรรมจังหวัดสงขลา, สำนักงาน. 2547. การอุตสาหกรรม. กลุ่มงานข้อมูลสารสนเทศและ การสื่อสาร สำนักงานจังหวัดสงขลา.

อาภรณ์ รักเกิด. 2542. “การประเมินปัญหาไนโตรเจนในน้ำเสียจากโรงงานและการกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้มวลชีวะประเภทเกาะผิว”. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่. (สำเนา)

Antonio, M.P.M., Krishna, P., Joseph, J., Heijnen. and Mark, C.M. Van Loosdrecht. 2004. “Filamentous bulking sludge-a critical review”, **Water Research**. 38 :793-817.

Antonio, M.P.M., Van, L.M.C.M., and Heijnen, J.J., 2003. “Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions”, **Water Research**. 37(11): 2555-2570.

APHA, AWWA and WEF. 1998. **Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater**. 20th edition. Maryland : 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.

Barnard, J.L. 1975. “Nitrogen Removal in Biological Systems”. **Water Science and Technology**. 243-254.

Blackbeard, J.R., Ekama, G.A., and Marais G.R. 1986. “A survey of bulking and foaming activated sludge plants in South Africa”, **Journal of the Water Pollution Control Federation**. 85(1): 90-100.

Blackbeard, J.R., Gabb, D.M., Ekama, G.A., Marais G.R. 1988. “Identification of filamentous organisms in nutrient removal activated sludge plants in South Africa”, **Water SA**. 14(1): 1-18.

Buali, A.M. and Horan, N.J. 1989. “Variable morphology in certain filamentous bacteria and implications of this for theories of activated sludge bulking”, **Environ Technol Lett**. 10: 941-950.

- Chu, C.P., Chang Bea-Ven, Liao, G.S., Jean, D.S. and Lee, D.J. 2001. "Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge". **Water Research**. 35(4):1038-1046.
- Chudoba, J., Grau, P. and Ottova, V. 1973. Control of activated sludge filamentous bulking II. "Selection of micro-organisms by means of a selector". **Water Research**. 7(8):1389-1406.
- Chudoba, J., Ottova, V. and Madera, V. 1973. Control of activated sludge filamentous bulking I. "Effect of hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank". **Water Research**. 7(8):1163-1182.
- C. Robert L. Mangrum., 1998. "The effect of anoxic selectors on the control of activated sludge bulking and foaming", Masters thesis submitted to the Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University. Master of Science In Environmental Engineering. Falls Church. Virginia.
- Donaldson, W. 1932. "Use of activated sludge increasing", **Civil Eng**. 2(3): 167-169.
- Eikelboom, D.H. 1975. "Filamentous Organisms Observed in Activated Sludge", **Water Research**. 9 : 365-388.
- _____. 1977. "Identification of filamentous organisms in bulking activated sludge"
Prog Water Technology. 8 : 153-162.
- _____. 1981. "Microscopic sludge investigation manual", TNO report A 94A, 2nd Edition.
- _____. 2000. "Process control of activated sludge plants by microscopic investigation", London, UK: IWA Publishing.
- Eikelboom, D.H., Andreadakis, A. and Andreasen, K. 1998. "Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four European countries". **Journal Water Science and Technology**. 37(4/5): 281-289.

- Ghanizadeh, Gh. and Sarrafpour, R. 2001. "The Effect of Temperature and pH on settleability of Activated Sludge Flocs". **Iranian Journal Public Health**. 30(3-4):139-142.
- Goronszy, M. 1992. Full scale cyclic activated sludge system phosphorus removal. **Water Science and Technology**. 26:2253-2261.
- Hao, OJ., Richard, MG. and Jenkins, D. 1983. "The half saturation coefficient for dissolved oxygen : A dynamic model for its determination and its effect in dual species competition". **Biotechnology and Bioengineering**. 25:403-416.
- Issacs, S. and Henze, M. 1995. Controlled carbon source addition to an alternating nitrification-denitrification wastewater treatment process including biological removal. **Water Research**. 29:77-89.
- Jenkins, D. 1992. "Towards a comprehensive model of activated sludge bulking and foaming", **Journal Water Science and Technology**. 25(6): 215-230.
- Jenkins, D., Richard, M.G., and Daigger, G.T. 1984. "Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming", **Water Research Commission**.
- Jenkins, D., Richard, M.G. and Daigger, G. T. 1993. " Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming ". Second Edition. Lewis Publishers, Boca Raton Ann Arbor London Tokyo.
- Kaewpipat, K. and Grady, Jr. C.P.L., 2002. "Population dynamics in laboratory-scale activated sludge reactors". **Journal Water Science and Technology**. 46(1-2): 19-27.
- Kappeler, J. and Gujer, W. 1994. Development of a mathematical model for "aerobic bulking". **Water Research**. 28(2): 303-310.
- _____. 1994. Verification and applications of a mathematical model for "aerobic bulking". **Water Research**. 28(2): 311-322.

- Knoop, S. and Kunst, S. 1998. "Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling, especially on *Microthrix parvicella*". **Water Science and Technology**. 37 (4-5):27-35.
- Lau, AO., Storm, PF and Jenkins, D. 1984. "Growth kinetics of *Sphaerotilus natans* and a flocc-former in pure and dual continuous culture". **Journal of the Water Pollution Control Federation**.56:41-51.
- Malnou, D., Meganck, M., Faup, G.M. and Rotsu, M.D. 1984. "Biological Phosphorus Removal : Study of the Main Parameters". **Water Science and Technology**. 17:173-185.
- Martins, A. M. P., Heijnen, J.J. and Van Loosdrecht, M.C.M. 2003. "Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability". **Applied Microbiology and Biotechnology**. 62: 586-593.
- Metcalf and Eddy, Inc. 2004. **Wastewater Engineering, Treatment and Reuse**. 4th Edition. McGraw-Hill Book CO., N.Y.
- Michael Richard. 2003. "Activated sludge microbiology problems and their control". Presented at the 20th Annual USEPA National Operator Trainers Conference. Buffalo, NY, June 8, 2003.
- Ming-Chien, S., Daniel, K.C. and Paul, R. A. 1995. "Influence of selector technology on heavy metal removal by activated sludge : secondary effects of selector technology", **Water Research** . 29(3): 971-976.
- Mino, T. 1999. Bulking, foaming problems in Japan. Internal document, Department of Environmental and Urban Engineering, The University of Tokyo.
- Mino T. 1995. "Survey on filamentous microorganisms in activated sludge process in Bangkok, Thailand", **Journal Water Science and Technology**. 31(9): 193-202.
- Monod, J. 1949. "The growth of bacterial cultures". *Annual Review of Microbiology*. 3:371-394.

- Palm, J.C, Jenkins, D. and Perker, D.S. 1980. "Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely mixed activated sludge process", **Journal of the Water Pollution Control Federation**. 52: 2484-2506.
- Parker, D., Geary, S., Jones, G., McIntyre, L., Oppenheim, S., Pedregon, V., Pope, R., Richards, T., Voigt, C., Volpe, G., Willis, J. and Witzgall, R. 2003. "Making classifying selectors work for foam elimination in the activated sludge process". **Water Environment Research**. 75(1): 83-91.
- Parker, D.S., Kaufman, J. and Jenkins, D. 1971. "Physical conditioning of activated sludge floc", **Journal of the Water Pollution Control Federation**. 43(9): 1817-1833.
- Pipes, W.O. 1967. "Bulking of activated sludge". **Adv Appl Microbiol**. 9: 185-234.
- Prasertsan, P.W.P., Sophanodora, P. and Choorit, W. 1988. "Seafood processing within Songkhla – Hat Yai region : the survey of data emphasis on wastes". **Songklanakarinn Journal Science and Technology**. 10:447-451.
- Prendl, L. and Kroib, H. 1998. "Bulking sludge prevention by an aerobic selector", **Water Science and Technology**. 38(8-9): 19–27.
- Randall, C.W., Barnard, J.L. and Stensel, H.D. 1992. Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Water Quality Management. Lancaster : Library 5 Technology.
- Richard, M.G., Hoa, O. and Jenkins, D. 1985. "Growth kinetics of *Sphaerotilus* species and their significance in activated sludge bulking", **Journal of the Water Pollution Control Federation**. 57: 68-81.
- Seviour, E.M., Blackall, L.L., Christensson, C., Hugenholtz, P., Cunningham, M.A., Bradford, D., Stratton, H.M. and Seviour, R.J. 1997. "The filamentous morphotype Eikelboom type 1863 is not a single genetic entity", **Appl Microb**. 82: 411-421.

- Sezgin, M., Jenkins, D. and Parker, D.S. 1978. "A unified theory of filamentous activated sludge bulking", **Journal of the Water Pollution Control Federation**. 50(2): 362-381.
- Still, DA., Ekama, GA., Wentzel, MC., Casey, TG and Marais, GvR. 1996. "Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge system. Paper 2: Stimulation of the selector effect under aerobic conditions". **Water SA**. 22(2):97-114.
- Strom, P.F. and Jenkins, D. 1984. "Identification and significance of filamentous microorganisms in activated sludge", **Journal of the Water Pollution Control Federation**. 56(5): 449-459.
- Terry, M. Williams and Richard, F. Unz. 1985. "Isolation and characterization of filamentous bacteria present in bulking activated sludge". **Applied Microbiology and Biotechnology**. 22:273-282.
- University of Birmingham. 2549. "Activated Sludge Treatment of Paper Mill Effluents(Online)" Available from: www.iem.bham.ac.uk/environmental/agridiotis.htm. (12 January 2006).

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

**ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้ง
ของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง**

1. ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียก่อนการเดินระบบถังคัดพินธุ์
 ตารางภาคผนวกที่ 1 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ก่อนการเดินระบบถังคัดพินธุ์

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
30/3/2549	4,800	5,000	94.5	84.0	53.9	124	7.00	22.6
6/4/2549	1,600	2,800	106.2	93.3	-	138	7.04	23.4
21/4/2549	2,800	3,200	95.7	53.7	75.0	124	7.07	21.1
28/4/2549	800	2,000	129.5	103.8	34.4	218	6.95	23.1
19/5/2549	1,160	3,160	137.9	118.1	25.1	178	6.90	22.7
26/5/2549	1,132	6,415	138.8	120.2	67.3	173	6.83	21.2
2/6/2549	1,500	2,000	81.7	64.2	44.0	401	7.05	26.6
9/6/2549	1,346	2,772	133.0	107.3	33.9	152	6.93	21.9
16/6/2549	1,702	2,775	219.3	168.0	25.2	181	6.62	21.9
30/6/2549	1,407	4,260	193.7	136.5	28.6	200	7.15	21.1
ค่าเฉลี่ย	1,825	3,438	133.0	104.9	38.8	189	6.95	22.5
SD	1171	1,396	44.0	33.7	18.5	81	0.15	1.6

ตารางภาคผนวกที่ 2 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ก่อนการเดินระบบถังคัปันธุ์

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
30/3/2549	1,100	1,600	109.2	103.6	51.6	29.5	6.88	24.3
6/4/2549	100	400	118.3	107.1	-	46.5	7.27	24.8
21/4/2549	300	1,900	106.4	96.6	34.9	37.5	6.91	28.5
28/4/2549	100	300	134.4	126.0	35.8	117.0	6.88	24.0
19/5/2549	180	280	121.2	107.9	32.2	88	6.89	23.0
26/5/2549	113	3,396	104.3	102.9	39.4	66.0	6.89	22.5
2/6/2549	120	900	88.2	81.9	40.8	23.5	7.01	25.7
9/6/2549	178	792	102.2	100.1	34.6	15.5	7.02	25.5
16/6/2549	102	222	157.5	134.4	28.6	76.5	6.80	22.1
30/6/2549	259	482	136.5	131.6	32.2	58.5	6.70	21.6
ค่าเฉลี่ย	255	1,027	117.8	109.2	33.0	55.85	6.92	24.2
SD	305	1,011	20.3	16.6	6.7	31.80	0.15	2.1

ตารางภาคผนวกที่ 3 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN ก่อนการเดินระบบถังตัดไขมัน

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
30/3/2549	1.44	2,240	470	210	6.68	25.9
6/4/2549	1.45	2,235	280	125	7.04	26.1
21/4/2549	1.42	2,175	390	179	6.33	26.4
28/4/2549	1.40	2,290	550	240	6.90	26.4
19/5/2549	1.71	2,925	490	168	6.83	25.3
26/5/2549	1.89	3,030	550	182	6.81	25.1
2/6/2549	1.90	2,845	540	190	6.68	25.8
9/6/2549	2.04	2,185	440	201	6.60	25.7
16/6/2549	1.94	2,965	450	152	6.72	25.1
30/6/2549	-	2,775	620	223	6.80	25.4
ค่าเฉลี่ย	1.52	2,566	478	187	6.74	25.7
SD	0.26	367	96	34	0.19	0.5

ตารางภาคผนวกที่ 4 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN ก่อนการเติมระบบถังคัฟพันธุ์

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
30/3/2549	2.78	2,190	480	219	6.66	26.0
6/4/2549	2.20	2,325	290	125	6.94	26.2
21/4/2549	5.55	2,370	370	156	6.36	26.3
28/4/2549	2.00	2,280	530	232	6.87	26.4
19/5/2549	2.27	3,175	470	148	6.61	25.5
26/5/2549	2.52	3,170	550	174	6.47	25.4
2/6/2549	5.22	2,845	530	186	6.63	25.8
9/6/2549	5.37	2,550	450	176	6.60	25.6
16/6/2549	2.43	2,845	440	155	6.46	25.2
30/6/2549	-	2,900	600	207	6.62	25.5
ค่าเฉลี่ย	3.03	2,665	471	178	6.62	25.8
SD	1.52	369	91	34	0.18	0.4

ตารางภาคผนวกที่ 5 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากการตกตะกอนก่อนการเดินระบบบำบัดคัตพันธุ์

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
30/3/2549	1,400	1,600	0.7	0.4	0.03	35.3	49.9	16	6.69	27.2
6/4/2549	0	100	3.5	0.4	0.11	43.0	-	26	6.88	26.8
21/4/2549	800	1,100	1.4	0.4	0.04	49.9	37.8	12	6.42	27.7
28/4/2549	100	200	2.8	0.7	0.55	54.5	33.8	22	6.90	27.3
19/5/2549	280	280	0.8	0.1	0.19	61.8	33.2	21	6.76	26.0
26/5/2549	242	3113	1.4	0.1	0.09	55.8	42.7	18	6.67	25.8
2/6/2549	160	900	1.4	0.1	0.03	43.6	40.3	17	6.73	27.0
9/6/2549	63	238	0.4	0.2	0.005	60.6	32.4	10	6.62	27.0
16/6/2549	22	222	2.1	0.9	0.24	58.2	27.3	20	6.45	25.9
30/6/2549	43	259	4.6	2.9	0.16	59.0	33.8	19	6.59	26.3
ค่าเฉลี่ย	311	801	1.9	0.6	0.14	52.2	33.1	18	6.67	26.7
SD	449	952	1.3	0.8	0.2	8.9	6.7	5	0.16	0.7

ตารางภาคผนวกที่ 6 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบำบัดน้ำเสียก่อนการเดินระบบบำบัดคัตฟันธุ์

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
30/3/2549	20	60	0.2	0.2	0.17	32.4	56.2	1	6.73	27.1
6/4/2549	24	34	0.5	0.0	0.08	50.3	-	9	6.92	27.3
21/4/2549	12	16	0.2	0.2	0.08	52.5	38.3	8	6.34	26.6
28/4/2549	4	24	0.1	0.1	0.32	52.5	33.5	6	6.84	27.3
19/5/2549	4	8	0.4	0.1	-	-	30.4	5	6.74	26.0
26/5/2549	6	74	0.1	0.0	0.08	54.7	40.1	4	6.67	26.1
2/6/2549	14	24	0.1	0.0	0.02	46.2	40.4	3	6.62	26.6
9/6/2549	32	34	0.2	0.1	0.02	56.7	31.1	3	6.64	27.0
16/6/2549	18	24	0.5	0.2	0.08	62.5	27.2	5	6.34	26.9
30/6/2549	37	54	1.2	0.8	0.09	40.3	33.3	3	6.42	26.4
ค่าเฉลี่ย	17	35	0.4	0.2	0.10	44.8	33.1	4	6.63	26.7
SD	12	21	0.3	0.2	0.09	9.0	8.6	2	0.20	0.5

2. ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียเมื่อเดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนาน

ตารางภาคผนวกที่ 7 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ในช่วงที่เดินระบบถังคักพันธุ์แบบขนาน

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
21/7/2549	857	2,244	120.2	113.2	31.3	148	7.07	21.3
28/7/2549	1,188	2,772	154.0	101.5	28.9	104	6.82	21.0
18/8/2549	1,920	3,072	162.2	122.5	24.0	222	6.85	21.9
25/8/2549	1,462	2,610	108.5	92.2	35.4	210	6.94	22.3
1/9/2549	936	2,160	110.8	89.8	32.8	175	6.90	22.4
8/9/2549	1,260	2,160	150.5	116.7	28.2	260	6.93	21.9
15/9/2549	936	3,600	107.3	93.3	48.3	230	6.83	26.1
29/9/2549	1,020	2,890	154.0	101.5	55.1	153	6.91	20.1
13/10/2549	2,108	12,240	141.2	119.0	39.2	325	6.98	21.1
20/10/2549	1,872	3,240	224.0	133.0	55.6	342	6.98	21.3
27/10/2549	1,368	1,440	182.0	95.7	46.4	175	6.79	20.5
ค่าเฉลี่ย	1,357	3,493	146.8	107.1	38.6	213	6.91	21.8
SD	437	2,962	35.5	14.4	11.1	74	0.08	1.6

ตารางภาคผนวกที่ 8 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ในช่วงที่เดินระบบตั้งแต่ต้นฤดูแบบขนาน

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
21/7/2549	194	245	100.8	102.9	28.8	59	6.86	22.1
28/7/2549	69	475	120.4	112.0	43.5	37	6.87	22.4
18/8/2549	134	461	130.9	123.2	33.6	86	6.81	22.8
25/8/2549	157	522	115.5	115.5	49.1	132	6.84	22.7
1/9/2549	99	108	104.3	102.9	32.0	47	6.80	24.4
8/9/2549	90	900	123.2	117.6	33.3	105	6.85	22.7
15/9/2549	180	360	131.6	95.2	40.1	72	6.97	24.6
29/9/2549	204	238	88.2	86.5	54.5	51	6.89	22.3
13/10/2549	391	1,564	128.8	127.4	49.8	127	6.93	22.3
20/10/2549	162	288	145.6	127.4	57.8	133	6.84	22.1
27/10/2549	36	72	155.4	134.4	45.5	56	6.86	22.3
ค่าเฉลี่ย	156	476	122.2	113.2	42.6	82	6.87	22.8
SD	95	427	19.6	14.9	9.7	36	0.05	0.9

ตารางภาคผนวกที่ 9 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN เมื่อเดินระบบถังคัปป์หมู่แบบขนาน

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
21/7/2549	1.08	3,575	750	210	6.94	25.1
28/7/2549	1.17	3,035	750	247	6.82	24.9
4/8/2549	1.28	3,007	620	206	-	-
18/8/2549	1.50	2,745	500	182	6.74	25.0
25/8/2549	1.93	2,805	580	207	6.60	25.1
1/9/2549	1.51	3,015	460	153	6.42	24.5
8/9/2549	1.43	2,945	550	187	6.43	25.1
15/9/2549	1.34	2,530	440	174	6.28	25.0
29/9/2549	1.62	1,300	250	192	6.43	24.7
13/10/2549	1.82	2,130	360	169	6.77	25.1
20/10/2549	2.20	2,285	320	140	6.80	25.3
27/10/2549	2.15	2,595	420	162	6.50	25.5
ค่าเฉลี่ย	1.58	2,664	500	186	6.61	25.0
SD	0.37	574	158	29	0.21	0.3

ตารางภาคผนวกที่ 10 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN เมื่อเดินระบบถังคัปชั่นตู้แบบขนาน

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
21/7/2549	1.48	3,445	750	218	7.04	25.0
28/7/2549	1.61	3,130	810	259	6.57	24.8
4/8/2549	4.25	2,290	620	271	-	-
18/8/2549	1.94	3,050	550	180	6.66	25.1
25/8/2549	2.50	2,715	600	221	6.35	25.1
1/9/2549	5.38	2,950	480	163	6.33	24.4
8/9/2549	2.06	3,035	600	198	6.69	25.1
15/9/2549	5.03	2,665	440	165	6.35	25.0
29/9/2549	3.08	1,450	270	186	6.34	24.8
13/10/2549	2.21	2,160	370	171	6.54	25.1
20/10/2549	2.40	2,115	320	151	6.53	25.4
27/10/2549	2.70	2,480	430	173	6.40	25.5
ค่าเฉลี่ย	2.89	2,624	520	196	6.53	25.0
SD	1.31	554	166	38	0.21	0.3

ตารางภาคผนวกที่ 11 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากรถบรรทุกจนถึงจุดบำบัดน้ำเสียแบบขนาน

วันที่เก็บ ตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
21/7/2549	20	571	0.4	0.0	0.06	23.9	27.5	16	7.04	25.7
28/7/2549	26	238	2.4	0.0	0.03	40.8	37.5	22	6.62	25.3
4/8/2549	-	-	-	-	0.01	41.7	-	17	6.59	25.9
18/8/2549	38	461	2.4	2.3	0.19	40.9	34.5	10	6.59	25.9
25/8/2549	40	418	1.0	0.2	0.03	60.0	37.3	13	6.43	26.0
1/9/2549	7	144	2.1	0.1	0.01	59.9	34.3	23	6.37	25.7
8/9/2549	0	216	0.7	0.0	0.02	48.9	29.6	14	6.48	25.9
15/9/2549	22	72	0.4	0.0	0.19	68.2	33.5	16	6.39	25.9
29/9/2549	27	340	5.3	2.9	0.34	45.8	43.0	11	6.44	25.3
13/10/2549	92	1,360	4.1	2.8	0.90	58.8	42.3	16	6.72	26.1
20/10/2549	32	360	1.1	0.1	0.73	68.0	37.0	17	6.60	25.9
27/10/2549	11	72	0.0	0.0	3.00	75.4	44.4	6	6.45	28.6
ค่าเฉลี่ย	26	354	1.6	0.7	0.46	52.7	33.4	15	6.56	26.0
SD	24	360	1.7	1.2	0.85	14.9	5.4	5	0.19	0.9

ตารางภาคผนวกที่ 12 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบำบัดประติมากรรมเมื่อเดินระบบถึงขั้นแบบขนาน

วันที่เก็บ ตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
21/7/2549	6	43	0.2	0.1	0.06	15.9	28.2	3	6.96	25.9
28/7/2549	26	28	0.5	0.1	0.04	35.6	36.4	2	6.63	25.6
4/8/2549	-	-	-	-	0.05	40.0	-	1	-	-
18/8/2549	21	31	0.5	0.2	0.08	34.4	33.1	1	6.48	25.8
25/8/2549	24	33	0.4	0.0	0.16	53.8	34.9	1	6.51	26.1
1/9/2549	7	16	0.2	0.1	0.01	49.0	30.1	5	6.39	25.2
8/9/2549	14	27	0.1	0.0	0.01	41.8	30.5	2	6.48	26.0
15/9/2549	25	43	0.0	0.0	0.06	47.6	34.6	3	6.39	25.9
29/9/2549	10	17	1.2	0.1	0.02	34.7	43.1	2	6.47	25.6
13/10/2549	85	88	1.9	0.4	0.09	59.5	42.7	4	6.64	26.3
20/10/2549	22	25	0.5	0.1	0.08	65.0	25.7	3	6.60	26.6
27/10/2549	11	22	0.0	0.0	0.01	68.0	26.1	4	6.42	27.1
ค่าเฉลี่ย	21	31	0.4	0.1	0.06	45.4	30.4	2	6.54	26.0
SD	22	20	0.6	0.1	0.04	14.8	5.9	1	0.16	0.5

3. ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียเมื่อเดินระบบถังคักพินธุ์แบบผสม
 ตารางภาคผนวกที่ 13 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่รับสภาพแล้ว (EQ) ในช่วงที่เดินระบบถังคักพินธุ์แบบผสม

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
1/6/2550	1,664	2,240	175.0	121.3	47.7	390	7.18	21.0
8/6/2550	2,176	2,880	210.0	142.3	65.3	325	6.82	22.5
29/6/2550	1,008	3,240	133.0	100.3	38.4	142	7.34	22.0
6/7/2550	2,128	4,200	189.0	119.0	42.1	277	6.85	21.0
13/7/2550	1,520	3,200	182.0	102.7	54.4	320	6.88	21.5
20/7/2550	1,548	2,340	154.0	105.0	64.4	198	6.92	21.5
27/7/2550	1,512	1,800	163.3	107.3	60.3	210	6.70	25.5
3/8/2550	2,664	3,780	165.7	95.7	52.4	143	6.73	20.5
10/8/2550	2,088	2,520	205.3	133.0	78.7	282	6.90	22.0
17/8/2550	3,222	4,140	340.7	44.3	93.3	152	6.62	18.0
24/8/2550	1,740	2,000	158.7	86.3	70.4	245	6.63	20.5
31/8/2550	1,480	2,400	170.3	93.3	107.0	300	6.77	21.0
ค่าเฉลี่ย	1,896	2,895	187.2	104.2	64.5	249	6.86	21.4
SD	601	819	52.9	25.1	20.5	81	0.21	1.7

ตารางภาคผนวกที่ 14 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ในช่วงที่เดินระบบถึงคัตไฟน์รูปแบบผสม

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
1/6/2550	112	256	116.2	103.6	29.9	146	6.84	21.5
8/6/2550	144	320	147.0	126.0	45.6	166	6.90	22.5
29/6/2550	122	468	149.8	133.0	44.4	132	7.01	22.0
6/7/2550	92	392	155.4	130.2	43.3	228	6.93	21.5
13/7/2550	74	320	183.4	133.0	49.3	216	6.86	22.0
20/7/2550	94	261	141.4	123.2	53.6	147	6.86	22.0
27/7/2550	131	279	166.6	147.0	69.0	124	6.88	23.0
3/8/2550	104	306	152.6	138.6	53.6	103	6.75	21.5
10/8/2550	106	288	177.8	168.0	73.4	139	6.87	24.0
17/8/2550	113	315	163.8	140.0	61.3	136	7.00	24.0
24/8/2550	84	300	133.0	115.0	87.3	172	6.73	21.5
31/8/2550	112	260	152.6	117.6	58.0	98	6.92	24.0
ค่าเฉลี่ย	107	314	153.3	131.3	55.7	151	6.88	22.5
SD	20	61	18.5	16.6	15.4	40	0.08	1.0

ตารางภาคผนวกที่ 15 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN เมื่อเดินระบบถังคัปชั่นแบบผสม

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
1/6/2550	2.52	3,135	650	207	6.60	25.5
8/6/2550	2.45	3,240	640	198	6.75	25.5
29/6/2550	0.00	3,055	750	246	7.09	25.5
6/7/2550	0.00	3,440	940	273	7.03	25.5
13/7/2550	0.00	3,670	780	213	7.25	25.0
20/7/2550	0.00	3,370	700	208	7.38	25.5
27/7/2550	0.00	3,525	870	247	7.38	24.5
3/8/2550	2.50	2,325	630	271	6.21	25.0
10/8/2550	0.00	2,545	580	228	6.71	25.0
17/8/2550	0.00	2,995	820	274	6.97	25.0
24/8/2550	0.00	4,255	760	179	6.54	25.0
31/8/2550	0.00	3,475	730	210	6.62	25.0
ค่าเฉลี่ย	0.62	3,253	738	229	6.88	25.2
SD	1.13	507	106	32	0.37	0.3

ตารางภาคผนวกที่ 16 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN เมื่อคืนระบบถังบำบัดน้ำแบบผสม

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มก./ล.)	SVI (มก./ก.)	pH	Temperature (°C)
1/6/2550	4.93	2990	600	201	6.39	25.0
8/6/2550	2.74	3045	750	246	6.54	25.5
29/6/2550	0.00	2970	770	259	7.05	25.5
6/7/2550	0.00	3440	860	250	6.96	26.0
13/7/2550	0.00	3465	950	274	7.29	25.0
20/7/2550	0.00	3285	580	177	7.36	25.5
27/7/2550	0.00	3395	740	218	7.48	24.5
3/8/2550	3.50	2355	650	276	6.10	25.0
10/8/2550	0.00	2590	820	317	6.58	25.0
17/8/2550	0.00	2920	850	291	6.82	25.0
24/8/2550	0.00	3120	830	266	6.32	25.0
31/8/2550	0.00	3395	790	233	6.45	25.0
ค่าเฉลี่ย	0.93	3081	766	251	6.78	25.2
SD	1.75	348	110	39	0.45	0.4

ตารางภาคผนวกที่ 17 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากรังคกตะกอนเมื่อเดินระบบถังคัปชั่นรูปแบบผสม

วันที่เก็บ ตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
1/6/2550	22	96	0.4	0.2	0.02	117.8	46.4	4	6.26	26.0
8/6/2550	22	96	4.4	2.5	2.85	97.4	36.1	7	6.43	26.0
29/6/2550	18	58	16.8	12.3	0.23	65.6	45.0	5	7.04	26.0
6/7/2550	20	25	23.3	21.4	0.26	60.7	41.1	8	7.07	26.0
13/7/2550	22	42	37.5	33.4	0.31	42.5	48.7	16	7.28	25.5
20/7/2550	16	22	46.2	45.0	0.23	31.7	54.2	10	7.41	26.0
27/7/2550	23	29	54.1	53.0	0.35	16.9	62.3	8	7.43	25.5
3/8/2550	23	32	0.5	0.2	0.10	91.9	61.0	5	6.10	25.5
10/8/2550	14	20	9.4	5.4	0.77	93.4	67.8	5	6.60	25.5
17/8/2550	13	20	18.4	16.3	1.02	73.1	63.7	11	6.99	25.5
24/8/2550	16	24	0.2	0.0	0.13	85.7	76.8	5	6.28	25.5
31/8/2550	22	26	4.0	1.6	0.62	85.8	77.0	6	6.59	25.5
ค่าเฉลี่ย	19	41	17.9	15.9	0.57	71.9	56.7	7	6.79	25.7
SD	4	28	18.8	18.6	0.77	29.7	13.5	3	0.47	0.3

ตารางภาคผนวกที่ 18 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนตั้งแต่ต้นน้ำถึงแบบผสม

วันที่เก็บ ตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
1/6/2550	10	19	0.2	0.0	0.03	103.7	47.9	2	6.19	26.5
8/6/2550	19	22	1.2	0.2	0.13	94.3	35.6	1	6.24	26.5
29/6/2550	25	29	11.9	9.2	0.04	56.4	43.7	2	6.96	26.5
6/7/2550	20	22	16.6	13.5	0.03	64.0	39.3	2	6.99	26.5
13/7/2550	20	24	28.6	24.7	0.02	44.9	44.1	1	7.06	26.0
20/7/2550	16	18	35.9	33.6	0.03	24.6	45.5	6	7.18	26.0
27/7/2550	20	22	47.1	44.4	0.02	12.0	56.6	2	7.26	25.5
3/8/2550	25	27	0.1	0.0	0.03	77.4	61.7	1	6.33	26.0
10/8/2550	14	18	3.4	3.3	0.02	95.2	66.7	2	6.16	26.0
17/8/2550	9	16	16.6	14.1	0.03	71.5	60.5	0	6.88	25.5
24/8/2550	14	16	0.0	0.0	0.07	85.8	76.4	1	6.27	25.5
31/8/2550	18	22	3.5	1.4	0.03	84.8	82.2	1	6.51	25.5
ค่าเฉลี่ย	18	21	13.8	12.0	0.04	67.9	55.0	2	6.67	26.0
SD	5	4	15.9	14.9	0.03	28.8	14.8	2	0.42	0.4

4. ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียเมื่อเดินระบบถึงตัดพื้ระบบผลวมและมีการควบคุมการเติมอากาศ

ตารางภาคผนวกที่ 19 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ในช่วงที่เดินระบบถึงตัดพื้ระบบผลวมและมีการควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
19/1/2550	1920	2080	150.5	140.0	48.9	250	7.24	21.8
26/1/2550	1920	2560	219.3	147.0	46.5	388	7.20	21.5
2/2/2550	2080	3200	207.7	135.3	51.8	353	7.14	24.5
ค่าเฉลี่ย	1973	2613	192.5	140.8	49.0	330	7.19	22.6
SD	92	562	36.8	5.9	2.6	72	0.05	1.7

ตารางภาคผนวกที่ 20 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ในช่วงที่เดินระบบถึงตัดพื้ระบบผลวมและมีการ

ควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
19/1/2550	192	544	130.2	127.4	44.8	91	7.15	21
26/1/2550	96	320	173.6	169.4	54.4	123	6.94	24
2/2/2550	56	128	162.4	145.6	57.3	89	6.93	25
ค่าเฉลี่ย	115	331	155.4	147.5	52.2	101	7.01	23
SD	70	208	22.5	21.1	6.6	19	0.12	2

ตารางภาคผนวกที่ 21 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN เมื่อเดินระบบบังคับตัดพื้แบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
19/1/2550	1.22	3,665	950	259	7.11	24.8
26/1/2550	1.58	2,915	700	240	6.78	24.2
2/2/2550	1.58	2,995	900	301	6.66	24.3
ค่าเฉลี่ย	1.46	3,192	850	267	6.85	24.4
SD	0.21	412	132	31	0.23	0.3

ตารางภาคผนวกที่ 22 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN เมื่อเดินระบบบังคับตัดพื้แบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
19/1/2550	2.23	3,580	950	265	6.97	24.9
26/1/2550	1.72	2,975	500	168	6.59	24.2
2/2/2550	2.00	2,855	680	238	6.47	24.3
ค่าเฉลี่ย	1.98	3,137	710	224	6.68	24.5
SD	0.26	389	226	50	0.26	0.4

ตารางภาคผนวกที่ 23 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากรถบรรทุกก่อนเมื่อเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
19/1/2550	35	192	2.1	0.5	0.36	72.6	46.7	23	6.90	25.1
26/1/2550	10	128	3.5	3.3	0.56	92.8	52.8	35	6.70	24.8
2/2/2550	18	64	0.5	0.5	0.32	114.6	53.6	16	6.55	26.3
ค่าเฉลี่ย	21	128	2.0	1.4	0.41	93.4	51.0	25	6.72	25.4
SD	13	64	1.5	1.6	0.13	21.0	3.8	10	0.18	0.8

ตารางภาคผนวกที่ 24 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบบำบัดน้ำเสียเมื่อเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบผสมและมีการควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
19/1/2550	21	29	0.4	0.0	0.21	63.1	45.4	5	6.93	26.4
26/1/2550	13	14	2.1	0.5	0.35	91.3	49.2	3	6.81	27.5
2/2/2550	11	13	0.4	0.2	0.14	111.9	52.2	1	6.62	24.5
ค่าเฉลี่ย	15	19	0.9	0.2	0.23	88.8	48.9	3	6.79	26.1
SD	5	9	1.0	0.2	0.11	24.5	3.4	2	0.16	1.5

5. ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียเมื่อเดินระบบถังคั่งน้ำแบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

ตารางภาคผนวกที่ 25 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ปรับสภาพแล้ว (EQ) ในช่วงที่เดินระบบถังคั่งน้ำแบบผสมและไม่มีการควบคุม

การเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
9/2/2550	840	3080	165.7	114.3	56.8	275	7.30	20.6
16/2/2550	2088	2880	207.7	123.7	63.2	348	7.01	21.5
23/2/2550	1764	2520	172.7	114.3	82.2	250	6.71	22.5
ค่าเฉลี่ย	1564	2827	182.0	117.4	67.4	291	7.01	21.5
SD	648	284	22.5	5.4	13.2	51	0.30	1.0

ตารางภาคผนวกที่ 26 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ในช่วงที่เดินระบบถังคั่งน้ำแบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

การควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
9/2/2550	105	532	154.0	149.1	48.0	131	6.96	24
16/2/2550	99	648	151.2	134.4	62.9	112	6.98	25
23/2/2550	90	252	132.3	131.6	71.0	124	6.93	23
ค่าเฉลี่ย	98	477	145.8	138.4	60.7	122	6.96	24
SD	8	204	11.8	9.4	11.7	10	0.03	1

ตารางภาคผนวกที่ 27 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง DN เมื่อเดินระบบถึงตัดพินธุ์แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
9/2/2550	1.56	3,135	680	217	7.06	23.8
16/2/2550	1.80	3,135	702	224	7.34	24.2
23/2/2550	1.56	3,015	640	212	7.24	25.5
ค่าเฉลี่ย	1.64	3,095	674	218	7.21	24.5
SD	0.14	69	31	6	0.14	0.9

ตารางภาคผนวกที่ 28 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียในถัง CN เดินระบบถึงตัดพินธุ์แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	DO (มก./ล.)	MLSS (มก./ล.)	SV ₃₀ (มล./ล.)	SVI (มล./ก.)	pH	Temperature (°C)
9/2/2550	1.61	3,120	650	208	6.96	23.8
16/2/2550	2.00	3,200	800	250	7.31	24.2
23/2/2550	1.94	3,170	770	243	7.21	25.5
ค่าเฉลี่ย	1.85	3,163	740	234	7.16	24.5
SD	0.21	40	79	22	0.18	0.9

ตารางภาคผนวกที่ 29 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจาถังตกตะกอนเดินระบบถึงคัตพินธุ์แบบผสมและไม่มีการควบคุมการเติม

อากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
9/2/2550	17	168	15.1	14.5	0.84	88.6	57.3	14	7.05	25.0
16/2/2550	18	108	31.2	30.0	0.96	68.3	55.7	16	7.35	24.9
23/2/2550	11	180	24.4	22.9	0.47	57.7	64.2	6	7.30	26.5
ค่าเฉลี่ย	15	152	23.5	22.4	0.76	71.6	59.1	12	7.23	25.5
SD	4	39	8.1	7.8	0.26	15.7	4.5	5	0.16	0.9

ตารางภาคผนวกที่ 30 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียออกจากระบบปีงประดิษฐ์เดินระบบถึงคัตพินธุ์แบบผสมและไม่มีการควบคุมการ

เติมอากาศ

วันที่เก็บตัวอย่าง	SCOD (มก./ล.)	TCOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)	NH ₃ -N (มก./ล.)	NO ₂ -N (มก./ล.)	NO ₃ -N (มก./ล.)	TP (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	pH	Temperature (°C)
9/2/2550	13	21	14.7	12.3	0.46	89.2	52.6	2	7.08	25.0
16/2/2550	18	20	21.8	19.6	0.51	71.1	41.7	1	7.36	26.9
23/2/2550	16	23	23.2	21.7	0.27	57.8	60.6	1	7.26	27.5
ค่าเฉลี่ย	16	21	19.9	17.9	0.41	72.7	51.7	1	7.23	26.5
SD	3	2	4.6	5.0	0.13	15.8	9.5	0	0.14	1.3

6. ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนของระบบบำบัดแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์
ภาคผนวกที่ 31 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนก่อนดินระบบถังคังคังพันธุ์

ประสิทธิภาพการบำบัด ไนโตรเจน	ระยะเวลา (สัปดาห์)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
การบำบัด $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (%)	99.3	99.4	99.5	99.6	99.8	99.8	99.6	99.1
การบำบัด $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (%)	14.4	36.5	34.8	31.7	17.4	13.1	53.0	60.3

ภาคผนวกที่ 32 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเมื่อเดินระบบถังคังคังพันธุ์แบบขนาน

ประสิทธิภาพการบำบัด ไนโตรเจน	ระยะเวลา (สัปดาห์)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
การบำบัด $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (%)	99.4	99.2	99.1	99.9	99.9	99.1	97.5	98.3	99.3
การบำบัด $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (%)	70.5	58.4	47.2	42.6	38.4	49.5	23.8	50.2	48.3

ภาคผนวกที่ 33 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเมื่อเดินระบบถึงตัดพ่นรูปแบบผสม

ประสิทธิภาพการบำบัด ไนโตรเจน	ระยะเวลา (สัปดาห์)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
การบำบัด $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (%)	99.9	98.7	88.2	86.4	78.7	66.8	63.9	99.8	97.1	99.9
การบำบัด $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (%)	24.3	47.1	28.7	55.4	65.5	64.9	82	32.1	47.7	39.1

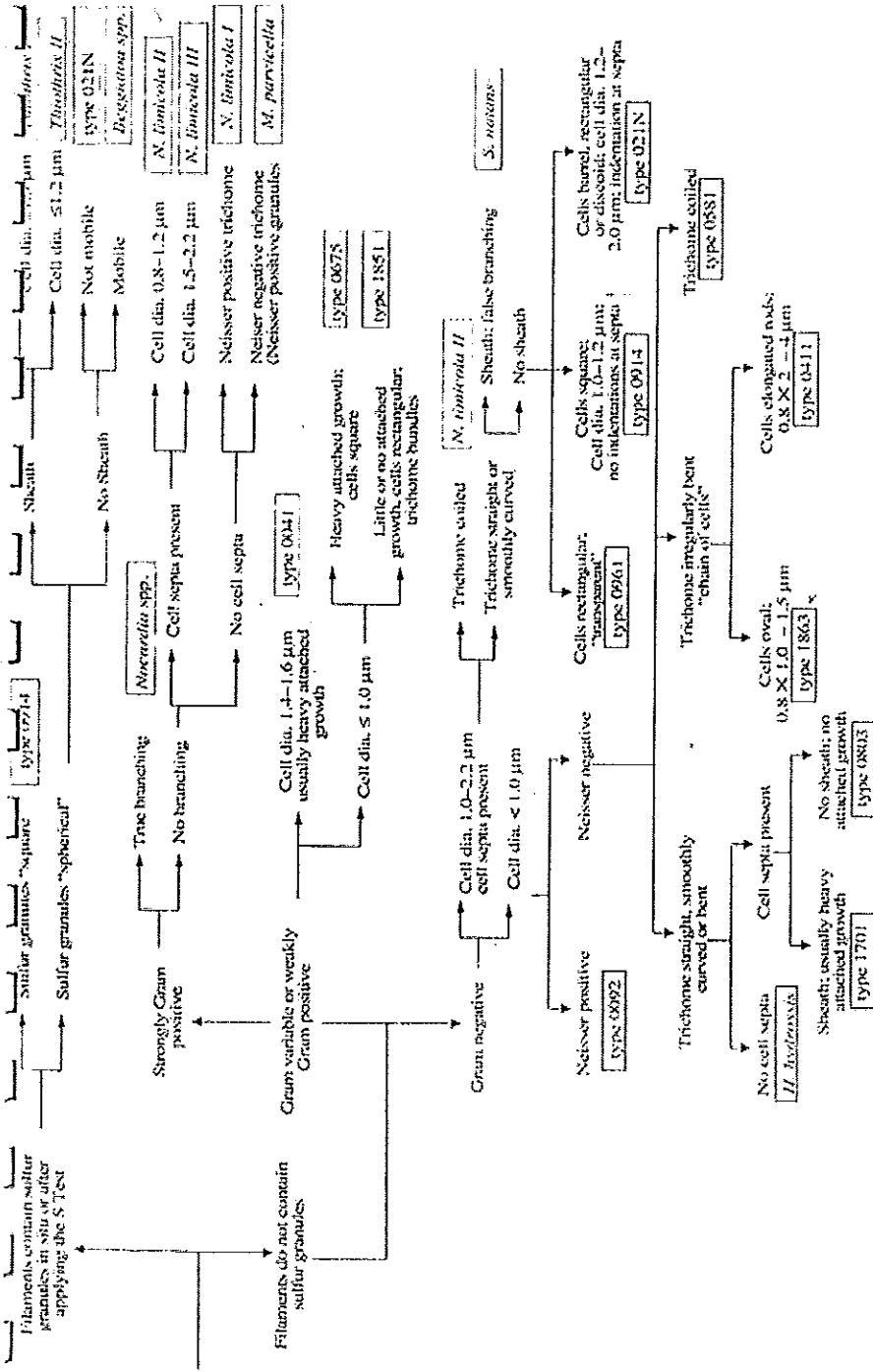
ภาคผนวกที่ 34 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเมื่อเดินระบบถึงตัดพ่นรูปแบบผสม ภายใต้การควบคุมการเติมอากาศและไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ

ระยะเวลา (สัปดาห์)	การควบคุมการเติมอากาศ		ไม่มีการควบคุมการเติมอากาศ	
	การบำบัด $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (%)	การบำบัด $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (%)	การบำบัด $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (%)	การบำบัด $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (%)
1	99.6	42.6	89.3	27.0
2	98.3	52.0	83.1	53.7
3	99.7	36.5	84.9	55.1

ภาคผนวก ข

การจำแนกชนิดของจุลินทรีย์สายใยโดยใช้ Dichotomous Key ของ Jenkins (1993)

ภาพประกอบ 68 Dichotomous Key ที่ใช้ในการจำแนกชนิดของจุลินทรีย์สายใยในระบบเบ็ดตัวเด็คสตีลส์



ภาพประกอบ 69 แบบฟอร์มสำหรับการจำแนกชนิดจุลินทรีย์สายใยในระบบแเอ็คติเวเต็ดสลัดจ์

Treatment plant name						
Sample date						
Analyse date						
Sample number						
color						
Temperature						
Sample type						
dominant						
sub-dominant						
Filamentous Abundance	0 None					
	1 Few					
	2 Some					
	3 Common					
	4 Very common					
	5 Abundant					
	6 Excessive					
Filamentous places	in floc					
	in free water					
Filamentous shapes	straight					
	smoothly curved					
	coiled					
Attached growths	present					
	absent					
Branches	absent					
	false branching					
	true branching					
Sheaths	present					
	absent					
Cross-walls	present					
	absent					
Cell shapes	barrel					
	oval					
	rod-shaped					
	square					
	rectangular					
Diameters	< 1 μm					
	1.0 - 2.5 μm					
	> 2.5 μm					
Lengths	< 100 μm					
	100 - 200 μm					
	200 - 500 μm					
	500 - 1000 μm					
Neissers-staining	positive (granular)					

	positive (cell-blue)					
	negative (brown)					
Gram-staining	positive (blue)					
	negative (red)					
EPS-catagories	1 few					
	2 some					
	3 much					
	4 too much					
Identified filamentous bacteria						

ตารางภาคผนวกที่ 35 ผลการจำแนกชนิดจุลินทรีย์สายใยที่พบในถังเดิมอากาศ (ถัง CN) ก่อนเดินระบบดักคั้งพันธุ์

วันที่เก็บตัวอย่าง	ชนิดจุลินทรีย์สายใยที่พบ	Dominant Group
30/3/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
6/4/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i>	Type 0041
21/4/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	<i>S. natans</i>
28/4/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	<i>S. natans</i>
19/5/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	<i>S. natans</i>
26/5/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
2/6/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
9/6/2549	Type 0041, Type 1851, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	<i>S. natans</i>
16/6/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
30/6/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041

ตารางภาคผนวกที่ 36 ผลการจำแนกชนิดจุลินทรีย์สายใยที่พบในถังเดิมอากาศ (ถัง CN) เมื่อเดินระบบดักคั้งพันธุ์แบบขนาน

วันที่เก็บตัวอย่าง	ชนิดจุลินทรีย์สายใยที่พบ	Dominant Group
21/7/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
28/7/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
4/8/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola I</i>	Type 0041
18/8/2549	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i> , Type 1851	Type 0041
25/8/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
1/9/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
8/9/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
15/9/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
29/9/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
13/10/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
20/10/2549	Type 1851, Type 0041, <i>N. limicola II</i>	Type 1851
27/10/2549	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851

ตารางภาคผนวกที่ 37 ผลการจำแนกชนิดจุลินทรีย์สายใยที่พบในถังเติมอากาศ (ถัง CN) เมื่อเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม

วันที่เก็บตัวอย่าง	ชนิดจุลินทรีย์สายใยที่พบ	Dominant Group
1/6/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i>	Type 0041
8/6/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i>	Type 0041
29/6/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 0041
6/7/2550	Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i> , Type 1851	Type 1851
13/7/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
20/7/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
27/7/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
3/8/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
10/8/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
17/8/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
24/8/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851
31/8/2550	Type 1851, Type 0041, <i>S. natans</i> , <i>N. limicola II</i>	Type 1851

ภาคผนวก ค
การควบคุมค่า DO/ ORP แบบ Online

การออกแบบระบบการควบคุมค่า DO/ORP Online และหลักการทำงาน

เนื่องจากปัจจุบันค่า DO ที่วัดได้จากบ่อเติมอากาศ มีค่าที่สูงเกินความจำเป็น ทำให้เกิดเป็นปัญหาบางประการในการบำบัดน้ำเสียในขั้นต่อไป สาเหตุเกิดจากในบ่อเติมอากาศมี Motor เติมอากาศจำนวน 5 ตัว ซึ่งไม่สามารถที่จะปิดตัวใดตัวหนึ่งได้ ทำให้อากาศที่เติมเกินความจำเป็น ดังนั้นจึงออกแบบระบบ ใช้การควบคุมค่า DO ที่ทางออกของน้ำจากบ่อเติมอากาศ โดยให้ DO Controller ส่งสัญญาณ แบบ Analog output 4-20 mA. ไปเข้า Inverter เพื่อควบคุมความเร็วรอบของ Motor เติมอากาศ จำนวน 2 ตัวที่อยู่ใกล้กับทางออกของน้ำจากบ่อเติมอากาศ ส่วน Motor เติมอากาศจำนวน 3 ตัวที่เหลืออยู่ให้เดินปรกติ ซึ่งวิธีนี้ทำให้สามารถที่จะควบคุมค่า DO ได้ตามต้องการ ในส่วน DO Controller จะมี Data Logger ในตัวเพื่อเก็บข้อมูลของค่า DO/ORP/Temp ที่วัดได้กว่า 8,000 ค่า และมีช่องส่งสัญญาณแบบ RS-232 ที่ต่อเข้ากับ Computer เพื่อดึงข้อมูลไปวิเคราะห์ต่อไป

อุปกรณ์

1. MIQ/S184 XT-H3 (Terminal and Controller)

- เป็นจอแสดงผลพร้อมระบบควบคุม แบบ Multi- Parameter ซึ่งสามารถที่จะวัดค่า pH, ORP, DO, Cond, Temp ฯลฯ ได้ในเครื่องเดียว โดยตัวเครื่องมีระบบการทำงานเป็นแบบ Digital สามารถรองรับการเพิ่มจำนวนของ Sensor ได้ถึง 12 sensor.
- มีระบบแจ้งเตือนและตรวจสอบการทำงาน (Log book) โดยจะแจ้งให้ทราบว่าเกิดจากอะไรและวิธีแก้ไขอย่างไรผ่านจอแสดงผลแบบ LCD ขนาดใหญ่พร้อมไฟเรืองแสง
- มีหน่วยความจำในตัวเครื่องสามารถเก็บข้อมูลการวัดได้สูงสุดถึง 8,640 ชุด
- มีช่องส่งสัญญาณแบบ Analog output 0/4-20 mA. จำนวน 3 ช่องและสามารถเพิ่มเติมได้ภายหลัง
- มี Relay output จำนวน 3 ช่องและสามารถเพิ่มเติมได้ภายหลัง
- มีช่องส่งสัญญาณแบบ RS-232 เพื่อเชื่อมต่อเข้ากับคอมพิวเตอร์

2. TriOxmatic 700 IQ DO Sensor

- การทำงานเป็นระบบ Digital ออกแบบมาในลักษณะ submersible type ใช้วัดโดยตรงกับน้ำ/น้ำเสียโดยเฉพาะ sensor body ทำจาก 316 Ti Stainless Steel

- membrane ที่ใช้ออกแบบมาเป็นพิเศษผลิตจาก Teflon เป็นแบบ Rugged membrane มีความหนา 50 Micron สามารถป้องกันการเกิดตะไคร่หรือเมือกได้ ซึ่งต่างจาก membrane ทั่วไปที่ผลิตจาก Silicone etc.
- มีระบบตรวจสอบประสิทธิภาพของ Membrane/Electrolyte และประสิทธิภาพของ sensor สามารถแสดงให้เห็นบนหน้าจอแสดงผลได้
- วัดค่า DO ได้ตั้งแต่ 0.0 – 60.0 mg/l, ความละเอียด 0.1 mg/l, ความถูกต้อง $\pm 1\%$ ของค่าที่อ่านได้
- วัดค่าอุณหภูมิได้ตั้งแต่ $-5 \dots +60 \text{ }^{\circ}\text{C}$, ความละเอียด 0.1 $^{\circ}\text{C}$, ความถูกต้อง $\pm 0.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$

3. SensoLyt 700 IQ (pH/ORP Assemblies) with SensoLyt ptA ORP Sensor

- การทำงานเป็นระบบ Digital ออกแบบมาใน submersible type ใช้วัดโดยตรงกับ น้ำ/น้ำเสีย โดยเฉพาะ sensor body ทำจาก 316 Ti Stainless Steel
- มีระบบตรวจสอบประสิทธิภาพของ sensor สามารถแสดงให้เห็นบนหน้าจอแสดงผลได้
- วัดค่า ORP ได้ในช่วง $\pm 2000 \text{ mV}$, ความละเอียด 1 mV, ความถูกต้อง $\pm 2 \text{ mV}$.
- วัดค่าอุณหภูมิได้ตั้งแต่ $-5 \dots +60 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ความละเอียด 0.1 $^{\circ}\text{C}$ ความถูกต้อง $\pm 0.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$
- ในกรณีที่ sensor วัดเสียสามารถถอดเปลี่ยนเฉพาะ sensor ได้

4. ชุดควบคุมความเร็วรอบมอเตอร์ (Digital AC Inverter Emerson PV 0075 2 units)

- Supply : 380V-15% to 440V+5%, 3phase, 50/60 Hz
- Output : 0 to Supply Voltage, 3phase, 17A, rating 7.5 KW
- Overload 120% for 60 sec.
- ติดตั้งในตู้ Control พร้อมระบบแบบ Fully Function (Auto/Manual/Emergency)
- รับสัญญาณ Analog input 4-20 mA. เพื่อควบคุมความเร็วรอบ
- สามารถ bypass กลับไปใช้ระบบเดิมได้ในกรณีที่ Inverter มีปัญหา

ภาคผนวก ง.
ผลการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

ค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)

ตารางภาคผนวกที่ 38 ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนของถัง CN เมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบขนาน
เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ์

ช่วงการทดลอง	Mean (\bar{X})	Std. Deviation	t	p-value
ก่อนเดินระบบ	177.80	33.74	-1.281	0.232*
ระบบฯ ขนาน	203.20	38.32		

*p>0.05 (Paired-Samples Test)

ตารางภาคผนวกที่ 39 ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนของถัง CN เมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม
เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคั้ดพันธุ์

ช่วงการทดลอง	Mean (\bar{X})	Std. Deviation	t	p-value
ก่อนเดินระบบ	177.80	33.74	-3.837	0.004*
ระบบฯ ผสม	250.90	42.51		

*p<0.05 (Paired-Samples Test)

ตารางภาคผนวกที่ 40 ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนของถัง CN เมื่อมีการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม
และควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคั้ดพันธุ์แบบผสม
โดยไม่ควบคุมการเติมอากาศ

ช่วงการทดลอง	Mean (\bar{X})	Std. Deviation	t	p-value
ควบคุม	223.67	50.06	-0.249	0.827*
ไม่ควบคุม	233.67	22.50		

*p>0.05 (Paired-Samples Test)

ตารางภาคผนวกที่ 41 ค่าดัชนีปริมาณตะกอนของถัง DN เมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุแบบขนาน
เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ

ช่วงการทดลอง	Mean (\bar{X})	Std. Deviation	t	p-value
ก่อนเดินระบบ	187.00	33.92	-0.334	0.746*
ระบบฯ ขนาน	192.70	26.38		

* $p > 0.05$ (Paired-Samples Test)

ตารางภาคผนวกที่ 42 ค่าดัชนีปริมาณตะกอนของถัง DN เมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุแบบผสม
เปรียบเทียบกับก่อนเดินระบบถังคักพันธุ

ช่วงการทดลอง	Mean (\bar{X})	Std. Deviation	t	p-value
ก่อนเดินระบบ	172.33	45.98	-6.687	0.000*
ระบบฯ ผสม	229.50	32.10		

* $p < 0.05$ (Paired-Samples Test)

ตารางภาคผนวกที่ 43 ค่าดัชนีปริมาณตะกอนของถัง DN เมื่อมีการเดินระบบถังคักพันธุแบบผสม
และควบคุมการเติมอากาศเปรียบเทียบกับการเดินระบบถังคักพันธุแบบผสม
โดยไม่ควบคุมการเติมอากาศ

ช่วงการทดลอง	Mean (\bar{X})	Std. Deviation	t	p-value
ควบคุม	266.67	31.21	2.294	0.149*
ไม่ควบคุม	217.67	6.03		

* $p > 0.05$ (Paired-Samples Test)

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล	นางสาววรินยูพา บุญรัตพันธุ์	
รหัสประจำตัวนักศึกษา	4877022	
วุฒิการศึกษา		
วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตร์บัณฑิต (ชีววิทยา)	มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	2547

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

การเผยแพร่ในการประชุมวิชาการ

วรินยูพา บุญรัตพันธุ์, ศศ.ดร.พนาลี ชีวภิกษาคาร และรศ.ดร.อุดมผล พิชนิไพบูลย์, 2550. “การประยุกต์ใช้ถังกักพันธุ์เพื่อการปรับปรุงระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ในโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง”. เอกสารประกอบการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 6. จัดโดย สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย ณ โรงแรมอมรินทร์ลา구나 พิษณุโลก ระหว่างวันที่ 7 – 9 มีนาคม 2550.