

**การประยุกต์ใช้ระบบร่วระหว่าง DOWNFLOW HANGING SPONGE (DHS)
ที่ใช้เชื่อกาและแบคทีเรียเป็นจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำเสีย
ที่มีการปนเปื้อนของคาร์โบไฮเดรตสูง**

นางสาวศิริกานดา ธรรมพร

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2555

**APPLICATION OF FUNGAL DOWNFLOW HANGING
SPONGE IN COMBINATION WITH BACTERIAL
DOWNFLOW HANGING SPONGE SYSTEMS
TREATING HIGH CARBOHYDRATE
WASTEWATER**

Sirikanda Thammaphorn

**A Thesis Submitted in partial Fulfillment of the Requirement for the
Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering
Suranaree University of Technology
Academic Year 2012**

การประยุกต์ใช้ระบบร่วระหว่าง DOWNFLOW HANGING SPONGE (DHS) ที่ใช้เชื้อรา
และแบคทีเรียเป็นจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา
ตามหลักสูตรปริญญาโทบริหารธุรกิจ

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

(ผศ. ดร. จริญญา ยี่มรัตน์บวร)

ประธานกรรมการ

(ผศ. ดร. บุญชัย วิจิตรเสถียร)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)

(อ. ดร. ปิยะรัตน์ ปรีรัมย์โนช)

กรรมการ

(อ. ดร. ฉัตรเพชร ยศพล)

กรรมการ

(อ. ดร. พัชรินทร์ ราโช)

กรรมการ

(ศ. ดร. ชูกิจ ลิมปิจำนงค์)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการ

(รศ. ร.อ. ดร. กนต์ธร ชำนิประศาสน์)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

ศิริกานดา ธรรมพร : การประยุกต์ใช้ระบบร่วมระหว่าง DOWNFLOW HANGING SPONGE (DHS) ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง (APPLICATION OF FUNGAL DOWNFLOW HANGING SPONGE IN COMBINATION WITH BACTERIAL DOWNFLOW HANGING SPONGE SYSTEMS TREATING HIGH CARBOHYDRATE WASTEWATER) อาจารย์ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร, 143 หน้า.

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพ ในการบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง และศึกษากลไกการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในระบบ DHS โดยทำการทดลอง 3 ชุดการทดลอง ได้แก่ ชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ FDHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ ชุดการทดลองที่ 2 เป็นระบบ BDHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ และชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ FBDHS ซึ่งเป็นระบบร่วมระหว่างเชื้อราและแบคทีเรีย โดยจะบำบัดน้ำที่ออกจากระบบ FDHS ตามด้วยระบบ BDHS จากการทดลองพบว่าระบบ FDHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีทั้งหมดได้ร้อยละ 71.79 ในขณะที่ระบบ BDHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีทั้งหมดได้ร้อยละ 55.76 และมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้ร้อยละ 34.10 สำหรับการกระจายตัวของโมเลกุลในน้ำเสียส่วนใหญ่ ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่มากกว่าร้อยละ 85 หลังการบำบัดด้วยระบบ FDHS สารอินทรีย์ขนาดใหญ่จะถูกย่อยสลายไปเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กด้วยกระบวนการไฮโดรไลซิสได้ดีกว่าระบบ BDHS โดยพบมีอัตราการใช้สารอาหาร (r_x) ในระบบ FDHS1 และ FDHS2 เท่ากับ 0.116 และ 0.554 มิลลิกรัมซีโอดีที่ถูกกำจัดต่อมิลลิตรของแข็งแขวนลอยระเหยต่อชั่วโมงตามลำดับ ในขณะที่อัตราการใช้สารอาหารในระบบ BDHS1 และ BDHS2 มีค่า 0.039 และ 0.061 มิลลิกรัมซีโอดีที่ถูกกำจัดต่อมิลลิตรของแข็งแขวนลอยระเหยต่อชั่วโมงตามลำดับ ดังนั้นเมื่อใช้ระบบร่วมระหว่างเชื้อราและแบคทีเรียพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีทั้งหมดเพิ่มขึ้นจากการบำบัดด้วยเชื้อราอย่างเดียวกว่าร้อยละ 38.37 และสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ร้อยละ 56.77 โดยระบบ FBDHS สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบ BDHS เนื่องจากน้ำที่ผ่านระบบ FDHS จะมีสารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กเป็นแหล่งคาร์บอนที่เหมาะสมที่จะให้แบคทีเรียนำไปใช้งานได้ง่าย

SIRIKANDA THAMMAPORN : APPLICATION OF FUNGAL DOWNFLOW
HANGING SPONGE IN COMBINATION WITH BACTERIAL DOWNFLOW
HANGING SPONGE SYSTEMS TREATING HIGH CARBOHYDRATE
WASTEWATER.

DOWNFLOW HANGING SPONGE SYSTEM / BIODEGRADATION / FUNGI/
COD FRACTION / MASS BALANCE / BIOKINETIC PARAMETER /
SYNTHETIC WASTEWATER / MOLECULAR WEIGHT DISTRIBUTION

This research aimed to study the performance of fungal downflow hanging sponge and bacterial downflow hanging sponge for treating high carbohydrate wastewater and study mechanism of biodegradation in downflow hanging sponge. It consisted of three experiments: Experiment 1 is FDHS (using fungi as microbial), experiment 2 is BDHS (using bacteria as microbial) and experiment 3 is FBDHS (using BDHS for treating water from FDHS). The results showed that the organic removal efficiency in term of Total COD of FDHS was up to 71.79% while BDHS was 55.76% and nitrogen removal efficiency of BDHS was 34.10%. It was found that, molecular weight distribution of wastewater consisted of high organic molecular weight; up to 85%. After treating by FDHS, high organic molecular weight was hydrolysis to low organic molecular weight and was found to be better than that of BDHS. The results also showed the substrate removal rate (r_x) in FDHS1 and FDHS2 was 0.116 and 0.554 milligram COD removed per milligram VSS per hour, respectively While r_x in BDHS1 and BDHS2 was 0.039 and 0.061 milligram COD removed per milligram VSS per hour, respectively. When examined by the two systems together, FBDHS is found effective in removal organic matter increase from FDHS by 38.37% and remove nitrogen by 56.77%. The performance indicated the ability of nitrogen

removal by FBDHS was more than that of BDHS systems because effluent water from FDHS have low organic molecular as optimum carbon source for bacteria.



School of Environmental Engineering

Academic Year 2012

Student's Signature _____

Advisor's Signature _____

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้ดำเนินการสำเร็จลุล่วงด้วยดี ผู้วิจัยขอขอบพระคุณบุคคล และกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ รวมทั้งได้ให้ความช่วยเหลืออย่างดียิ่ง ทั้งด้านวิชาการและด้านการดำเนินงานวิจัย ดังนี้

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้ให้คำปรึกษา แนะนำแนวทางที่เป็นประโยชน์ยิ่งต่องานวิจัย รวมทั้งได้ช่วยตรวจทาน และแก้ไขรายงานวิทยานิพนธ์เล่มนี้จนทำให้มีความสมบูรณ์พร้อมทางด้านวิชาการ

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. จริยา ยิ้มรัตนบวร อาจารย์ ดร.ปิยะรัตน์ ปริย์มาโนช อาจารย์ ดร. ฉัตรเพชร ยศพล อาจารย์ ดร. พัชรินทร์ ราโช กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ และอาจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีทุกท่านที่กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ และความรู้ทางด้านวิชาการอย่างดียิ่งมาโดยตลอด

ขอขอบคุณ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่ได้ให้ความช่วยเหลือสนับสนุนเงินทุนทางการศึกษาแก่ผู้วิจัยอย่างดียิ่งมาโดยตลอดจนได้ทำงานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงด้วยดี

ขอขอบคุณ คุณนารี กลิ่นกลาง คุณอลิษา ศรีคราม ที่คอยให้คำแนะนำปรึกษาการจัดรูปเล่มวิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณ พี่ ๆ เพื่อน ๆ น้อง ๆ บัณฑิตศึกษาทุกท่าน ที่คอยให้กำลังใจในการทำวิจัยมาโดยตลอด
สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบคุณอาจารย์ผู้สอนทุกท่านที่ประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ทางด้านต่างๆ ทั้งในอดีตและปัจจุบัน และขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา รวมทั้งญาติพี่น้องของผู้วิจัยทุกท่านที่ให้ความรัก อบรมเลี้ยงดู และคอยเป็นกำลังใจ ทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิต

ศิริกานดา ธรรมพร

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ข
กิตติกรรมประกาศ.....	ง
สารบัญ	จ
สารบัญตาราง	ฉ
สารบัญรูป.....	ญ
บทที่	
1 บทนำ	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	2
1.3 ขอบเขตในการศึกษา.....	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	3
2 ปรีक्षणัวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	4
2.1 อุตสาหกรรมที่ก่อให้เกิดน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง	4
2.1.1 อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง.....	4
2.1.2 อุตสาหกรรมผลิตน้ำตาล	5
2.1.3 อุตสาหกรรมผลิตเส้นก๋วยเตี๋ยว.....	5
2.1.4 อุตสาหกรรมเบียร์.....	5
2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง.....	7
2.3 ข้อจำกัดของระบบไร้อากาศ.....	8
2.3.1 ข้อจำกัดเกี่ยวกับสารอินทรีย์.....	8
2.3.2 ข้อจำกัดเกี่ยวกับไนโตรเจนและฟอสฟอรัส.....	8
2.3.3 ข้อจำกัดเกี่ยวกับทางจุลชีววิทยา	9
2.4 ข้อดีของการใช้ระบบบำบัดแบบไร้อากาศและใช้อากาศร่วมกัน.....	9
2.5 ทางเลือกสำหรับระบบบำบัดขั้นหลังเพื่อเพิ่มคุณภาพน้ำทิ้ง.....	10

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.6	ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS)	12
2.6.1	หลักการของระบบ Downflow Hanging Sponge.....	12
2.6.2	การพัฒนาระบบ Downflow Hanging Sponge.....	12
2.6.3	ปัจจัยที่ส่งผลต่อระบบ Downflow Hanging Sponge	15
2.7	การศึกษาระบบ DHS ที่ผ่านมา.....	16
2.7.1	การประยุกต์ใช้ระบบ DHS เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน	16
2.7.2	การประยุกต์ใช้ระบบ DHS เพื่อบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม	18
2.7.3	ศักยภาพของระบบ DHS เทียบกับระบบบำบัดขั้นหลังชนิดอื่น	21
2.8	การใช้เชื้อราในการบำบัดน้ำเสีย.....	25
2.8.1	ใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน.....	25
2.8.2	ใช้ในการบำบัดตะกอน	25
2.8.3	การบำบัดสีที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย	26
2.8.4	การบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหาร.....	26
2.8.5	การบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมโลหะ.....	27
2.8.6	กำจัดไนโตรเจน.....	28
2.9	ข้อดีของเชื้อรา.....	28
2.10	กลไกการกำจัดสารอินทรีย์.....	29
2.10.1	การแยกสารประกอบอินทรีย์ด้วยน้ำ.....	29
2.10.2	การดูดซึมเข้าสู่เซลล์/การสร้างเซลล์	29
2.10.3	กระบวนการออกซิเดชัน/การใช้เป็นพลังงาน	29
2.10.4	การใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	29
2.11	การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์.....	30
2.12	การศึกษาสมมูลมวล.....	37
2.12.1	การทำสมมูลมวลซีโอดี	37
2.12.2	การทำสมมูลมวลไนโตรเจน.....	39
2.13	การศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์	41
2.13.1	การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์.....	41

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.13.2 วิธีวัดการหายใจ.....	42
2.14 การกระจายตัวของขนาดโมเลกุลในน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง	45
2.15 เหตุผลของการศึกษา	47
2.15.1 ความต้องการระบบ Downflow Hanging Sponge	47
2.15.2 ความต้องการทำงานร่วมกันของเชื้อราและแบคทีเรีย.....	48
2.15.3 การออกแบบชุดการทดลอง.....	49
3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	50
3.1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง	50
3.2 การเลี้ยงและปรับสภาพเชื้อ	53
3.2.1 การเลี้ยงเชื้อ	53
3.2.2 การปรับสภาพเชื้อ	54
3.3 การติดตั้งระบบ DHS	55
3.3.1 ตัวกลางฟองน้ำ.....	55
3.3.2 ถังปฏิกรณ์ระบบ DHS.....	56
3.4 การศึกษาลักษณะทางจุลศาสตร์ของระบบ DHS โดยใช้วิธีการศึกษาสารติดตาม.....	58
3.5 การศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์	59
3.6 การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์.....	62
3.7 การทำสมดุลมวลชีโอดีและไนโตรเจน	64
3.8 การศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุล	65
3.9 การศึกษาลักษณะตะกอน	65
3.9.1 การศึกษาสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์	65
3.10 การเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์.....	65
4 ผลการศึกษาและการอภิปรายผล.....	68
4.1 ลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์.....	68
4.2 ผลการเลี้ยงและปรับสภาพเชื้อ	68
4.2.1 การกำจัดชีโอดี	69
4.2.2 การเพิ่มปริมาณเชื้อ	69

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

4.3	ผลการศึกษาสารติดตาม	71
4.4	การบำบัดน้ำเสียของระบบ DHS	73
4.4.1	พีเอช	73
4.4.2	การกำจัดของแข็งแขวนลอย	75
4.4.3	การกำจัดสารอินทรีย์	76
4.4.4	การกำจัดไนโตรเจน	80
4.5	สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ	84
4.6	สมดุลมวลสารอินทรีย์และไนโตรเจน	87
4.6.1	การสะสมของซีโอดีและไนโตรเจนในตะกอน	87
4.6.2	การสมดุลมวลสารซีโอดีและไนโตรเจน	88
4.6.3	การสมดุลมวลสารไนโตรเจน	91
4.6.4	แนวโน้มการเกิดดีไนตริฟิเคชันในระบบ	92
4.7	ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์	93
4.8	การกระจายตัวของขนาดโมเลกุล	96
4.9	ลักษณะตะกอน	101
4.9.1	การศึกษาสาร โพลีเมอร์ภายนอกเซลล์	102
5	สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ	105
5.1	สรุปผลการศึกษา	105
5.1.1	ศักยภาพของระบบ DHS	105
5.1.2	การศึกษาการกระจายตัวของขนาดโมเลกุล	107
5.2	ข้อเสนอแนะ	108
	รายการอ้างอิง	109
	ภาคผนวก	
	ภาคผนวก ก. ข้อมูลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์	116
	ภาคผนวก ข. ข้อมูลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน	120
	ภาคผนวก ค. ข้อมูลการศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์	124

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

ภาคผนวก ง. ข้อมูลการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	126
ภาคผนวก จ. ข้อมูลการศึกษาลักษณะตะกอน	130
ภาคผนวก ฉ. ข้อมูลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลสารอินทรีย์.....	134
ภาคผนวก ช. บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา.....	138
ประวัติผู้เขียน.....	143



สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1	แสดงลักษณะน้ำเสียที่ออกจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง.....6
2.2	ข้อดีข้อเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแต่ละประเภท7
2.3	เปรียบเทียบระบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ.....8
2.4	ลักษณะของน้ำทิ้งของระบบ UASB จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง19
2.5	ประสิทธิภาพการเติมอากาศของระบบ DHS19
2.6	ศักยภาพของระบบ FDHS และ BDHS.....20
2.7	สรุปการบำบัดน้ำเสียชุมชนของการทำงานร่วมกันของระบบบำบัดน้ำเสีย UASB และระบบ DHS22
2.8	คุณภาพน้ำทิ้งและประสิทธิภาพของการทำงานร่วมกันของระบบ UASB และระบบบำบัดขั้นหลังชนิดต่าง ๆ เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน23
2.9	ค่าใช้จ่ายของระบบบำบัด UASB ที่ทำงานร่วมกับระบบบำบัดขั้นหลังชนิดต่าง ๆ24
2.10	ประเภทของสารอินทรีย์แบ่งโดยการแยกด้วยเมมเบรน.....46
3.1	ส่วนประกอบในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์.....52
3.2	พารามิเตอร์ควบคุมในขั้นตอนการเพิ่มจำนวนและปรับสภาพของเชื้อรา.....55
3.3	ลักษณะและสมบัติของตัวกลางฟองน้ำ.....55
3.4	การควบคุมการเดินระบบ DHS57
3.5	เงื่อนไขในการควบคุมการสีกาอัตราการจับใช้ออกซิเจน.....59
3.6	พารามิเตอร์และวิธีในการวิเคราะห์.....67
4.1	ลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษา.....69
4.2	ผลการศึกษาดูตามในระบบ DHS72
4.3	ภาวะบรรทุกของระบบ DHS73
4.4	แสดงศักยภาพของระบบ DHS74
4.5	แสดงศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ DHS78
4.6	ศักยภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS.....82
4.7	ผลการศึกษาลัดส่วนซีโอดี.....85
4.8	แสดงปริมาณมวลสารของค่าไนโตรเจนและไนโตรเจนที่ถูกดูดซึมเข้าสู่เซลล์89

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.9 สมดุลมวลซีโอดีในระบบ DHS.....	90
4.10 สมดุลมวลไนโตรเจนในระบบ DHS.....	92
4.11 แนวโน้มการเกิดดีไนตริฟิเคชันในระบบ DHS.....	93
4.12 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	95
4.13 ผลการศึกษาลักษณะตะกอน.....	102
4.14 ผลการศึกษาสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์.....	103



สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	แผนภาพการจำลองระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาของ Hein.....10
2.2	แผนภาพการจำลองระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาของ Mai.....11
2.3	แผนภาพระบบบำบัดน้ำเสียของบริษัทเจเนอรัลสตาร์ช จำกัด และ บริษัท สีม่าอินเตอร์โปรดักส์ จำกัด.....11
2.4	ลักษณะของระบบ DHS.....14
2.5	วัฏจักรคาร์บอน30
2.6	รูปแบบการย่อยสลายทางชีวภาพในการบำบัด32
2.7	แบบจำลองการย่อยสลายชีวมวลและการลดลงของซีโอดีแบบดั้งเดิม34
2.8	แผนผังแสดงแนวทางการสลายตัว/การแตกตัวของเซลล์ต่อการเกิดเซลล์ใหม่ ของแบบจำลองการย่อยสลายชีวมวลและการลดลงของซีโอดี34
2.9	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Vollertsen and Hvitved-Jacobsen35
2.10	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Cristain Kohler.....35
2.11	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Gavala, Angelidaki, and Ahring36
2.12	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Dumuty, Zaritzky, and Gonzalez36
2.13	ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่อ หน่วยจุลินทรีย์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์.....42
2.14	ชุดการทดลองการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอยูอาร์43
3.1	แสดงรายละเอียดในแต่ละขั้นตอนของการศึกษานี้.....51
3.2	ขั้นตอนการเลี้ยงและการเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์เพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS53
3.3	ขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS54
3.4	ลักษณะถึงปฏิกรณ์ของระบบ DHS ทั้ง 3 ชุดการทดลอง.....57
3.5	ชุดการทดลองวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอยูอาร์.....60
3.6	ขั้นตอนการทดลองการวัดการหายใจ.....61
3.7	แผนผังองค์ประกอบของการหาสัดส่วนสารอินทรีย์63
4.1	การกำจัดซีโอดีและอัตราส่วนสารอาหารต่อจุลินทรีย์เชื้อรา.....70
4.2	ความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยระหว่างการปรับสภาพของเชื้อรา.....70

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.3	72
4.4	78
4.5	79
4.6	79
4.7	83
4.8	83
4.9	86
4.10	86
4.11	87
4.12	97
4.13	97
4.14	98
4.15	100
4.16	100
4.17	101

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียชนิดตรึงฟิล์ม (Attached growth processes) มีหลักการคล้ายระบบโปรยกรอง (Trickling filter) แต่ใช้วัสดุตัวกลางในชั้นกรองเป็นฟองน้ำ (Polyurethane Foam) ทำให้สามารถกักเก็บตะกอนไว้ในระบบได้สูงกว่าระบบโปรยกรองทั่วไป (Tawfik, Machdar, Uemurs, Ohashi and Harada, 2006a; Tawfik, El-Gohary, Ohashi and Harada, 2006b; Metcalf and Eddy, 2003) ระบบ DHS ถูกพัฒนาขึ้นโดยทีมนักวิจัยชาวญี่ปุ่นตั้งแต่ปีพ.ศ. 2534 (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 1997; Araki, Ohashi, Mechdar and Harada, 1999; Machdar, Sekiguchi, Sumino and Harada, 2000; Uemura et al., 2002; Tandukar, Uemura, Machdar, Ohashi and Harada, 2005; Tawfik et.al., 2006a; Tawfik et.al., 2006b; Chuang, Ohashi, Imashi, Tandukar and Harada, 2007) เพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลัง (Post Treatment System) ให้กับระบบบำบัดน้ำเสีย Up-flow Sludge Blanket (UASB) เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยพบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนประมาณร้อยละ 66 และร้อยละ 36 ตามลำดับ ที่ภาระบรทุกสารอินทรีย์ 0.52 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตร-วัน และภาระบรทุกไนโตรเจนเป็น 0.06 กิโลกรัมไนโตรเจนต่อลูกบาศก์เมตร-วัน (Tawfik et.al., 2006a; Tawfik et.al., 2006b) ต่อมาในการศึกษาของ Racho and Wichitsathian (2008) ได้พัฒนาระบบ DHS เพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับระบบ UASB ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังโดยการใช้เชื้อรา (Fungal Downflow Hanging Sponge, FDHS) และเชื้อแบคทีเรีย (Bacterial Downflow Hanging Sponge, BDHS) เป็นจุลชีพ โดยทำการเดินระบบ DHS เพื่อรองรับภาระบรทุกสารอินทรีย์และไนโตรเจนเท่ากับ 2.1 - 5.6 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน และ 0.28 - 0.90 กก.ไนโตรเจน/ลบ.ม.-วันตามลำดับ ซึ่งมีภาระบรทุกสารอินทรีย์และไนโตรเจนสูงกว่าการศึกษาระบบ DHS ที่ผ่านมาประมาณ 4-10 เท่า แต่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ได้เป็นอย่างดี อีกทั้ง Wichitsathian and Racho (2009) ได้ศึกษาการแยกสัดส่วนของค่าซีโอดี (COD Fraction) ในน้ำเสียที่เข้าและออกจากระบบ FDHS และ BDHS พบว่าสารอินทรีย์ชนิดแขวนลอยที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้เป็นองค์ประกอบหลักในน้ำทิ้งจากระบบ UASB แต่สามารถถูกกำจัดได้ด้วยระบบ FDHS และระบบ BDHS โดยการค้างและการสะสมในชั้นกรอง ซึ่งเมื่อเดินระบบเป็นเวลานานไม่พบการอุดตันของชั้นกรองในระบบ FDHS แสดงถึงแนวโน้มความสามารถในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ถึงในระดับสารแขวนลอยของเชื้อรา จากการทบทวนเอกสารเกี่ยวกับการใช้ระบบ FDHS และ BDHS เพื่อบำบัดน้ำเสียพบข้อจำกัดดังนี้ ระบบ FDHS มีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ได้ดี แต่ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ ส่วนระบบ BDHS สามารถ

กำจัดไนโตรเจนได้ แต่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ต้องใช้ระยะเวลาาน การศึกษานี้จึงนำระบบ FDHS และ BDHS มาทำงานร่วมกันเพื่อให้เกิดการกำจัดสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่และไนโตรเจนได้ดีภายในระบบเดียว โดยมุ่งเน้นศึกษากลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพ โดยในการศึกษาที่ผ่านมาได้ระบุว่าขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลกระทบต่อกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในทางชีวภาพเชิงซ้อน (Kommedal, Milferstedt, Bakke and Morgenroth, 2006; Leiviska et al., 2008) โดยขนาดโมเลกุลมากกว่า 10,000 ดาลตัน เช่น คาร์โบไฮเดรต และโปรตีน จุลชีพจำเป็นต้องสร้างเอนไซม์เพื่อการย่อยสารอินทรีย์ด้านนอกเซลล์ก่อนหรือที่เรียกว่ากระบวนการไฮโดรไลซิสทำให้สารอินทรีย์มีขนาดเล็กจนสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์จุลินทรีย์ได้ ดังนั้น การกระจายตัวของขนาดโมเลกุลสารอินทรีย์ในน้ำเสียจึงเป็นพารามิเตอร์หนึ่งที่สามารถระบุถึงกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างดี เมื่อนำระบบ FDHS และ BDHS มาทำงานร่วมกัน ระบบ FDHS จะทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ให้มีขนาดเล็กลง ส่งผลให้ระบบ BDHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูงขึ้น

1.2 วัตถุประสงค์

1.2.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูงด้วยระบบบรวมระหว่าง Downflow Hanging Sponge (DHS) ที่ใช้เชื้อรา (FDHS) และแบคทีเรีย (BDHS) เป็นจุลชีพ

1.2.2 เพื่อศึกษากลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพ

1.3 ขอบเขตการศึกษา

1.3.1 งานวิจัยนี้ทำการศึกษาระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) ที่อาคารเครื่องมือ 4 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนของคาร์โบไฮเดรตสูง

1.3.2 ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) ที่ใช้ในการศึกษาคั้งนี้ เป็นชนิด Random type โดยใช้จุลชีพ 2 ชนิดคือ เชื้อราเป็นจุลชีพ (Fungal Downflow Hanging Sponge, FDHS) และใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (Bacterial Downflow Hanging Sponge, BDHS)

1.3.3 การเดินระบบ DHS จะควบคุมพีเอช 4 ± 0.2 สำหรับเชื้อรา (FDHS) และควบคุมพีเอช 7 ± 0.2 สำหรับแบคทีเรีย (BDHS)

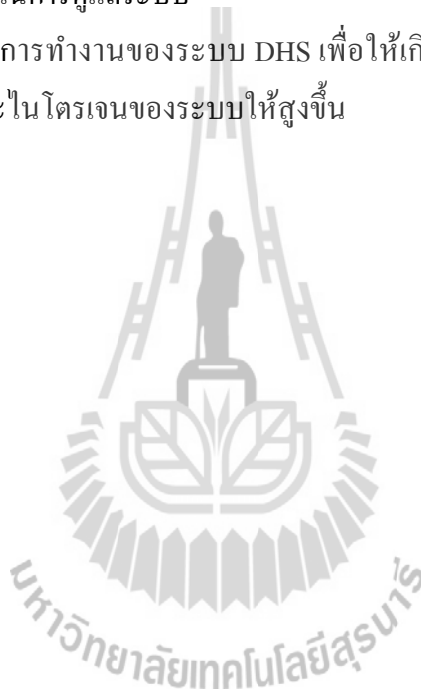
1.3.4 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี บีโอดี การกำจัดไนโตรเจน การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์ การศึกษาสมดุลมวล การศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ และกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยวิธีการกระจายตัวของขนาดโมเลกุล

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 การพัฒนาระบบการจัดการน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง ซึ่งเป็นระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนประหยัดพลังงานในการเติมอากาศ ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบน้อย ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและเดินระบบต่ำ และผลิตตะกอนส่วนเกินน้อย ซึ่งเป็นส่วนหนึ่งของกลไกในการพัฒนาการจัดการของเสียอุตสาหกรรมแบบยั่งยืน

1.4.2 การพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับระบบ UASB ซึ่งมีความสามารถในการกำจัดทั้งสารอินทรีย์และไนโตรเจนด้วยขั้นตอนการบำบัดที่ไม่ซับซ้อน จึงไม่ต้องการบุคลากรที่มีความชำนาญสูงในการดูแลระบบ

1.4.3 การศึกษากลไกการทำงานของระบบ DHS เพื่อให้เกิดความเข้าใจและการพัฒนาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนของระบบให้สูงขึ้น



บทที่ 2

ปรัทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 อุตสาหกรรมที่ก่อให้เกิดน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง

น้ำเสียส่วนใหญ่ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปของโปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน ร้อยละ 40-60 ร้อยละ 25-50 และร้อยละ 10 ตามลำดับ (Confer and Logan, 1997a; 1997b) แต่อุตสาหกรรมที่ก่อให้เกิดน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง ส่วนใหญ่จะเป็นอุตสาหกรรมเกี่ยวกับการแปรรูปพืชที่มีลักษณะผลเป็นหัว เช่น มันสำปะหลัง อุตสาหกรรมผลิตน้ำตาล อุตสาหกรรมผลิตเส้นก๋วยเตี๋ยว เป็นต้น โดยอุตสาหกรรมดังกล่าวจะกำเนิดน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบของคาร์โบไฮเดรตสูง หากไม่มีกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่สามารถปรับปรุงคุณภาพน้ำให้มีคุณภาพดีพอที่จะปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติได้ อาจก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมตามมา

2.1.1 อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังเป็นอุตสาหกรรมแปรรูปการเกษตรที่มีความสำคัญต่อเศรษฐกิจของประเทศไทยมาเป็นเวลานาน เนื่องจากมันสำปะหลังเป็นพืชที่ปลูกได้ง่าย มีศัตรูพืชรบกวนน้อย มีความทนทานต่อความไม่แน่นอนของสภาพดินฟ้าอากาศเป็นอย่างดี นอกจากนี้ยังมีฤดูปลูกและฤดูการเก็บเกี่ยวไม่จำกัด ในปัจจุบันอุตสาหกรรมแปรรูปมันสำปะหลังในประเทศไทย สามารถแบ่งออกได้ 3 ประเภท ได้แก่ อุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังชนิด แป้งดิบ (Native starch) อุตสาหกรรมผลิตแป้งและอุตสาหกรรมผลิตแป้งแปรรูป แต่อุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังชนิดแป้งดิบเป็นอุตสาหกรรมที่มีการใช้น้ำสูงและกำเนิดน้ำเสียที่มีความสกปรกสูง (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2540) น้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ส่วนใหญ่เกิดจากกระบวนการผลิตในขั้นตอนการล้างรากมัน และขั้นตอนการสกัดแป้งหลัก ซึ่งน้ำเสียจากกระบวนการล้างประกอบด้วยสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลัก ส่วนน้ำเสียที่ออกจากกระบวนการสกัดแป้งมีสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลัก ส่วนน้ำเสียรวมที่ออกจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังจะมีค่าความเป็นกรดสูง และมีคาร์โบไฮเดรตเป็นองค์ประกอบหลัก หากปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ จะก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมตามมา

2.1.2 อุตสาหกรรมผลิตน้ำตาล

น้ำตาลมีความสำคัญต่อประเทศไทย เนื่องจากเป็นสินค้าส่งออกอันดับที่ 3 รองจากข้าวและมันสำปะหลัง ซึ่งเป็นวัตถุดิบหลักในการผลิตน้ำตาลมีความสำคัญต่อมนุษย์ในด้านการใช้เป็นอาหาร โดยในกระบวนการผลิตน้ำตาลความต้องการใช้น้ำสูง โดยน้ำตาล 1 ตันต้องการใช้น้ำสะอาดประมาณ 20 ลูกบาศก์เมตร (Zver and Glavic, 2005) เป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียขนาดใหญ่ โดยกระบวนการผลิตที่มีการใช้น้ำปริมาณมาก ได้แก่ กระบวนการล้างวัตถุดิบและขั้นตอนการสกัด ซึ่งน้ำเสียที่ออกมาจากกระบวนการผลิตจะมีปริมาณสารปนเปื้อนสูง ซึ่งองค์ประกอบหลักในน้ำเสียมีคาร์โบไฮเดรตค่อนข้างสูง

2.1.3 อุตสาหกรรมผลิตเส้นก๋วยเตี๋ยว

การผลิตก๋วยเตี๋ยวในประเทศไทยเป็นการรองรับความต้องการของผู้บริโภคภายในประเทศเป็นหลัก โดยทั่วไปการผลิตเส้นก๋วยเตี๋ยวเป็นอุตสาหกรรมขนาดเล็กและขนาดกลาง เพื่อจัดจำหน่ายในท้องถิ่น สำหรับโรงงานขนาดใหญ่จะมีพื้นที่การจำหน่ายที่กว้างขึ้นทั้งภายในประเทศและต่างประเทศ โดยของเสียที่เกิดขึ้นจากการผลิตเส้นก๋วยเตี๋ยวเกิดจากขั้นตอนต่าง ๆ ดังนี้ ของเสียจากขั้นตอนการเตรียมวัตถุดิบ จากการผลิตก๋วยเตี๋ยว จากกระบวนการล้าง จะก่อให้เกิดน้ำเสียที่มีส่วนประกอบของคาร์โบไฮเดรตสูง กระบวนการผลิตเส้นก๋วยเตี๋ยวใช้แป้งเป็นวัตถุดิบหลัก เมื่อศึกษาลักษณะทางกายภาพของเส้นก๋วยเตี๋ยวแล้วพบแป้งเป็นองค์ประกอบถึงร้อยละ 75 (Hong T., Zai-Gui L. and Bin T., 2009) มีการใช้น้ำสะอาดในกระบวนการผลิต จึงเป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูงอีกแหล่งหนึ่ง

2.1.4 อุตสาหกรรมเบียร์

อุตสาหกรรมผลิตเบียร์นับว่าเป็นอุตสาหกรรมที่มีความสำคัญ ซึ่งเป็นเครื่องดื่มที่มีผู้บริโภคเป็นอันดับที่ 5 รองจากชา น้ำอัดลม นมและกาแฟ (Abass .O., 2012) และเป็นอุตสาหกรรมที่มีความต้องการน้ำสูงในกระบวนการผลิต ซึ่งเบียร์ 1 ลิตรต้องการน้ำที่ป้อนเข้าสู่กระบวนการผลิตถึง 4-10 ลิตร (Geoffrey S., John C., Sunny L., Evans M. and Sehliselo N., 2011) น้ำเสียที่ออกจากอุตสาหกรรมเบียร์มีสารอินทรีย์ปนเปื้อนสูง โดยสารอินทรีย์ดังกล่าวจะอยู่ในรูปของ น้ำตาล แป้ง เอทานอล กรดไขมันระเหยง่าย เป็นต้น (Luc F., Pascal B. and Geores, 2006) โดยมีลักษณะน้ำเสียดังตารางที่ 2.1 จากองค์ประกอบของน้ำเสียจะพบว่ามีส่วนประกอบของคาร์โบไฮเดรตเป็นหลัก ซึ่งหากปล่อยสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

ตารางที่ 2.1 แสดงลักษณะน้ำเสียที่ออกจากอุตสาหกรรมเป็งมันสำปะหลัง

พารามิเตอร์/ กระบวนการ	อุตสาหกรรมเป็งมันสำปะหลัง			อุตสาหกรรม น้ำตาล	อุตสาหกรรม กล้วยเดี่ยว	อุตสาหกรรมเบียร์	
	3.8-4.5	-	4.2-7.0			6.5	3 - 12
pH	3.8-4.5	-	4.2-7.0	6.0 – 9.0	6.0 – 9.0	6.5	3 - 12
TSS (g/L)	2.2-4.0	2.5-7.8	0.2-5.5	5.0-5.5	2.0 – 3.0	0.5	2.9 - 3.0
COD _t (g/L)	13.5-25.0	4.0-27.3	2.9-26.2	2.3 – 8.0	4.5 – 7.5	1.25	2.0 – 6.0
COD _f (g/L)	10.4-24.5	-	2.5-15.4	-	-	-	-
BOD ₅ (g/L)	-	2.4-13.7	-	1.7 – 6.6	2.4 – 4.8	-	1.2 - 3.6
TKN (mg/L)	85.0-250.0	59.6-297.9	0.2-1.0	0.1	0.3 – 1.2	-	0.02 – 0.08
Org-N (mg/L)	-	-	-	-	-	0.024	-
NH ₃ -N	-	-	0.05-0.155	-	-	0.016	-
Total P	-	41.0-235.0	0.05-0.385	-	-	-	-
Ortho-PO ₄ ⁻	25.0-48.0	-	-	-	-	-	0.01 -0.05
CN ⁻ (mg/L)	10.0	-	-	-	-	-	-
BOD:COD	-	0.5	-	-	-	-	0.6
อ้างอิง	Annachhatre and Amatya (2000)	Reampim (2002)	Vladimir (2002)	Zver and Glavic (2005)	Zver and Glavic (2005); Hong T., Zai-Gui L. and Bin T., (2009)	Abass .O. (2012)	Geoffrey S., John C., Sunny L., Evans M. and Sehliselo N., (2011)

2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง

อุตสาหกรรมที่ก่อให้เกิดน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง ส่วนมากจะเป็นอุตสาหกรรมแปรรูปพืชผลทางการเกษตร ซึ่งน้ำเสียจากกระบวนการผลิตนั้นจะมีปริมาณความสกปรก สารปนเปื้อนสูง ทั้งในส่วนของสารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งและสารอินทรีย์ละลาย โดยระบบบำบัดน้ำเสียที่ได้รับความนิยมแบ่งออกเป็น 3 ประเภทด้วยกัน 1) กระบวนการทางกายภาพ 2) กระบวนการทางชีวภาพ และ 3) กระบวนการทางชีวภาพ ซึ่งกระบวนการทางชีวภาพเป็นกระบวนการที่ได้รับความนิยมเนื่องจากสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ในปริมาณสูง ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบต่ำ ซึ่งระบบบำบัดทางชีวภาพก็แบ่งออกลักษณะการบำบัด โดยแสดงข้อดีข้อเสียในแต่ละกระบวนการดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ข้อดี ข้อเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแต่ละประเภท

(Geoffrey et al., 2011; Abass .O., 2012)

ประเภทระบบบำบัด		ข้อดี	ข้อเสีย
ระบบน้ำ	Stabilization lagoons	- ต้นทุนต่ำ - ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ และซ่อมบำรุงต่ำ - จำนวนผู้ดูแลระบบต่ำ	- ต้องการพื้นที่ก่อสร้างสูง - เกิดกลิ่นรบกวน
	Aerated lagoons	- ต้นทุนต่ำ - ต้องการพื้นที่ก่อสร้างต่ำ - เกิดกลิ่นเล็กน้อย	- ต้องการเครื่องมือในการเติมอากาศ - น้ำเสียที่ออกจากระบบมีปริมาณของแข็งแขวนลอยสูง
ระบบพื้นดิน	Septic tanks	- สามารถใช้ส่วนบุคคลได้ - ดูแลรักษาง่าย - สามารถสร้างในชนบทได้	- ประสิทธิภาพในการกำจัดต่ำ - ต้องการบ่อบำบัดน้ำเสีย - ต้องกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้น
	Constructed wetland	- กำจัดของแข็งได้ถึงร้อยละ 70 - ต้นทุนต่ำ - ค่าใช้จ่ายการดูแลรักษาระบบต่ำ	- อยู่ในขั้นการศึกษาทดลอง - การกำจัดพืชหลังการบำบัด - ค่าใช้จ่ายการดูแลรักษาระบบต่ำ
ระบบเครื่องกล	Filtration systems	- ต้องการพื้นที่ในการก่อสร้างต่ำ - ต้นทุนต่ำ - เดินระบบง่าย	- ต้องการเครื่องมือในการเดินระบบ
	Vertical biological reactor	- มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง - ความต้องการพื้นที่ต่ำ - สามารถใช้ในเมืองขนาดเล็กได้	- มีราคาสูง ต้องการพลังงานสูง - เทคโนโลยีมีความซับซ้อน - ผู้เดินระบบต้องมีความชำนาญ
	Activated sludge	- มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง - ความต้องการพื้นที่ต่ำ - สามารถใช้ในเมืองขนาดเล็กได้	- มีราคาสูง ต้องการพลังงานสูง - ผู้เดินระบบต้องมีความชำนาญ - ต้องกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้น

เนื่องจากน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตเป็นน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์สูง หากใช้ระบบเดิมอากาศต้องใช้พลังงานในการเติมอากาศปริมาณสูง ดังนั้นระบบไร้อากาศ ซึ่งเป็นระบบที่ประหยัดพลังงานและได้พลังงานเป็นผลพลอยได้อีกด้วย จึงเป็นระบบที่ได้รับความนิยมในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมประเภทนี้ แสดงการเปรียบเทียบระบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศดังตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 เปรียบเทียบระบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ

คุณสมบัติ	ระบบใช้อากาศ	ระบบไม่ใช้อากาศ
การใช้พลังงาน	สูง	ต่ำ
การผลิตพลังงาน	ไม่สามารถผลิตได้	สามารถผลิตได้
ผลิตตะกอนชีวภาพ	สูง	ต่ำ
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	90-98	70-85
การกำจัดสารอาหารในน้ำเสีย	สูง	ต่ำ
พื้นที่ในการก่อสร้างระบบ	สูง	ต่ำ
การเดินระบบ	เดินระบบยาก	เดินระบบง่าย

2.3 ข้อจำกัดของระบบไร้อากาศ

ระบบบำบัดทางชีวภาพแบบไร้อากาศมีศักยภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูง ๆ ได้ดี แต่ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมที่มีคาร์โบไฮเดรตปนเปื้อนให้มีคุณภาพผ่านมาตรฐานตามที่กฎหมายกำหนด ดังนั้นจึงต้องมีระบบบำบัดขั้นหลัง (Post treatment) มารองรับน้ำทิ้งเพื่อปรับปรุงคุณภาพคุณภาพให้ผ่านเกณฑ์มาตรฐานที่กฎหมายกำหนดและ ไม่ก่อผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม โดยหน้าที่หลักของระบบบำบัดขั้นหลังคือกำจัดสารอินทรีย์ที่หลงเหลืออยู่ในน้ำทิ้งออกจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศ กำจัดมลพิษที่ปนเปื้อนในน้ำเสียที่ระบบบำบัดแบบไร้อากาศไม่สามารถกำจัดออกไปได้ เช่น สารอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) สิ่งมีชีวิตที่ทำให้เกิดโรค (ไวรัส แบคทีเรีย โปรโทซัว และ หนอนพยาธิ) (Chernicharo, 2006)

2.3.1 ข้อจำกัดเกี่ยวกับสารอินทรีย์

ระบบบำบัดแบบไร้อากาศในกรณีที่ไม่มียูนิทบำบัดขั้นต้นไม่สามารถบำบัดน้ำเสียให้มีคุณภาพที่หน่วยงานด้านสิ่งแวดล้อมกำหนดไว้ จึงต้องมีระบบแบบใช้อากาศมารองรับน้ำทิ้งจากระบบไร้อากาศในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง เพื่อให้สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในโตรเจน และสารปนเปื้อนในน้ำเสียให้มีคุณภาพตามเกณฑ์มาตรฐานที่กฎหมายกำหนด

2.3.2 ข้อจำกัดเกี่ยวกับไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

การปล่อยสารอาหารลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ เป็นสาเหตุของการเพิ่มปริมาณพืช สาหร่ายในแหล่งน้ำธรรมชาตินั้น ก่อให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันตามมา พืชและสาหร่ายจะใช้ออกซิเจนจาก

แหล่งน้ำ ทำให้ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมีปริมาณลดลง โดยแอมโมเนีย 1 กิโลกรัมที่ถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำนั้นต้องใช้ใช้ออกซิเจนถึง 4.0 กิโลกรัมของออกซิเจนละลายน้ำ (Grady et al., 1999) ซึ่งระบบบำบัดแบบไร้อากาศมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ค่อนข้างสูง แต่ไม่สามารถกำจัดสารอาหารได้ (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) เมื่อพิจารณาสัดส่วนของ N/COD และ P/COD แล้ว พบว่ามีค่าสูงมาก ระบบบำบัดไร้อากาศสามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้ร้อยละ 50 ถึงร้อยละ 70 ดังนั้นจึงต้องมีระบบบำบัดขั้นหลังมาเพื่อกำจัดสารอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) ออกจากน้ำเสีย เพื่อให้สามารถปล่อยสู่แหล่งน้ำธรรมชาติแล้วไม่เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม (Chernicharo, 2006)

2.3.3 ข้อจำกัดทางจุลชีววิทยา

จากการศึกษาที่ผ่านมามีพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศสามารถกำจัดฟีคัล โคลิฟอร์ม (Fecal coliforms) ไวรัส โปรโตซัวได้ปริมาณน้อย ซึ่งหากปล่อยน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนแบคทีเรียเหล่านี้ ออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ จะส่งผลกระทบต่อผู้อุปโภค บริโภคน้ำที่ปนเปื้อน ดังนั้นจึงต้องมีระบบบำบัดขั้นหลังรองรับเพื่อกำจัดแบคทีเรียเหล่านี้ เพื่อป้องกันอันตรายและโรคที่จะเกิดขึ้นกับมนุษย์

2.4 ข้อดีของการใช้ระบบบำบัดแบบไร้อากาศและใช้อากาศร่วมกัน

เมื่อเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไปที่ประกอบด้วยถังตกตะกอนร่วมกับระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศและสามารถแทนได้ด้วยระบบ UASB เพียงระบบเดียว โดยระบบ UASB มีข้อดีดังนี้ (Chernicharo, 2006)

1) ระบบ UASB ระบบเดียวสามารถทำงานแทนถังตกตะกอนขั้นต้น (Primary sedimentation tanks) ถังทำขึ้น (Sludge thickeners) และถังย่อยแบบใช้อากาศ (Anaerobic digesters) เนื่องจากระบบ UASB สามารถทำตะกอนให้ขึ้นและการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้พร้อมกันภายในระบบ

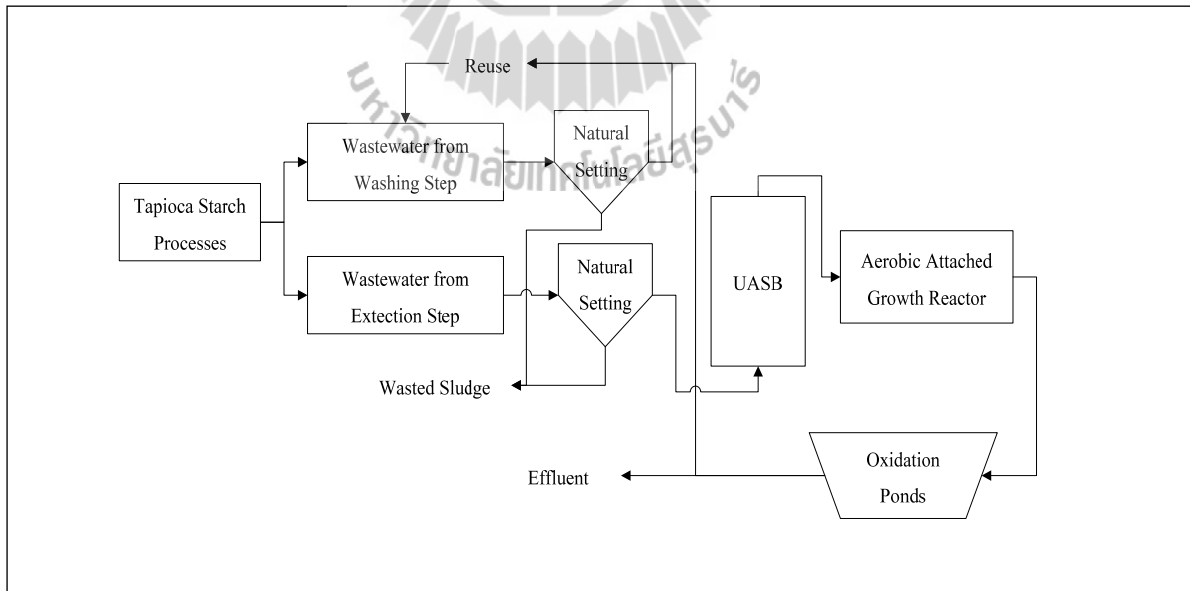
2) การทำงานร่วมกันของระบบไร้อากาศและระบบใช้อากาศในการบำบัดน้ำเสีย ใช้พลังงานในการเติมอากาศน้อยกว่าระบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) ซึ่งพลังงานที่ใช้ในการเติมอากาศในการเดินระบบส่งผลโดยตรงต่อค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ ทำให้การทำงานร่วมกันของระบบไร้อากาศและระบบใช้อากาศ

3) ผลิตตะกอนในปริมาณน้อย การทำงานร่วมกันของระบบไร้อากาศและระบบใช้อากาศเกิดปริมาณตะกอนน้อยกว่าในระบบบำบัดแบบใช้อากาศเพียงอย่างเดียว

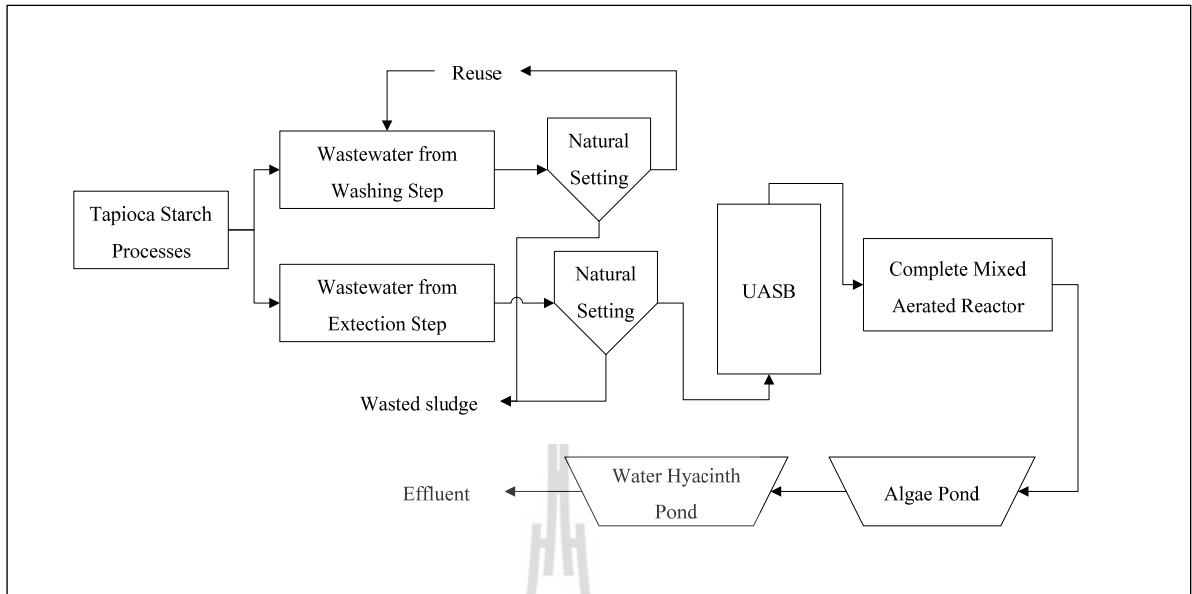
4) ค่าก่อสร้างระบบ ค่าใช้จ่ายก่อสร้างระบบ UASB ร่วมกับระบบบำบัดแบบใช้อากาศมีค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างประมาณร้อยละ 50-80 ของระบบบำบัดแบบใช้อากาศ นอกจากนี้การทำงานร่วมกันระหว่างระบบไร้อากาศและระบบใช้อากาศก่อให้เกิดตะกอนในปริมาณน้อย และใช้พลังงานในการเดินระบบที่ต่ำ ซึ่งสามารถลดต้นทุนในการเดินระบบและการบำรุงรักษาได้ถึงร้อยละ 40-50

2.5 ทางเลือกสำหรับระบบบำบัดขั้นหลังเพื่อเพิ่มคุณภาพน้ำทิ้ง

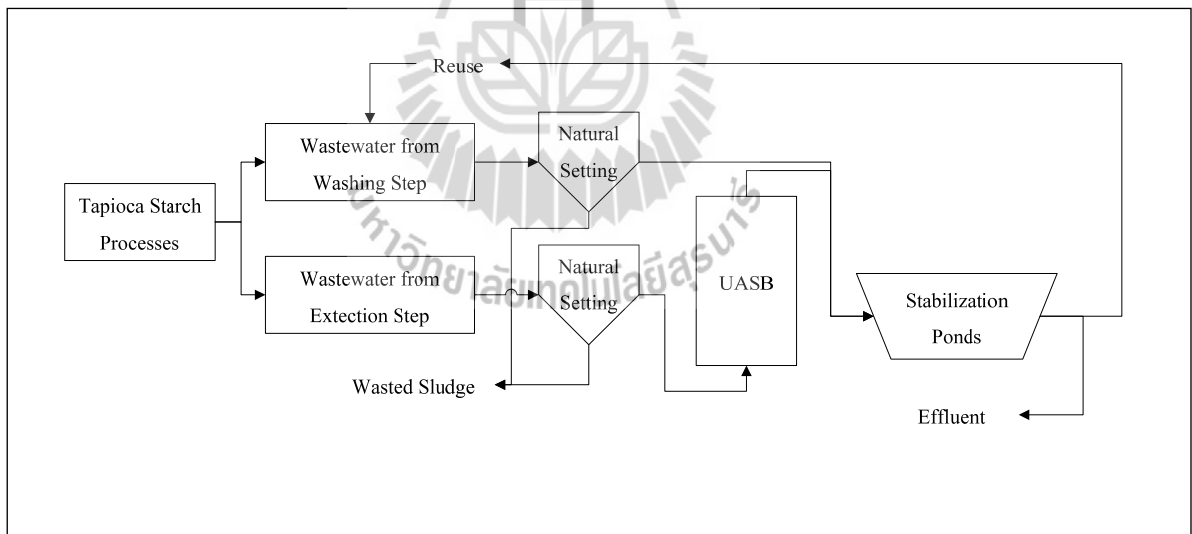
น้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง ระบบบำบัดน้ำเสียเพียงระบบเดียวไม่เพียงพอที่จะลดสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้มีปริมาณต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งที่กฎหมายกำหนดได้ ในการศึกษาของ Hein et. al. (1999) ได้จำลองระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังให้มีขนาดเท่ากับขนาดทดลอง (Laboratory scale) ดังแสดงตามแผนภาพในรูปที่ 2.1 ประกอบด้วยถังตกตะกอนเบื้องต้น ตามด้วยระบบ UASB และถังเติมอากาศแบบฟิล์มตรึง (Aerobic attached growth reactor) พบว่าสามารถลดค่าซีโอดีจาก 11,077-19,083 มิลลิกรัมต่อลิตร ให้มีค่าต่ำกว่า 87 มิลลิกรัมต่อลิตร จากนั้นส่งน้ำเสียไปพักที่บ่อฝิ่ง (Oxidation Ponds) เพื่อปรับสภาพเป็นระยะเวลา 12-20 วัน หลังจากนั้นจึงนำน้ำไปใช้เพื่อการเกษตร ในการศึกษาของ Mai et. al. (2004) แสดงดังรูปที่ 2.2 ใช้ระบบ UAF เพื่อเป็นระบบบำบัดเบื้องต้นในการกำจัดค่าสารแขวนลอยก่อนจะเข้าสู่ระบบ UASB ตามด้วยระบบเติมอากาศและบ่อฝิ่ง และจากการศึกษาของ Patcharin Racho (2009) ได้สำรวจโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังในจังหวัดนครราชสีมาจำนวน 2 โรงงาน ได้แก่ บริษัท เจเนอรัลสตาร์ช จำกัดและบริษัท สีมาอินเตอร์ โปรดักส์ จำกัดดังแสดงในรูปที่ 2.3 ประกอบด้วยถังตกตะกอน ระบบ UASB และตามด้วยบ่อฝิ่ง จากการทบทวนเอกสารที่ผ่านมาพบว่าในการบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูงต้องมีระบบบำบัดน้ำเสียมากกว่า 1 ระบบทำงานร่วมกัน จึงจะสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ



รูปที่ 2.1 แผนภาพการจำลองระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาของ Hein et.al. (1999)



รูปที่ 2.2 แผนภาพการกำจัดระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาของ Mai et.al. (2004)



รูปที่ 2.3 แผนภาพระบบบำบัดน้ำเสียของบริษัท เจเนอรัลสตาร์ช จำกัด
และบริษัท สีมานเตอร์โปรดักส์ จำกัด

2.6 ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS)

ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) เป็นระบบที่มีการพัฒนาอย่างต่อเนื่องเป็นเวลากว่าสิบปี โดยกลุ่มวิจัยของมหาวิทยาลัย Nagaoka University of Technology โดยการนำของศาสตราจารย์ Harada ได้คิดค้นระบบ DHS ขึ้นมา ซึ่งเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารที่คงเหลือในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ได้ดี นอกจากนี้ยังเป็นระบบที่มีโครงสร้าง และการเดินระบบที่ง่าย จากการศึกษาการทำงานร่วมกันของระบบ UASB และ DHS เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยมีการพัฒนาระบบอย่างต่อเนื่อง (Agrawal et.al., 1997; Machdar et.al., 1997; Araki et.al., 1999; Mechdar et.al., 2000; Uemura et.al., 2002; Tandukar et.al., 2005; Tadukar, Machdar, Uemura, Ohashi and Harada, 2006a; Tadukar, Uemura, Ohashi and Harada, 2006b; Tawfik et.al., 2006a; Tawfik et.al., 2006b; Chuang et.al., 2007) ประกอบกับมีการประยุกต์ใช้ระบบ DHS ในการบำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB ของอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง (Racho and Wichitsathian, 2008; Wichitsathian and Racho, 2009) พบประสิทธิภาพของระบบ DHS ในการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนได้ดี จึงเป็นระบบที่น่าสนใจที่จะใช้เป็นระบบบำบัดขั้นหลัง สำหรับบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง

2.6.1 หลักการของระบบ Downflow Hanging Sponge

ระบบ DHS เป็นระบบน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนที่ไม่ต้องการพลังงานจากภายนอก เพื่อการเติมอากาศ โดยมีหลักการคล้ายกับระบบโปรยกรอง (Trickling filter) ใช้ฟองน้ำเป็นตัวกลาง (Polyurethane foam media) ซึ่งฟองน้ำเป็นวัสดุที่มีช่องว่าง (Void space) มากกว่าร้อยละ 90 ทำให้สามารถกักจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้มากขึ้น ส่งผลให้เวลาในการกักตะกอน (SRT) สูงตามไปด้วย การเติมอากาศของระบบ DHS เกิดเนื่องจากการที่น้ำเสียไหลผ่านตัวกลางฟองน้ำที่ลอยอยู่ในอากาศ ทำให้น้ำเกิดกระบวนการกระจายตัวและมีการถ่ายเทมวลของออกซิเจนลงสู่ น้ำ จึงเป็นการเติมอากาศโดยไม่ต้องใช้พลังงาน นอกจากนี้ Araki et al. (1999) ศึกษาพื้นที่การเกิดปฏิกิริยาของระบบ DHS พบว่ามีพื้นที่การเกิดปฏิกิริยา 2 ส่วน ได้แก่ 1) พื้นที่ที่มีออกซิเจน (Aerobic zone) ตั้งแต่บริเวณด้านบนของตัวกลางฟองน้ำไปจนถึงส่วนที่ลึกลงไปประมาณ 0.75 เซนติเมตร และ 2) บริเวณที่เป็นแบบกึ่งมีออกซิเจน (Anoxic zone) บริเวณที่ลึกลงไปประมาณ 0.75 เซนติเมตร จึงทำให้ระบบ DHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยแบคทีเรียในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (Aerobic heterotrops) และสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification-Denitrification)

2.6.2 การพัฒนาระบบ Downflow Hanging Sponge

การศึกษาระบบ DHS ได้เริ่มมากกว่า 10 ปี มีการพัฒนา ปรับเปลี่ยนรูปร่างและการจัดวางตัวกลางฟองน้ำที่ต่างกัน เพื่อให้เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนได้ดี โดยเริ่มแรกเป็นการดัดแปลงเพื่อให้เกิดรูปแบบใหม่ ที่สามารถทำได้ง่าย ราคาต่ำ และสามารถนำไปใช้งานได้จริง โดยการพัฒนาระบบ DHS มีรายละเอียดในการพัฒนาค้างนี้

1) ระบบ DHS ชนิดแรกมีชื่อเรียกว่า Cube type หรือ first generation DHS แสดงดังรูปที่ 2.4 (ก) เป็นชนิดแรกของระบบ DHS ที่เกิดขึ้น เป็นระบบที่ใช้ฟองน้ำเป็นลูกบาศก์แขวนอย่างอิสระอยู่ในอากาศ (Agrawal et al., 1997; Mechdar et al., 1997) พบว่าระบบสามารถเกิดการกำจัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนได้ดี ซึ่งสามารถประยุกต์ใช้เป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB ได้ แต่อย่างไรก็ตามก็เป็นการยากที่จะนำระบบ DHS ชุดนี้ไปใช้งานจริง

2) ระบบ DHS ที่ได้รับการพัฒนาต่อมาคือชนิด Curtain type (Mechdar et al., 2000) ระบบ DHS ชนิดมีการจัดวางตัวกลางให้เป็นแผงต่อกันมีลักษณะคล้ายแผ่นกระดาษ

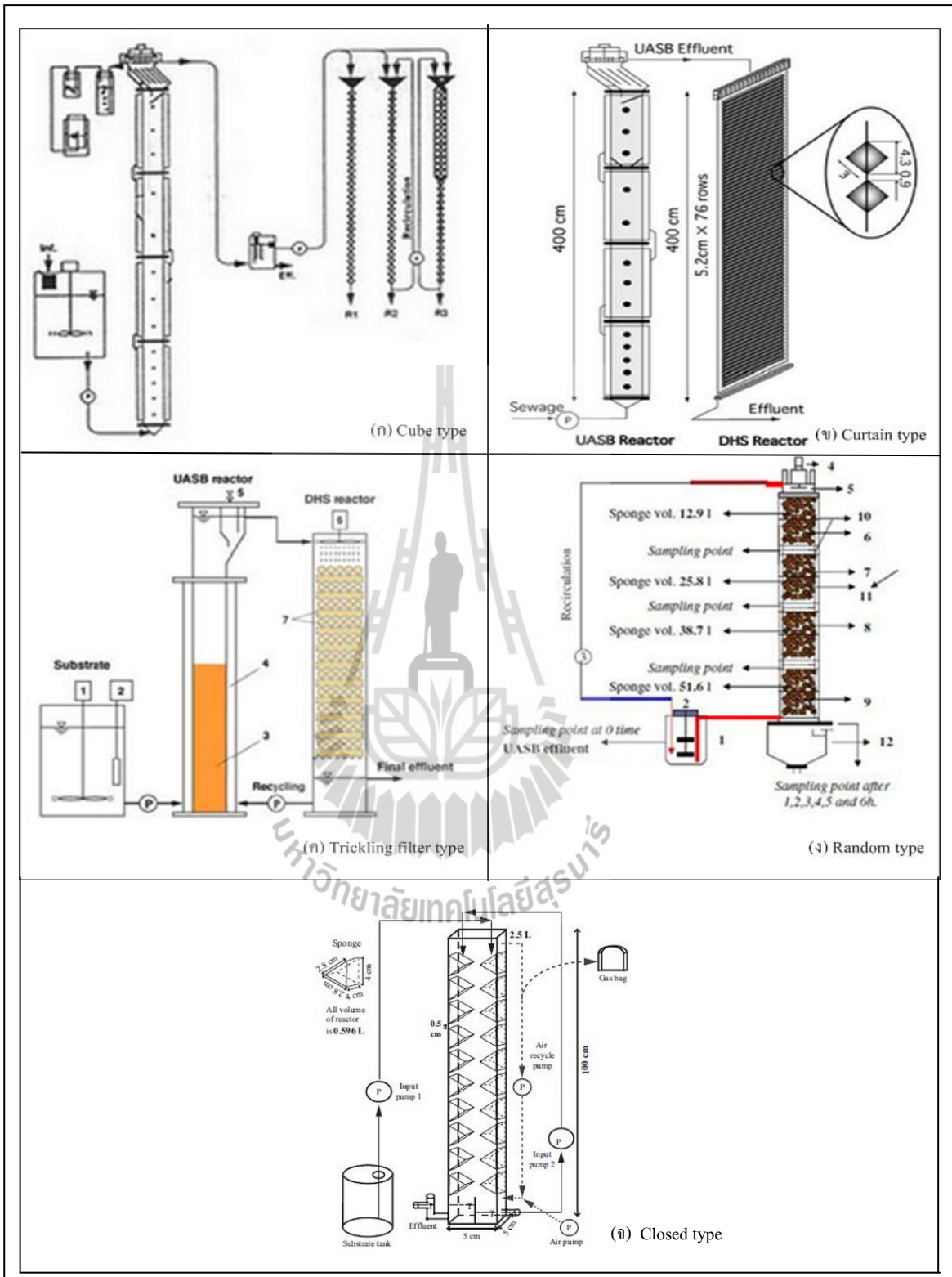
3) ระบบ DHS ชนิดที่ 3 มีชื่อว่า Random type เป็นระบบที่เหมาะสมกับการใช้งานจริง ลักษณะฟองน้ำเป็นทรงกระบอกยาว 2.4 เซนติเมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 2.2 เซนติเมตร และใช้ตาข่ายพลาสติก Polypropylene หุ้มเพื่อสร้างความแข็งแรงและป้องกันการยุบตัวของฟองน้ำ ซึ่งตัวกลางดังกล่าวจะถูกบรรจุอยู่ในถังปฏิกรณ์ของระบบ DHS เหมือนกับตัวกลางในระบบกรองชีวภาพทั่วไป ทำให้ตัวกลางเกิดการกระจายตัว โดยการเรียงแบบสุ่มในถังปฏิกรณ์ DHS

4) ระบบ DHS ชนิดที่ 4 มีชื่อว่า Tricking filter มีสัญลักษณ์คล้ายระบบโปรยกรอง โดยฟองน้ำ 1 หน่วยมีขนาด 2.5x2.5x50 เซนติเมตร โดย 1 แถว มี 15 หน่วยเรียงกัน และ 1 โมดูลมีทั้งหมด 20 แถว โดยมีช่องว่างแต่ละแถวห่างกัน 0.7-1.0 เซนติเมตรวางสลับกัน (Tandukar et al., 2005)

5) การพัฒนาระบบ DHS ชนิดที่ 5 เป็นการปรับปรุงมาจากระบบ DHS รุ่น Curtain type โดยภายในระบบประกอบด้วยตัวกลางฟองน้ำหลายโมดูล โดยจะปรับเปลี่ยนตัวกลางฟองน้ำให้ผิวหน้ามีลักษณะเป็นคลื่น จากนั้นวางตัวกลางฟองน้ำในแต่ละโมดูลซ้อนกัน การปรับเปลี่ยนผิวหน้าของฟองน้ำนี้ทำให้เพิ่มพื้นที่สำหรับเก็บกักจุลินทรีย์ร้อยละ 55-77

6) การพัฒนาระบบ DHS ชนิดที่ 6 เป็นระบบ DHS ที่ได้รับการพัฒนาพร้อมกับชนิดที่ 5 โดยเป็นระบบที่ปรับปรุงโครงสร้างของตัวกลางฟองน้ำมาจากระบบ DHS ชนิด Random type โดยปรับเปลี่ยนโครงสร้างตัวกลาง เพื่อให้ตัวกลางฟองน้ำมีความแข็งแรงมากขึ้น โดยนำตัวกลางฟองน้ำไปชุบเรซินอีพอกซีเพื่อให้ฟองน้ำมีการคงตัว เมื่อน้ำเสียถูกป้อนเข้าระบบแล้วผ่านตัวกลางฟองน้ำจะไม่ยุบตัว เพื่อลดค่าใช้จ่ายในส่วนพลาสติกที่ใช้หุ้มตัวกลางฟองน้ำเพื่อป้องกันการยุบตัว หลังจากนั้นนำตัวกลางฟองน้ำที่ผ่านการเคลือบด้วยเรซินอีพอกซีไปศึกษาลักษณะฟองน้ำ พบว่าฟองน้ำมีความพรุนลดลงจากร้อยละ 90 เหลือร้อยละ 70

7) การพัฒนาเป็นชนิดที่ 7 เรียกว่า Closed type โดย Chuang et al. (2005) ได้พัฒนาระบบ DHS นี้ขึ้น ถูกสร้างขึ้นโดยมุ่งเน้นเพื่อให้เกิดกระบวนการ Partial nitrification ในระบบ DHS เป็นระบบปิดและมีการใช้พลังงานในการเติมอากาศจากภายนอกแบบกะเพื่อให้เกิดสภาวะมีอากาศ (Aerobic) แบบไม่สมบูรณ์และเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) บางส่วนได้สารผลิตภัณฑ์คือไนโตรท เพื่อเป็นสารตั้งต้นร่วมกับแอมโมเนียในกระบวนการ Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) ตัวกลางฟองน้ำรูปทรงปริซึมสามเหลี่ยมขนาด 2.8x2.8x4 เซนติเมตร



รูปที่ 2.4 ลักษณะของระบบ DHS

2.6.3 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ DHS

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพมีปัจจัยที่ส่งผลต่อศักยภาพของระบบหลายปัจจัยร่วมกัน โดย Eding, Kamstra, Verreth, Huisman and Klapwijk (2006) ได้ศึกษาปัจจัยที่ส่งผลต่อระบบโปรยกรอง ซึ่งระบบ DHS มีหลักการคล้ายกับระบบโปรยกรองเพียงแต่เปลี่ยนตัวกลางที่ใช้เป็นฟองน้ำเท่านั้น จึงนำปัจจัยที่ส่งผลต่อระบบโปรยกรอง มาพิจารณาในระบบ DHS ซึ่งสามารถสรุปได้ดังนี้

1) สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ เป็นปัจจัยที่ส่งผลต่อศักยภาพของระบบโปรยกรอง โดยอนุภาคของสารอินทรีย์ส่งผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน ตลอดจนก่อให้เกิดการอุดตันในระบบผิวหน้าของตัวกลาง เมื่อมีปริมาณสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายง่ายเพิ่มขึ้นจะส่งผลให้แบคทีเรียเฮเทอโรโทรป

จะเจริญเติบโตได้ดี ในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเฮเทอโรโทรปจำเป็นต้องใช้ออกซิเจนละลายน้ำและพื้นที่ในถังปฏิกรณ์ ส่งผลต่อแบคทีเรียออโตโทรปไม่มีออกซิเจนและพื้นที่เพียงพอที่จะเจริญเติบโตได้ ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นได้น้อย ซึ่งขนาดของสารอินทรีย์เป็นปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน หากสารอินทรีย์มีขนาดใหญ่กว่าที่จุลชีพจะดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้ ต้องมีกระบวนการไฮโดรไลซิส โดยเอนไซม์ภายนอก ซึ่งเป็นขั้นตอนที่ต้องใช้ระยะเวลา

2) ภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์ ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบระบบโปรยกรองนั้น ภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์เป็นปัจจัยที่มีความสำคัญในการเดินระบบมาก โดยต้องมีปริมาณเพียงพอที่จะทำให้ตัวกลางเปียกอย่างทั่วถึง นอกจากนี้ยังเป็นการควบคุมปริมาณออกซิเจนในระบบให้เพียงพอต่อจุลชีพ โดยจากการศึกษาของ Boller and Gudjer (1986) ได้กำหนดภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์ขั้นต่ำอยู่ระหว่าง 32-55 ลูกบาศก์เมตรต่อตารางเมตรต่อวัน ส่วนค่าภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์สูงสุดมีค่าอยู่ระหว่าง 75-188 ลูกบาศก์เมตรต่อตารางเมตรต่อวัน

3) ความลึกของตัวกลาง ส่งผลต่อปริมาณออกซิเจนที่บริเวณต่าง ๆ ซึ่งปริมาณออกซิเจนนั้นเป็นปัจจัยที่มีความสำคัญต่อการกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน โดย Araki et al. (1999) ศึกษาเกี่ยวกับปริมาณออกซิเจนที่ระดับความลึกต่าง ๆ ของตัวกลางฟองน้ำในระบบ DHS พบว่าบริเวณตั้งแต่ผิวด้านนอกของตัวกลางลึกเข้าไปภายในผิวด้านกลาง 0.75 เซนติเมตรนั้น เป็นบริเวณที่มีสภาวะมีออกซิเจน (Aerobic zone) หากลึกเข้าไปในตัวกลางฟองน้ำมากกว่า 0.75 เซนติเมตรนั้นเป็นบริเวณที่มีสภาวะกึ่งมีออกซิเจน (Anoxic zone) จึงทำให้ระบบ DHS สามารถเกิดการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยแบคทีเรียเฮเทอโรโทรปและกำจัดไนโตรเจนได้ทั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน

4) อุณหภูมิส่งผลโดยตรงต่อปริมาณการละลายออกซิเจน เมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นส่งผลให้การละลายของออกซิเจนน้อยลง ซึ่งปริมาณออกซิเจนนั้นมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพ หากอุณหภูมิต่ำเกินไปจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนลดลง

5) การกระจายตัวของน้ำเสียที่เข้าระบบ ในการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรองนั้น ต้องมีการควบคุมการไหลของน้ำเสียให้กระจายทั่วถึงตัวกลาง รูปแบบการไหลของน้ำเสียส่งผลต่อความหนาของฟิล์มชีวภาพที่เกิดขึ้น ซึ่งมีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ

6) ของแข็งทั้งหมด อนุภาคที่เข้าสู่ระบบบำบัดชนิดตัวกรองชีวภาพนั้นส่งผลเสียต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันตลอดจนก่อให้เกิดการอุดตัน โดยอนุภาคจะสามารถเกาะติดที่ผิวของฟิล์มชีวภาพได้ง่ายมาก

2.7 การศึกษาระบบ DHS ที่ผ่านมา

2.7.1 การประยุกต์ใช้ระบบ DHS เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน

ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดใช้อากาศเพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังที่มีชื่อว่าระบบ DHS ผู้ที่ทำการศึกษากลุ่มแรกคือ Machdar et al. (1997) โดยได้ศึกษาระบบ DHS ศึกษาชนิด Cube-type เป็นระบบ DHS รุ่นแรกที่พัฒนาขึ้นมา มีลักษณะเป็นฟองน้ำต่อกัน โดยตัวกลางฟองน้ำมีลักษณะเป็นลูกบาศก์ขนาด $1.5 \times 1.5 \times 1.5$ เซนติเมตรเชื่อมต่อกันที่มุมของฟองน้ำ ฟองน้ำจะถูกแขวนอยู่ในอากาศ ซึ่งน้ำจะถูกป้อนจากบนลงล่างจนถึงทางออก ทำการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยเดินระบบเป็นระยะเวลา 6 เดือน พบว่าการทำงานร่วมกันของระบบ UASB และ DHS มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดร้อยละ 94 และซีโอดีละลายน้ำร้อยละ 81 ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยและบีโอดีทั้งหมด สามารถกำจัดได้เกือบร้อยละ 100 โดยใช้ระยะเวลาเก็บกักของทั้งสองระบบรวมเท่ากับ 8.3 ชั่วโมง (UASB 7 ชั่วโมง, DHS 1.3 ชั่วโมง) นอกจากนี้ยังพบประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนร้อยละ 73-78 จึงทำให้ระบบ DHS ได้รับความสนใจเกิดการพัฒนาเพื่อใช้เป็นระบบบำบัดน้ำเสียขั้นหลังให้กับระบบ UASB สำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชน เพื่อยืนยันการเกิดการกำจัดไนโตรเจนในระบบ DHS ว่าเกิดจากจุลินทรีย์จริง Araki et al. (1999) จึงศึกษาการเกิดไนตริฟิเคชันในระบบ DHS โดยประยุกต์ใช้วิธี FISH ในการหาปริมาณของแบคทีเรียไนตริไฟเออร์ ทั้งแอมโมเนียออกซิไดซิงและไนไตรต์ออกซิไดซิง โดยทำการทดลองแบบเท ผลการทดลองพบว่าไนโตรโซโมนาส และไนโตรแบคเตอร์มีปริมาณเป็นร้อยละ 1.4 และร้อยละ 0.18 ของเซลล์ทั้งหมดตามลำดับ จากการศึกษาของ Araki et al. (1999) พบไนโตรโซโมนาสและไนโตรแบคเตอร์อาศัยอยู่ที่บริเวณช่องว่างภายในฟองน้ำมากกว่าพื้นผิวด้านนอก ทั้งนี้เนื่องมาจากบริเวณผิวด้านนอกแบคทีเรียไนตริไฟเออร์ไม่สามารถเจริญเติบโตได้ดีเท่าแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟ

ระบบ DHS ชนิดที่ได้พัฒนาต่อมาก็คือชนิด Curtain-type โดย Machdar et al. (2000) เป็นผู้ให้กำเนิดระบบ DHS ชนิดนี้ ศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันใน DHS โดยเป็นการทำงานร่วมกันของระบบ UASB และ DHS เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนเป็นระยะเวลา 550 วัน ควบคุมระยะเวลาเก็บกักของระบบทั้ง 2 ระบบเป็น 8 ชั่วโมง (UASB 6 ชั่วโมง และ DHS 2 ชั่วโมง) พบประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีทั้งหมดและซีโอดีทั้งหมดเป็นร้อยละ 94-97 และร้อยละ 81-84

ตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบสามารถกำจัดได้ร้อยละ 63-73 หากพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบพบว่าเกิดขึ้นร้อยละ 52-61 ต่อมา Uemura et al. (2002) ได้ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดเชื้อโรคโดยใช้ระบบ DHS ผลการศึกษาการทำงานร่วมกันของระบบ UASB ร่วมกับระบบ DHS พบว่าสามารถกำจัดเชื้อโรคได้ ซึ่งพบอัตราส่วนในการกำจัดเชื้อโรคของระบบ DHS สูงมากกว่าระบบ UASB นอกจากนี้ Tandukar et al. (2006a) ทำการศึกษาการทำงานร่วมกันของระบบ UASB และ ระบบ DHS เพื่อบำบัดน้ำเสียในประเทศญี่ปุ่น โดยทำการศึกษาแบ่งออกเป็น 3 ช่วงใช้เวลาในการเดินระบบมากกว่า 3 ปี โดยแต่ละช่วงมีการบรรทุสารอินทรีย์ที่ต่างกัน พบว่า ทั้ง 3 ช่วงมีประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีทั้งหมด ซีโอดีทั้งหมดและของแข็งแขวนลอยทั้งหมดเป็นร้อยละ 95 ร้อยละ 80 และร้อยละ 70 ตามลำดับ เพื่อเป็นการยืนยันความเสถียรของระบบ DHS จึงทดลองเพิ่มการบรรทุสารอินทรีย์สารอินทรีย์และการบรรทุทุกชนิดแบบเฉียบพลันแก่ระบบ DHS ผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS ลดลง แต่เมื่อเดินระบบด้วยสภาวะปกติ ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS สามารถกลับสู่สภาวะปกติโดยใช้ระยะเวลาไม่นาน

การระบบ DHS ชนิดที่ 3 เป็นระบบที่เหมาะสมกับการใช้งานจริง ใช้ตัวกลางฟองน้ำที่มีลักษณะเป็นรูปทรงกระบอกยาว 2.4 เซนติเมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 2.2 เซนติเมตร ใช้ตาข่ายพลาสติกวัสดุเป็น Polypropylene หุ้มเพื่อสร้างความแข็งแรงและป้องกันการยุบตัวของตัวกลางฟองน้ำ โดยบรรจุในถังปฏิกรณ์ DHS มีลักษณะเหมือนตัวกลางในระบบกรองชีวภาพทั่วไป Tawfik et. al. (2006a) เดินระบบ DHS เป็นระยะเวลา 6 เดือน ใช้เวลาในการกักเก็บของระบบ UASB-DHS เท่ากับ 10.7 ชั่วโมง (UASB 8 ชั่วโมง และ DHS 2.7 ชั่วโมง) ระยะเวลาเก็บกักตะกอน 88 วัน ผลการศึกษาพบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมด บีโอดีทั้งหมด และทีเคเอ็นเท่ากับร้อยละ 90 ร้อยละ 98 และร้อยละ 77 เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในแต่ละส่วนของระบบ พบว่าในส่วนที่ 1 และส่วนที่ 2 พบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูง แต่ไม่เกิดการกำจัดไนโตรเจน แต่กลับพบการกำจัดไนโตรเจนในส่วนที่ 3 และ 4 ของระบบ ทั้งนี้เนื่องจากในส่วนที่ 1 และส่วนที่ 2 ของระบบมีปริมาณสารอินทรีย์สูง ทำให้แบคทีเรียออกโตโทรปไม่สามารถเจริญเติบโตได้

การพัฒนาเป็นชนิดที่ 4 เป็นระบบ DHS ที่มีชื่อว่า Tricking filter มีลักษณะคล้ายกับระบบ ไบรยกรอง โดยฟองน้ำหนึ่งหน่วยมีโครงสร้างเป็น $2.5 \times 2.5 \times 50$ เซนติเมตร Tandurka et al (2005) เดินระบบ UASB ร่วมกับระบบ DHS โดยใช้ระยะเวลาในการกักเก็บของระบบเท่ากับ 8 ชั่วโมง (UASB 6 ชั่วโมง, DHS 2 ชั่วโมง) พบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมด บีโอดีทั้งหมด และการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเท่ากับร้อยละ 91 ร้อยละ 96 และร้อยละ 28 ตามลำดับ โดยประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS ชนิด trickling filter ค่อนข้างต่ำกว่าชนิดอื่น

ต่อมา Chuang et al. (2005) ได้พัฒนาระบบ DHS ชนิด Closed type ขึ้น ถูกสร้างขึ้นโดยมีวัตถุประสงค์เพื่อให้เกิดกระบวนการ Partial nitrification ในระบบ DHS เป็นระบบปิดและมีการใช้พลังงานในการเติมอากาศจากภายนอกแบบกะเพื่อให้เกิดสภาวะมีอากาศ (Aerobic) แบบไม่สมบูรณ์และ

เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) บางส่วนได้สารผลิตภัณฑ์คือไนโตรท เพื่อเป็นสารตั้งต้นร่วมกับแอมโมเนียในกระบวนการ Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) ตัวกลางฟองน้ำรูปทรงปริซึมสามเหลี่ยมขนาด $2.8 \times 2.8 \times 4$ เซนติเมตร

2.7.2 การประยุกต์ใช้ระบบ DHS เพื่อบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม

Racho and Wichitsathian (2008) Wichitsathian and Racho (2009) และ Patcharin Racho (2009) ได้ศึกษาการระบบ DHS เพื่อบำบัดน้ำทิ้งของระบบ UASB จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง โดยใช้ระบบ DHS ชนิดที่ 4 (Random type) เป็นการเดินระบบคู่ขนานกันระหว่างระบบ DHS ที่ใช้ราเป็นจุลชีพ (Fungal Downflow Hanging Sponge : FDHS) และแบคทีเรียเป็นจุลชีพ (Bacterial Downflow Hanging Sponge : BDHS) ซึ่งแสดงลักษณะของน้ำทิ้งของระบบ UASB ดังตารางที่ 2.4

จากการศึกษาเดินระบบ DHS เพื่อบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ของอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังพบประสิทธิภาพในการเติมอากาศและการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน มีรายละเอียดดังนี้

1) ประสิทธิภาพการเติมอากาศของระบบ DHS เมื่อตรวจวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำในน้ำทิ้งของระบบ UASB จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังนั้น พบปริมาณออกซิเจนละลายน้ำอยู่ในระดับที่ต่ำ แต่เมื่อผ่านระบบ DHS พบปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมีค่าสูงขึ้น เนื่องจากน้ำเสียที่ถูกป้อนเข้าระบบไหลผ่านตัวกลางฟองน้ำ ทำให้น้ำเกิดการกระจายตัวเป็นการเพิ่มพื้นที่สัมผัส (Surface area) ของผิวน้ำและเกิดการถ่ายเทมวลของออกซิเจนลงสู่น้ำเสียได้มากขึ้น ทำให้เป็นการเติมอากาศโดยไม่ต้องการใช้พลังงานโดยประสิทธิภาพในการเติมอากาศของระบบ DHS สามารถดูได้จากตารางที่ 2.5 พบว่าปริมาณออกซิเจนละลายน้ำในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เป็น 0 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าระบบ FDHS มีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำในแต่ละส่วนสูงกว่าระบบ BDHS แสดงให้เห็นแนวโน้มว่าเชื้อรามีการใช้ออกซิเจนต่อปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดน้อยกว่าแบคทีเรีย

ตารางที่ 2.4 ลักษณะของน้ำทิ้งของระบบ UASB จากอุตสาหกรรมเป็งมันสำปะหลัง

(Racho and Wichitsathian, 2008)

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น
ซีโอดีทั้งหมด (มก./ล.)	1044 (450)
ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	434 (140)
บีโอดีทั้งหมด (มก./ล.)	306 (79)
บีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	216 (36)
ไนโตรเจนทั้งหมด (มก.ไนโตรเจน/ล.)	176 (91)
แอมโมเนียไนโตรเจน (มก.ไนโตรเจน/ล.)	168 (91)
ไนเตรตไนโตรเจน (มก.ไนโตรเจน/ล.)	< 0.1
ไนไตรต์ไนโตรเจน (มก.ไนโตรเจน/ล.)	<0.1
พีเอช	6.6 – 6.7

ตารางที่ 2.5 ประสิทธิภาพการเติมอากาศของระบบ DHS

(Patcharin Racho, 2009)

พารามิเตอร์/ DHS profile	น้ำเข้า	น้ำออก BDHS				น้ำออก FDHS			
		ส่วน 1	ส่วน 2	ส่วน 3	ส่วน 4	ส่วน 1	ส่วน 2	ส่วน 3	ส่วน 4
DO (มก./ล.)	0	0	0.60	2.60	3.20	3.30	4.10	4.60	2.60

2) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบ DHS ของแฉ่งแขวนลอยในน้ำเสียที่ถูกป้อนเข้าระบบสามารถถูกกำจัด โดยกลไกการกรอง การติดผิวตัวกลาง จากนั้นจึงจะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ต่อไป (Tawfik et al., 2006a) โดยปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เข้าระบบอยู่ในช่วง 350 – 1,050 มิลลิกรัมต่อลิตร พบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยทั้งหมดของระบบ FDHS เท่ากับร้อยละ 91 โดยแสดงศักยภาพของระบบดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ศักยภาพของระบบ FDHS และ BDHS

พารามิเตอร์	ความเข้มข้นน้ำออก (มก./ล.)		ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	
	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS
ของแข็งแขวนลอย	65	195	91	72
ซีโอดีทั้งหมด	306	634	76	50
ซีโอดีละลายน้ำ	222	201	50	54
บีโอดีทั้งหมด	56	60	83	82
บีโอดีละลายน้ำ	34	35	85	84
ไนโตรเจนทั้งหมด	178	62	-	68
แอมโมเนียไนโตรเจน	170	35	-	79
ไนไตรต์ไนโตรเจน	<0.1	7.8	-	-
ไนเตรตไนโตรเจน	<0.1	8.4	-	-

3) ในการบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ระบบ DHS สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ถึง 2.1 - 5.6 กก. ซีโอดีต่อลบ. ม.-วัน โดยพบประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีทั้งหมด (TBOD₅) สูงถึงร้อยละ 80 ทั้งในระบบ BDHS และ FDHS ซึ่งมี ประสิทธิภาพมากกว่าการกำจัดซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ประมาณร้อยละ 10-20 เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ระยะความสูงที่แตกต่างกัน พบว่าสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ถูกกำจัดในระบบ FDHS ส่วนที่ 1 แต่ในระบบ BDHS ค่าบีโอดีทั้งหมด (TBOD) จะค่อย ๆ ลดลงตามลำดับใน ส่วนที่ 1 2 3 และ 4 จนมีประสิทธิผลการกำจัดบีโอดีทั้งหมด (TBOD) ในส่วนที่ 4 ของระบบ BDHS เป็นร้อยละ 85 ในส่วนที่ 4 แสดงให้เห็นแนวโน้มว่าเชื้อรา มีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพได้เร็วกว่าแบคทีเรีย

4) ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน โดยระบบ DHS รองรับภาระบรรทุกไนโตรเจนและภาระบรรทุกแอมโมเนีย เท่ากับ 0.61 กก.-ไนโตรเจน/ม³-วัน และ 0.58 กก.-ไนโตรเจน/ม³-วัน จากผล การศึกษาพบว่าระบบ BDHS มีประสิทธิภาพการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสูงถึงร้อยละ 79 และพบ ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดร้อยละ 68 ตามลำดับ โดยพบความเข้มข้นของค่าไนโตรเจน ทั้งหมด แอมโมเนียไนโตรเจน ไนเตรท และไนไตรต์ ที่ออกจากระบบ BDHS เท่ากับ 62 35 7 และ 8 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) เกิดบริเวณส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ คือพบในส่วนที่ 2 3 และ 4 เนื่องจากมีปริมาณไนเตรท (Nitrite) และไนไตรท์ (Nitrate) ปรากฏขึ้นในน้ำที่ ที่ออกจากส่วนที่ 2 3 และ 4 ของระบบ BDHS จากการนำเชื้อจุลินทรีย์จากตัวกลางฟองน้ำไปหาชนิดของ จุลชีพพบการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนตริไฟอิง (Nitrifying bacteria) บริเวณส่วนล่างของระบบ BDHS จริง เนื่องจากในส่วนที่ 3 และ 4 สารอินทรีย์มีปริมาณลดลง การใช้ออกซิเจนเพื่อออกซิไดซ์สารอินทรีย์ ของแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟจึงลดลงตามไปด้วย ทำให้มีออกซิเจนละลายน้ำและพื้นที่ในถังปฏิกรณ์มีเหลือ

สำหรับแบคทีเรียออโตโทรฟ (*Autotroph bacteria*) ให้เจริญเติบโตและเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) นอกจากนี้ในสภาวะที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูงแบคทีเรีย ไนตริไฟอิง (*Nitrifying bacteria*) จะไม่สามารถแข่งขันกับแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟ (*Heterotroph bacteria*) ได้ (Chae, Yim and Choi, 2004) ประกอบกับการศึกษาของ Araki et al. (2009) ที่รายงานว่าระบบ DHS มีพื้นที่การเกิดปฏิกิริยา 2 ส่วน ทั้งส่วนที่เป็นพื้นที่มีออกซิเจนและพื้นที่กึ่งมีออกซิเจน ทำให้ในการกำจัดไนโตรเจนได้ทั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน แต่ไม่พบการกำจัดไนโตรเจนในระบบ FDHS เนื่องจากในการป้อนน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ FDHS มีการควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วง 4.0 ± 0.2 เพื่อให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของเชื้อรา ซึ่งเป็นช่วงพีเอชที่แบคทีเรียออโตโทรฟไม่สามารถเจริญเติบโตได้ จึงทำให้ไม่เกิดการกำจัดไนโตรเจนขึ้นในระบบได้

จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าระบบ DHS ไม่ได้เป็นระบบที่สามารถแทนระบบโปรยกรองทั่วไปเท่านั้น แต่ยังสามารถทำหน้าที่แทนระบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) เอสบีอาร์ (Sequencing batch reactor) โดยระบบ DHS มีความสามารถในการกำจัดซีโอดี การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และโคลิฟอร์ม สูตรดังตารางที่ 2.5 หากพิจารณาแล้วจะพบว่าระบบ DHS เป็นระบบที่เหมาะสมต่อการนำมาใช้เป็นระบบขั้นหลังให้กับระบบบำบัดแบบไร้อากาศ

2.7.3 ศักยภาพของระบบ DHS เทียบกับระบบบำบัดขั้นหลังชนิดอื่น

ในส่วนนี้เป็นการศึกษาที่การเลือกใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ เพื่อใช้เป็นระบบขั้นหลังให้กับระบบ UASB สำหรับอุตสาหกรรมที่ก่อให้เกิดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง โดยจากข้อจำกัดในการกำจัดสารอินทรีย์และการกำจัดไนโตรเจนที่ได้กล่าวไปแล้วในหัวข้อ 2.5 ทำให้ต้องมีการทำงานร่วมกันของระบบบำบัดทางชีวภาพแบบไร้อากาศกับระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศ เมื่อเปรียบเทียบระบบ DHS กับระบบบำบัดขั้นหลังชนิดอื่น พบว่าระบบ DHS มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ กำจัดไนโตรเจน ได้ดีเมื่อเทียบกับระบบบำบัดชนิดอื่น และพบปริมาณโคลิฟอร์มในน้ำที่น้อยกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชนิดอื่น นอกจากนี้ยังเป็นระบบที่ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างต่ำ ไม่เสียค่าใช้จ่ายในการเติมอากาศ ปริมาณตะกอนทั้งในส่วนของตะกอนเหลว และตะกอนแข็งที่เกิดขึ้นมีปริมาณน้อยเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียชนิดอื่น ส่วนค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและเดินระบบมีราคาต่ำ ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับระบบโปรยกรองทั่วไป

ตารางที่ 2.5 สรุปการบำบัดน้ำเสียชุมชนของการทำงานร่วมกันของระบบบำบัดน้ำเสีย UASB และระบบ DHS

ชนิด	UASB					DHS							References
	Inlet			Outlet		Inlet					Outlet		
	HRT (hr)	TCOD (mg/l)	TSS (mg/l)	COD (%)	TSS (%)	OLR (kgCOD/m ³ -d)	HRT (hr)	SRT (day)	TCOD (mg/l)	TSS (mg/l)	COD (%)	TSS (%)	
Cube type	7	672	235	80	60	4.34×10^{-4}	1.3	>170	144	75	72	100	Machdar et al (1997)
Cube type	7	762	235	80	60	4.34×10^{-4}	1.3	-	144	75	72	100	Araki et al. (1999)
Curtain type	6	393	138	58	61	-	2	-	161	56	62	39	Machdar et al. (2000)
Curtain type	6	373	134	54-58	44	2.03-3.15	1.3	100	167	75	82	70	Tandukar et al. (2006a)
Trickling filter type	6	240	262	67	75	0.014	2	88	78	66	88	74	Tandukar et al. (2005)
Random type	8	492	255	61	82	1.6	2.7	168	178	47	72	68	Tawfik et. al. (2006a)

ตารางที่ 2.6 คุณภาพน้ำทิ้งและประสิทธิภาพของการทำงานร่วมกันของระบบ UASB และระบบบำบัดขั้นหลังชนิดต่าง ๆ เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน

ระบบ	ค่าเฉลี่ยคุณภาพน้ำทิ้ง							ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพ						
	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	TSS (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	Total N (mg/l)	Total P (mg/l)	FC (log units)	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	TSS (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	Total N (mg/l)	Total P (mg/l)	FC (log units)
1. UASB	70-100	180-270	60-100	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	60-75	55-70	65-80	< 50	< 60	< 35	1-2
2. UASB + AS	20-50	60-150	20-40	5-15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	83-93	75-88	87-93	50-85	< 60	< 35	1-2
3. UASB + Submerge aerated biofilter	20-50	60.150	20-40	5-15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	83-93	75-88	87-93	50-85	< 60	< 35	1-2
4. UASB + high rate trickling filter	20-60	70-180	20-40	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	83-93	73-88	87-93	< 50	< 60	< 35	1-2
5. UASB + anaerobic filter	40-80	100-200	30-60	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	75-87	70-80	80-90	< 50	< 60	< 35	1-2
6. UASB + dissolved air floatation	20-50	60-100	10-30	> 20	> 30	1-2	10 ⁶ -10 ⁷	83-93	83-90	90-97	< 30	< 30	75-88	1-2
7. UASB + polishing pond	40-70	100-180	50-80	10-15	15-20	> 4	10 ² -10 ⁴	77-87	70-83	73-83	50-65	50-65	> 50	3-5
8. UASB + overland flow	30-70	90-180	20-60	10-20	> 15	> 4	10 ⁴ -10 ⁶	77-90	70-85	80-93	35-65	< 65	< 35	2-3
9. UASB + DHS systems	4-30	32-92	4-32	3-15	12-24	-	< 10 ⁴	94.3	89.7	94.8	59.9	55.9	-	4

ตารางที่ 2.7 ค่าใช้จ่ายของระบบบำบัด UASB ที่ทำงานร่วมกับระบบบำบัดขั้นหลังชนิดต่าง ๆ

ระบบ	พื้นที่	พลังงานเพื่อการเติมอากาศ		ปริมาตรตะกอน		ราคา	
		การติดตั้ง	การใช้งาน	ตะกอนเหลว	ตะกอนแห้ง	ค่าก่อสร้าง	การเดินระบบ และ บำรุงรักษา
1. UASB	0.03-0.10	0	0	70-220	10-35	12-20	1.0-1.5
2. UASB + AS	0.08-0.2	1.8-3.5	14-20	180-400	15-60	30-45	2.5-5.0
3. UASB + Submerge aerated biofilter	0.05-0.15	1.8-3.5	14-20	180-400	15-55	25-40	2.5-5.0
4. UASB + high rate trickling filter	0.1-0.2	0	0	180-400	15-55	25-35	2.0-3.0
5. UASB + anaerobic filter	0.05-0.15	0	0	150-300	10-50	20-30	1.5-2.2
6. UASB + dissolved air floatation	0.05-0.15	1.0-1.5	8-12	300-470	25-75	25-35	2.5-3.5
7. UASB + polishing pond	1.5-2.5	0	0	150-250	10-35	15-30	1.8-3.0
8. UASB + overland flow	1.5-3.0	0	0	70-220	10-35	20-35	2.0-3.0
9. UASB + DHS systems	0.1-0.2	0	0	12-27	1-4	25-35	2.0-3.0

2.8 การใช้เชื้อราในการบำบัดน้ำเสีย

การศึกษาใช้เชื้อราในการบำบัดน้ำเสีย เริ่มเมื่อประมาณปี พ.ศ. 2493 - 2503 ในปัจจุบันเชื้อราได้รับความสนใจในด้านการใช้เป็นจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียค่อนข้างมาก เนื่องจากเชื้อราสามารถเจริญเติบโตได้ในสารตั้งต้น (Substrate) ที่หลากหลายและสามารถผลิตเอนไซม์เพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลขนาดใหญ่ได้ดี (Geust and Smith, 2002) โดยมีรายละเอียดการใช้เชื้อราเพื่อบำบัดน้ำเสียดังต่อไปนี้

2.8.1 ใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชนประกอบไปด้วยแหล่งคาร์บอนและสารอาหารซึ่งปกติจะใช้แบคทีเรียในการบำบัดน้ำเสีย จากการศึกษาโดยน้ำเชื้อราไปบำบัดน้ำเสียชุมชนพบว่าเชื้อรามีความสามารถในการบำบัดน้ำเสียชุมชนเช่นเดียวกับแบคทีเรีย โดย Thanh and Simard (1973) ศึกษาการใช้เชื้อราเป็นจุลชีพในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ผลการศึกษาพบว่าสามารถกำจัดสารอินทรีย์ แอมโมเนียและฟอสเฟตได้ร้อยละ บำบัดฟอสเฟตได้ร้อยละ 39.3 68.1 และ 84.1 จะเห็นว่าเชื้อรามีความสามารถในการบำบัดน้ำเสียชุมชนได้ โดยสามารถกำจัดสารอินทรีย์ แอมโมเนียและฟอสเฟตได้

2.8.2 ใช้ในการบำบัดตะกอน

ปัจจุบันตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมที่ได้รับความสนใจ ประกอบกับเชื้อรามีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ได้ดี เช่น ตะกอนชีวภาพ เชื้อราจึงได้รับความสนใจและถูกใช้เป็นจุลชีพเพื่อใช้ในกระบวนการเปลี่ยนรูปทางชีวภาพหรือการเปลี่ยนสัดส่วนของสารอินทรีย์ละลายต่อสารอินทรีย์ไม่ละลายย่อยสลายตะกอนและกำจัดค่าซีโอดีที่อยู่ในรูปสารละลาย อีกทั้งยังเป็นการเพิ่มมูลค่าของตะกอนเนื่องจากเชื้อราเป็นเซลล์โปรตีน สามารถนำมาเป็นวัตถุดิบในกระบวนการผลิตอาหารสัตว์ได้ โดยมีผู้ศึกษาการใช้เชื้อราเป็นจุลชีพในการบำบัดตะกอนซึ่งมีดังนี้

Alam, Fakhru-Razi, Abd-Aziz and Molla (2003) เลือก *Penicillium corylphilum* (P), *Aspergillus niger* (A) และ *Trichoderma hazianum* (T) และ *Phanerochate chrysosporium* (PC) มาเป็นจุลชีพในการบำบัดตะกอนพบประสิทธิภาพในการกำจัดค่าซีโอดีในตะกอนสูงสุดถึงร้อยละ 90 และพบว่าเมื่อทำการเพาะเชื้อแบบผสม (Mixed Cultures) ระหว่าง *Penicillium c.* และ *Aspergillus n.* สามารถลดระยะเวลาในการกรองตะกอนลงได้ ต่อมา Mannan, Faknu'L-Aziz and Alam (2005) ศึกษาการย่อยตะกอนจากระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ด้วยเชื้อราแบบเส้นใย 2 ชนิด คือ *Penicillium corylphilum* และ *Aspergillus niger* การศึกษาดังกล่าวศึกษาภายใต้สภาวะธรรมชาติโดยไม่มี การฆ่าเชื้อ (Sterilized Conditions) ผลการศึกษาพบว่าเชื้อราทั้ง 2 ชนิดสามารถเจริญเติบโตและเป็นจุลชีพเด่นในการบำบัดตะกอนได้ภายใน 2 วัน นอกจากนี้ยังพบว่า *Penicillium c.* มีประสิทธิภาพในการกำจัดค่าซีโอดีถึงร้อยละ 94.40 และกำจัดค่าความขุ่นในกระบวนการกรองเท่ากับร้อยละ 98.95 ซึ่งหากเปรียบเทียบเชื้อราชนิด *Penicillium c.* และ *Aspergillus n.* พบว่า *Penicillium c.* มีศักยภาพในการย่อยตะกอนสูงกว่า *Aspergillus n.* ต่อมา Fakhru'l-Razi and Molla (2007) ศึกษาการใช้เชื้อรา *Mucor hiemalis* เพื่อบำบัด

ตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ผลการศึกษาพบว่าเชื้อราชนิดนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดค่าซีไอดี ถึงร้อยละ 87 และการกำจัดค่าความขุ่นเท่ากับร้อยละ 99 จากการศึกษาที่ได้กล่าวมาสามารถสรุปได้ว่าเชื้อราเป็นจุลชีพที่มีศักยภาพในการบำบัดตะกอนเป็นจุลชีพที่ได้รับความนิยมในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก

2.8.3 การกำจัดสีที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย

การศึกษาใช้เชื้อราเพื่อกำจัดสีที่ปนเปื้อนน้ำเสีย ซึ่งเป็นปัญหาเรื่องสีที่ปนเปื้อนในน้ำเสียเป็นปัญหาที่ได้รับความสนใจในควรเพิ่มเข้าไปในการบำบัดน้ำเสียปกติ ซึ่งสีจัดว่าเป็นปัญหาในระบบบำบัดน้ำเสียเนื่องจากโครงสร้างของโมเลกุลมีขนาดใหญ่ทำให้เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ซึ่งเชื้อราสามารถผลิตเอนไซม์ในกลุ่ม Lactase peroxidase และ Linin peroxidase (Tripathi, Hakh and Gupta, 2007; Thanh and Simard, 1973) เพื่อย่อยสารอินทรีย์โมเลกุลเชิงซ้อน เช่น สารแขวนลอย (Suspended Solids) และ Lignocellulosic substrates ได้เป็นอย่างดี (Mannan et. al., 2005; Tung, miyata and Iwahori, 2004; Guest and Smith, 2002) เชื้อราได้รับความนิยมในการใช้เป็นจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนสี

โดย Fu and Viraraghvan (2001) ได้ทบทวนเอกสารเกี่ยวกับการใช้เชื้อราเป็นจุลชีพในการกำจัดสี พบว่าเชื้อราหลายชนิดสามารถกำจัดสีได้อย่างมีประสิทธิภาพ และพบว่าประสิทธิภาพส่วนใหญ่เกิดเนื่องจากกลไกการย่อยสารประกอบเชิงซ้อนของสี โดยเชื้อราที่มีชีวิตมากกว่าการเกิดกระบวนการ Biosorption ที่บริเวณพื้นที่ผิวสัมผัสของเซลล์เชื้อราที่ตายแล้ว ต่อมา Hai, Yamamoto and Fukushi (2006) ได้ศึกษาเชื้อรา White-rot fungus, *Coriolus versicolor* เป็นจุลชีพในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมสิ่งทอโดยใช้ระบบ Submerged microfiltration membrane พบว่าเป็นระบบที่มีความเสถียรภาพและพบประสิทธิภาพในการกำจัดค่าซีไอดีถึงร้อยละ 97 และสามารถกำจัดสีได้ถึงร้อยละ 99 เปอร์เซนต์ ส่วน Dbouib, Aloui, Karahanard and orhan (2006); Ahmadi, Vahabzadeh, Bonakdaneour and Mechrhanian (2006); Eusébio et. al. (2007) ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตน้ำมันมะกอก (Olive mill Wastewater; OMW) ซึ่งมีการปนเปื้อนของสาร Phenolic compounds ซึ่งสารดังกล่าวส่งผลให้มีปริมาณสารอินทรีย์สูง และปัญหาที่สำคัญคือน้ำเสียจากกระบวนการสีมะกอก (Olive Mill) มีสีดำทำให้เป็นที่พึงรังเกียจ จึงจำเป็นต้องหาวิธีการในการบำบัดน้ำเสียให้มีคุณภาพที่ดีขึ้น โดยในการศึกษานี้ได้นำเชื้อราเข้ามาช่วยในการบำบัดสารอินทรีย์และย่อยสลายลิกนินจากกระบวนการผลิตของอุตสาหกรรมน้ำมันมะกอก โดยพบว่าเชื้อรา (White-rot Fungi) มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีการปนเปื้อนของสาร Phenolic compounds และกำจัดสีได้อย่างมีประสิทธิภาพ

2.8.4 การบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหาร

ในอุตสาหกรรมอาหารเชื้อราค่อนข้างมีบทบาททั้งในการกำจัดน้ำเสียและกระบวนการผลิต เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการย่อยสารอินทรีย์เชิงซ้อน (Complex polymers) เช่น เซลลูโลส ลิกนิน เป็นต้น อีกทั้งยังสามารถสร้างเซลล์ได้จำนวนมาก โดยปกติเชื้อราสามารถเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะที่เป็นกรด และน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารก็มีสภาวะเป็นกรดเช่นกันจึงทำให้ไม่สิ้นเปลืองสารเคมีในการปรับ

สภาพน้ำ Jasti, Khahal, Anthony and Lecuwen (2006) โดยมีผู้ศึกษาการใช้เชื้อราเป็นจุลชีพในการบำบัดอุตสาหกรรมอาหารซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

Jin, Leeuwen, Petel, Doelle and Yu (1999) ศึกษาการบำบัดของเสียจากอุตสาหกรรมอาหารโดยเปลี่ยนสารอินทรีย์เหลือใช้ให้มีมูลค่าด้วยการย่อยสลายด้วยเชื้อรา ซึ่งเป็นเซลล์โปรตีน ที่สามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์ได้ ต่อมา Tung et. al. (2004) ทำการทดลองใช้เชื้อรา *Aspergillus oryzae* ในการบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ในระดับห้องปฏิบัติการพบว่า *Aspergillus o.* สามารถย่อยสลายน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังได้ดี และมีความสามารถในการเจริญเติบโตแบบเป็นเม็ดตะกอน (Micelial growth) ได้ดีอีกด้วย ส่วน Jasti et. al. (2006) ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการแปรรูปข้าวโพดโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยึดติดผิว (Attached Growth) ด้วยเชื้อราชนิด *Rhizopus oligosporus* ซึ่งเป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory Scale) พบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงถึงร้อยละ 78 ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 5 ชั่วโมง โดยมีปริมาณชีวมวล (Biomass yield) เท่ากับ 0.44 ก. ของแห้งแวนลอย/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด และมีค่าปริมาณชีวมวล (Biomass yield) มีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 0.48 ก. ของแห้งแวนลอย/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด เมื่อลดค่าระยะเวลาเก็บกักลงเท่ากับ 2.5 ชั่วโมงแต่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลงเหลือร้อยละ 70

2.8.5 การบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมโลหะ

อุตสาหกรรมโลหะ แร่ กระบวนการทำความสะอาดผิวหน้าชิ้นงาน เตาเผา ล้วนเป็นแหล่งที่ก่อให้เกิดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อน โลหะหนักได้ หากน้ำเสียดังกล่าวมีการปนเปื้อนสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ และมีการนำแหล่งน้ำนั้นไปอุปโภค บริโภคจะก่อให้เกิดอันตรายต่อสุขภาพร้ายแรง เพราะโลหะจะสะสมในเนื้อเยื่อของเซลล์ ที่สำคัญมนุษย์อยู่บนสุดในห่วงโซ่อาหาร หากพืชและสัตว์ได้รับการปนเปื้อนจากโลหะหนักก็จะส่งผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์เช่นกัน จึงจำเป็นต้องมีการกำจัดโลหะหนักออกก่อนปล่อยให้เข้าไปในระบบนิเวศ โดยการบำบัดที่ได้รับความนิยมได้แก่ การบำบัดทางกายภาพเคมี เช่น Precipitation Electrochemical Flocculation Coagulation และ Ion exchange เป็นต้น ซึ่งวิธีที่ได้กล่าวมานั้นเป็นวิธีที่มีค่าใช้จ่ายสูง การเลือกใช้ประโยชน์จากจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนโลหะหนักจึงเป็นวิธีที่ได้รับความสนใจ โดยมีการให้ความสนใจนำเชื้อรามาใช้เป็นจุลชีพในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะหนัก ซึ่งมีข้อดีดังนี้ 1) มีผลิตภัณฑ์เกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดในปริมาณน้อย 2) มีความเป็นไปได้ในการนำเชื้อราจากของเสียจากอุตสาหกรรมหมักมาใช้ได้ 3) การกำจัดโลหะหนักเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว 4) กระบวนการติดตั้งสามารถทำได้ง่าย (Coulibaly et al., 2003) โดยผิวเซลล์ของเชื้อราประกอบด้วยสารโมเลกุลใหญ่ (Chitin, Chitosan, Glucan, Lipid และ Phopolipides) กลุ่มคาร์บอกซิล (RCOOH) กลุ่มอะมิโน (R_2NH , $R-NH_2$) ฟอสเฟต ไบมัน เมลานิน ซัลเฟต และไฮดรอกไซด์ ซึ่งกลุ่มดังกล่าวสามารถดูดซับโลหะหนักได้ เชื้อราสามารถกำจัดโลหะหนักโดยการดูดซึมเช่นเดียวกับหลักการของการแลกเปลี่ยนประจุ โดยหากจะนำเชื้อรากลับมาใช้ใหม่ต้องล้างด้วย HNO_3 (0.05N) และหรือด้วย Ca^{2+} Mg^{2+} และ K^+ (0.1M)

2.8.6 กำจัดไนโตรเจน

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ส่วนใหญ่เข้าใจว่าเกิดจากแบคทีเรียเท่านั้น แต่ในปัจจุบันมีผู้ให้ความสนใจในการนำเชื้อรามาใช้ในการกำจัดไนโตรเจน โดยมีงานวิจัยได้ทำการศึกษาพบว่าเชื้อรามีแนวโน้มว่าสามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้ดีกว่าแบคทีเรีย ในด้านของอัตราการเกิดปฏิกิริยา อัตราการหายใจ และการทนต่อการยับยั้ง (Guest and Smith, 2002)

1) กระบวนการไนตริฟิเคชัน ตั้งแต่ปี 1930 พบว่าเชื้อราสามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ แต่การศึกษาในช่วงแรกพบว่ามีเชื้อราบางชนิดเท่านั้นที่สามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและสามารถออกซิไดซ์ยูเรียหรือแอมโมเนียได้ แต่เมื่อเร็ว ๆ นี้ได้มีงานวิจัยยืนยันว่ามีเชื้อราปริมาณมากที่สามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ โดยดูจากการเกิดไนไตรต์และไนเตรต (Geust and smith, 2002) ต่อมา Hirsh et al. (1961) ศึกษาการเปลี่ยนรูปของไนไตรต์และไนเตรต ด้วยเชื้อราในหลายเงื่อนไขพบว่าเชื้อราสามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ แต่อย่างไรก็ตามที่สภาวะที่พีเอชต่ำกว่า 5 ไม่พบปริมาณไนเตรต ทั้งนี้เนื่องจากเมื่อพีเอชต่ำกว่า 5 กระบวนการไนตริฟิเคชันจะถูกยับยั้ง

2) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ตั้งแต่ปี 1990 กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดจากกระบวนการของแบคทีเรีย แต่เชื้อราหลายสปีชีส์ มีความสามารถในการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ ในปัจจุบันได้มีงานวิจัยพบว่าเชื้อราก็มีความสามารถในการกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้เช่นเดียวกับแบคทีเรีย โดยจะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันร่วม (Co-denitrification) โดยเป็นการเปลี่ยนไนไตรต์ ไนเตรตไปเป็นไนตรัสออกไซด์และก๊าซไนโตรเจน

2.9 ข้อดีของเชื้อรา

จากงานวิจัยที่ผ่านมาเกี่ยวกับการนำเชื้อรามาใช้ในการบำบัดน้ำเสียสามารถสรุปข้อดีของการนำเชื้อรามารประยุกต์ใช้ดังนี้

- 1) เชื้อรามีอัตราการเกิดปฏิกิริยา (Rate reaction) และทนต่อการยับยั้งได้ดีกว่าแบคทีเรีย แต่มีอัตราการใช้ออกซิเจน (Stoichiometry) ต่ำกว่าแบคทีเรีย
- 2) เชื้อราสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ซึ่งเป็นสารที่เกิดการย่อยสลายยากได้ เช่น เซลลูโลส และสารลิกนิน เป็นต้น ได้ดี
- 3) เชื้อราบางชนิดสามารถย่อยแป้งและโปรตีนได้ เช่น *Apergillus oryzea*, *Aspergillus niger* and *Aspergillus flavus* (Hwang, Lin. C, Chen. I, Chen. J, Lin. L, and Dodds, 2004)
- 4) Filaments ของราจะมีอยู่ทุกบริเวณสารตัวกรองชีวภาพ ซึ่งมีประโยชน์ต่อการเจริญเติบโตของรา คือ ใช้ Filaments ในการจับสารอาหารและออกซิเจนเพื่อการเจริญเติบโต

2.10 กลไกการกำจัดสารอินทรีย์

สิ่งมีชีวิตทุกชนิดมีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบหลักของเซลล์วัฏจักรของคาร์บอนในวงจรชีวิตของสิ่งต่าง ๆ เริ่มที่การผลิตคาร์บอน ไดออกไซด์ซึ่งสาเหตุหลักมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยแสดงวัฏจักรคาร์บอนดังรูปที่ 2.5

2.10.1 การแยกสารประกอบอินทรีย์ด้วยน้ำ

เมื่อสารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นสารอินทรีย์เชิงซ้อนขนาดใหญ่ถูกแยกออกด้วยเอนไซม์ซึ่งเอนไซม์นั้นถูกปล่อยออกมาโดยจุลชีพ โดยเอนไซม์แต่ละชนิดจะมีความจำเพาะในการเข้าทำปฏิกิริยาที่ต่างกัน ซึ่งความจำเพาะดังกล่าวมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ Confer and Logan (1997) ได้กล่าวไว้ว่า สารอินทรีย์เชิงซ้อนโมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีนและโพลีแซคคาไรด์จะถูกย่อยด้วยเอนไซม์ดังกล่าว จากนั้นจะเกิดการย่อยสารอินทรีย์จนมีโมเลกุลพอที่จุลชีพจะสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์เพื่อทำการย่อยสลายต่อไป

2.10.2 การดูดซึมเข้าสู่เซลล์/การสร้างเซลล์

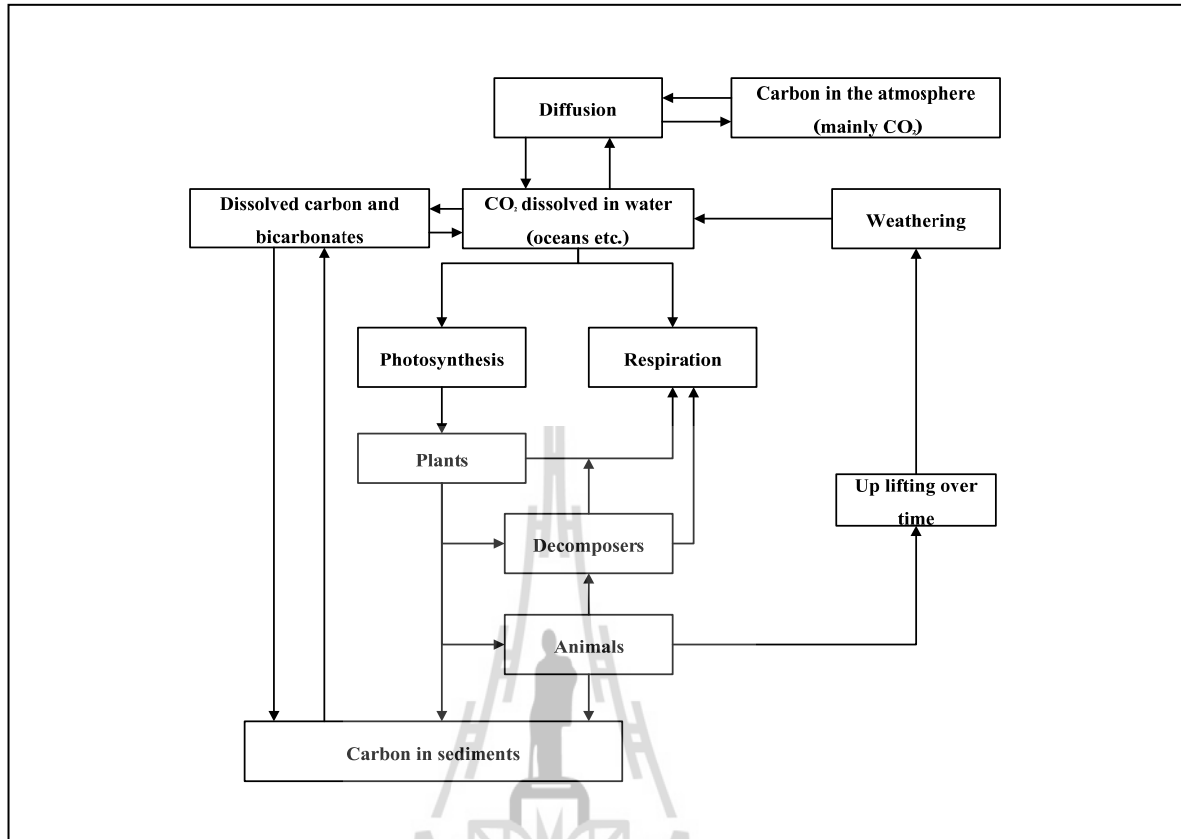
เมื่อสารอินทรีย์ผ่านการย่อยโดยกระบวนการไฮโดรไลซิสมิขนาดโมเลกุลเล็กพอที่จุลชีพสามารถดูดซึมผ่านเยื่อเมมเบรนเข้าสู่เซลล์ได้ จะถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์และเกิดการย่อยสลาย ซึ่งเป็นกลไกการกำจัดสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ ทำให้น้ำมีคุณภาพที่ดีขึ้น

2.10.3 กระบวนการออกซิเดชัน/การใช้เป็นพลังงาน

หากต้องการทำลายความสกปรกของน้ำเสีย ต้องสร้างปฏิกิริยาออกซิเดชันให้เกิดขึ้น ดังนั้นออกซิเจนเป็นสิ่งที่จำเป็นสำหรับกระบวนการนี้ โดยกระบวนการออกซิเดชันคือ กระบวนการที่มีการสูญเสียอิเล็กตรอน การสูญเสียไฮโดรเจนไอออน หรือการได้มาซึ่งออกซิเจนและในปฏิกิริยาออกซิเดชันจะเกิดปฏิกิริยารีดักชันควบคู่กันเสมอ ซึ่งในกระบวนการรีดักชันนั้นจะตรงข้ามกับออกซิเดชัน คือมีการได้รับอิเล็กตรอนและไฮโดรเจนไอออน หรือการสูญเสียออกซิเจนเกิดขึ้นด้วย สารที่ให้อิเล็กตรอนจะเรียกสารนั้นว่าสารรีดิวซ์ และเป็นแหล่งเก็บพลังงาน สารอินทรีย์ที่มีสถานะออกซิเดชันต่ำหรือเป็นสารรีดิวซ์นั่นเอง

2.10.4 การใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ในการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียแอมโมเนียไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรต์ (NO_2) และไนเตรต (NO_3) ด้วยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในสภาวะใช้อากาศ จากนั้นเพื่อให้เกิดการกำจัดไนโตรเจนอย่างสมบูรณ์จำเป็นต้องให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยกระบวนการดังกล่าวเป็นกระบวนการที่เปลี่ยนจากไนเตรตไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งจำเป็นต้องมีแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนที่ใช้ในการเกิดปฏิกิริยา จำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียเป็นแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอน



รูปที่ 2.5 วัฏจักรคาร์บอนในน้ำ

2.11 การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์

การแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพสามารถแบ่งออกเป็น 2 สัดส่วนหลัก ได้แก่ สารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีการทางชีวภาพ (Non-biodegradable) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biodegradable) ซึ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปซีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปซีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable particulate COD) และสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปซีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable soluble COD) ส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพในรูปซีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable COD) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable COD) ซึ่งขั้นตอนในการแบ่งสัดส่วนแต่ละชนิดออกจากกันสามารถทำได้ด้วยวิธีทางกายภาพ หรือวิธีทางชีวภาพ หรือทั้งสองวิธีร่วมกันได้

สัดส่วนสารอินทรีย์สามารถแบ่งได้ในรูปของค่าซีโอดี ซึ่งใช้อธิบายลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบชีวภาพ สามารถหาได้จากสมการ (Grady, Daigger and Lim, 1999)

$$\text{TCOD} = S_s + S_i + X_s + X_i \quad (2.1)$$

โดยที่สัดส่วน S_s หรือสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable organic substrate) เป็นสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายสำหรับจุลินทรีย์แบบเฮเทอโรโทฟิก ซึ่งสัดส่วน S_s เกิดขึ้นระหว่างการไฮโดรไลซิสสัดส่วนอนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ช้าหรือสัดส่วน X_s และจัดเป็นแหล่งพลังงานสำคัญสำหรับนำไปใช้ในระหว่างการย่อยสลายที่สามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้โดยง่าย โดยในระบบแบบใช้อากาศสัดส่วน S_s จะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำ ซึ่งส่วนหนึ่งจะกลายเป็นแหล่งพลังงานสำหรับนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ และทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ ทำให้ปริมาณซีโอดีทั้งหมดลดลง และอีกส่วนหนึ่งเป็นแหล่งพลังงานที่นำไปใช้ในการก่อให้เกิดมวลชีวภาพหรือสร้างเซลล์ใหม่ (X_p) หรือเซลล์แบคทีเรียเฮเทโรโทรป (X_H) ส่วนในระบบแบบไม่ใช้อากาศสัดส่วน S_s เกิดจากการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ช้าเช่นเดียวกับในระบบแบบใช้อากาศและจัดเป็นสารตัวกลางที่เป็นสารตั้งต้นในการผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของแบคทีเรียสร้างกรดในขั้นตอนที่สอง ซึ่งสัดส่วน S_s มีค่าอยู่ในช่วงระหว่างร้อยละ 3-35 ในน้ำเสียดิบและร้อยละ 14-57 ในน้ำเสียที่ผ่านการตกตะกอน (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavala, Angelidaki, and Ahring, 2003; Gavalakis, Mamais, Marinos, and Andreadakis, 2006; Christian Kohler, 2008; Pasztor, Thury, and Pulai, 2009; Durruty, Zaritzky, and Gonzalez, 2012)

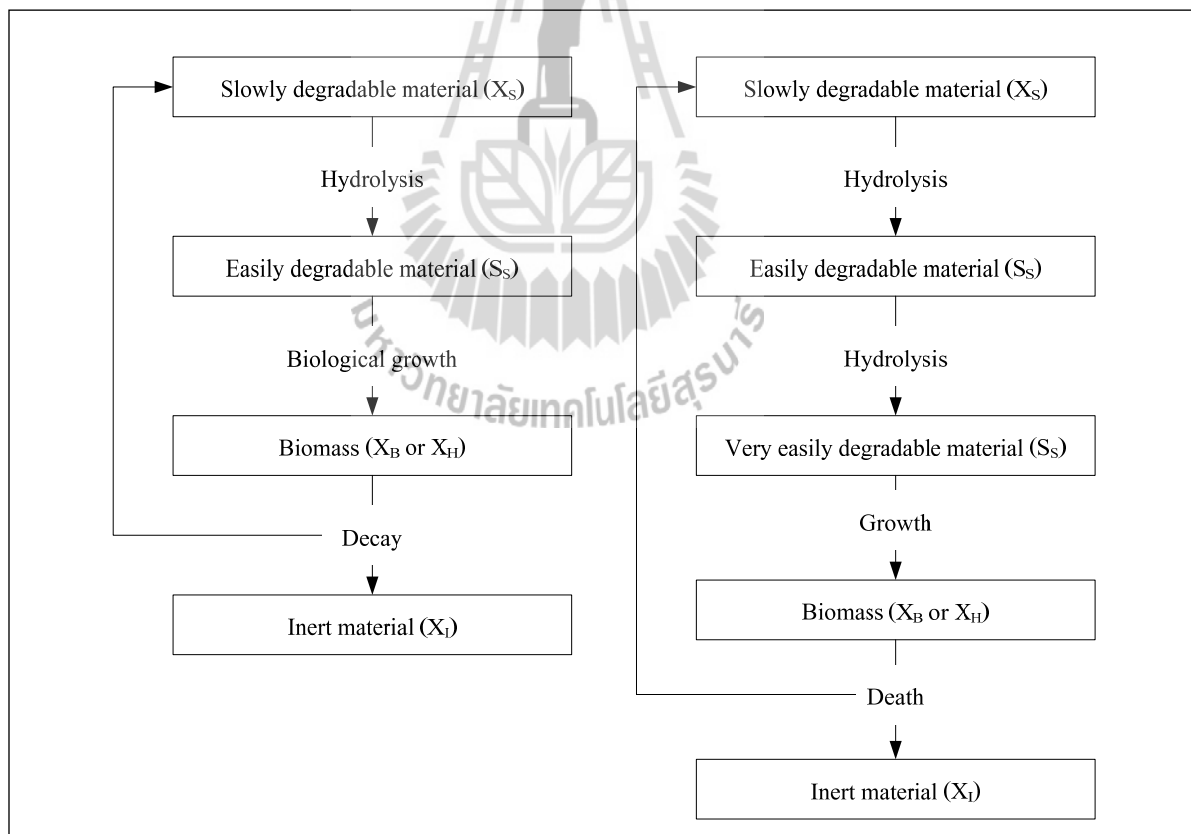
สัดส่วน X_s หรือสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate) เป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ สารคอลลอยด์ และอนุภาคสารอินทรีย์ ที่ต้องการไฮโดรไลซิสภายนอกเซลล์ก่อนที่จะทำการย่อยสลาย ซึ่งสัดส่วน X_s จะถูกย่อยไปเป็นสัดส่วน S_s และจากนั้นจะถูกย่อยสลายโดยกระบวนการเผาผลาญโดยตรง โดยในขั้นตอนนี้จะไม่มีการย่อยสลายสารอินทรีย์ทำให้ค่าซีโอดีมีค่าคงที่ สัดส่วน X_s ในตัวอย่างน้ำเสียโสโครกมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 28-74 และในตัวอย่างน้ำเสียขั้นแรกมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 24.5-65 (Grady et al., 1999; Henz, Harremoes, La Coor Jansen and Arvin, 2002; Pasztor et al., 2009)

สัดส่วน S_i สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อย (Inert soluble organic matter) ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบเดิม ซึ่งสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อยถือว่าเป็นสารที่มีอิทธิพลต่อกระบวนการย่อยสลาย และสามารถสะท้อนให้เห็นถึงสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้โดยทางอ้อม โดยสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อยเกิดขึ้นจากการไฮโดรไลซิสอนุภาคสารอินทรีย์หรือสัดส่วน S_i ที่เกิดขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 2-15 ในตัวอย่างน้ำเสียดิบ และร้อยละ 3-14.3 ในตัวอย่างของเสียจากระบบบำบัดขั้นต้น (Orhon, Ates, Sozen, and Cokgor, 1997; Henz et al., 2002; Pasztor et al., 2009)

สัดส่วน X_i อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรืออนุภาคสารอินทรีย์เฉื่อย (Inert particle organic matter) ซึ่งเป็นอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือย่อยสลายได้ช้ามากที่เกิดขึ้นจากการสลายตัว/การแตกตัวของเซลล์และการย่อยสลายของมวลชีวภาพ ทำให้ปริมาณซีโอดีทั้งหมดลดลงและ

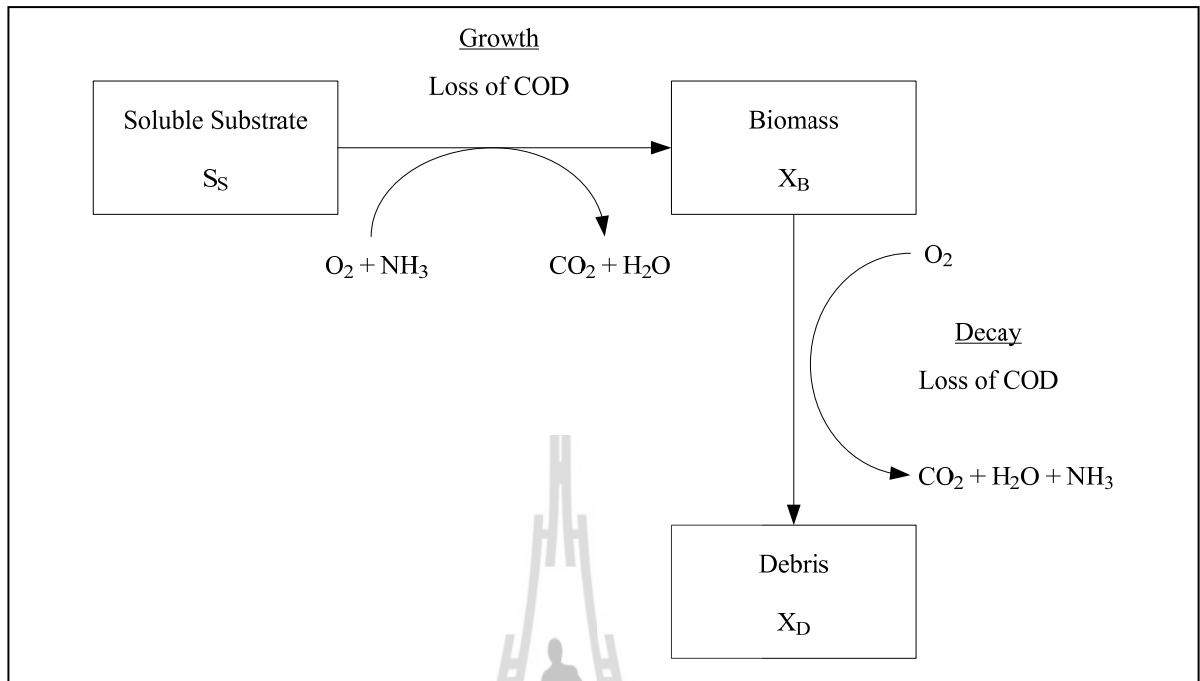
สัดส่วน X_I จะมีค่าสูงในตะกอนที่มีระยะเวลาเก็บกักนาน ดังนั้นการประเมินค่าสัดส่วน X_I สามารถหาได้จากอัตราการเกิดสัดจ์จากการทดลองในช่วงอายุสัดจ์แตกต่างกัน โดยสัดส่วน X_I ในตัวอย่างน้ำเสียดิบและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 8-39 และร้อยละ 4-20 (Henzs et al., 2002; Pasztor et al., 2009)

การแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์สามารถนำไปใช้ในการประเมินลักษณะสมบัติความสามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพของตัวอย่างที่ทำการศึกษา และทำนายประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ในเบื้องต้น เพื่อนำไปใช้ในการเลือกและออกแบบระบบบำบัด และสามารถนำมาใช้ในการทำนายอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในระบบแบบไม่ใช้อากาศ ทำนายค่าคงที่ทางจลนศาสตร์จากความสัมพันธ์กับไอยูอาร์ นอกจากนี้ยังใช้เป็นแบบจำลองในการอธิบายกระบวนการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ปนเปื้อนอยู่ในปริมาณมากจากระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นแบบจำลองอธิบายการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ในท่อน้ำทิ้ง โดยอธิบายในรูปของสัดส่วนสารอินทรีย์สามารถอธิบายได้ดังรูปที่ 2.6

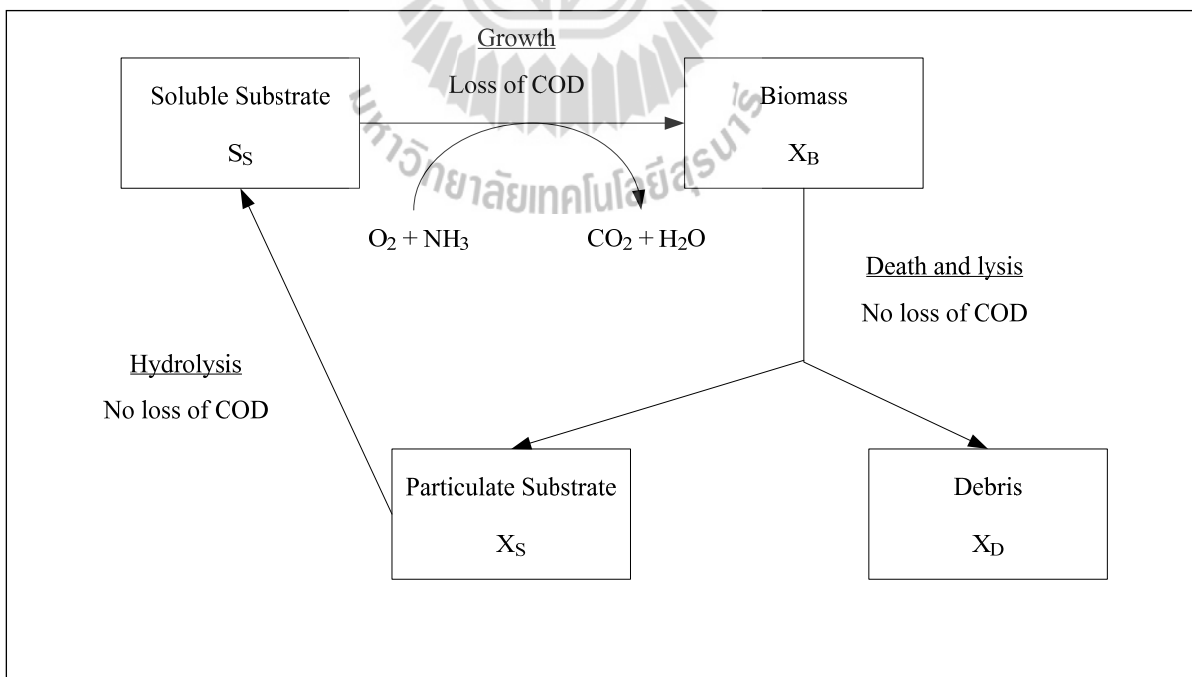


รูปที่ 2.6 รูปแบบการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบบำบัด (Henzs et al., 2002)

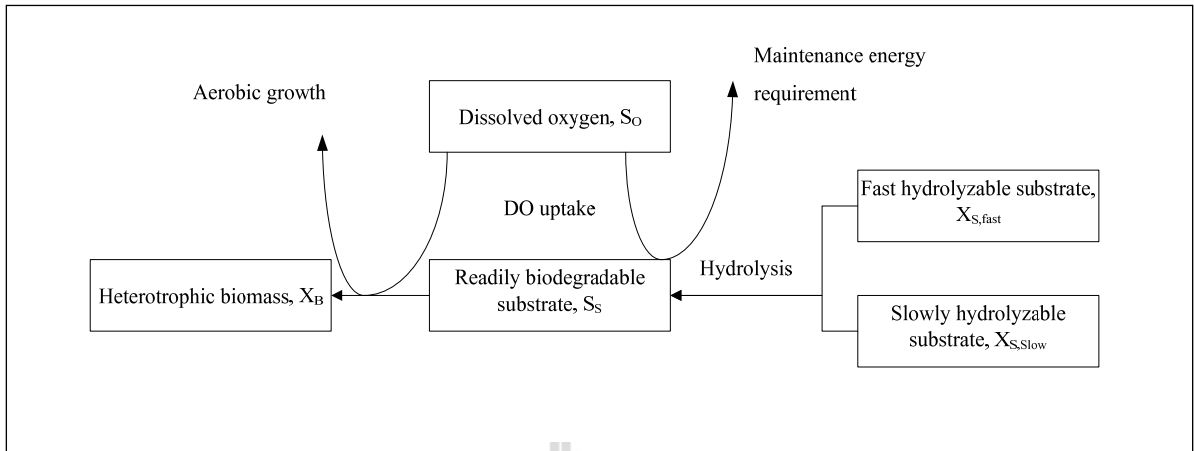
การย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบแบบใช้อากาศมีกลไกหลักคือการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ให้กลายเป็นซับสเตรตที่สามารถย่อยได้ง่าย ซึ่งซับสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้เร็วกว่าจะถูกนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ ทำให้อัตราการตายของจุลินทรีย์ลดลง ส่วนซับสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ช้ากว่าจะถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโต (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavalakis, Mamais, Marinos, and Andreadakis, 2006) โดยจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจะไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนในรูปสัดส่วน X_s ซึ่งในระหว่างขั้นตอนการไฮโดรไลซิสจะทำให้เกิดสารอินทรีย์ในรูปสัดส่วน S_s ซึ่งเป็นแหล่งพลังงานสำคัญสำหรับนำไปใช้ในระหว่างการย่อยสลายที่สามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้ง่าย และเมื่อมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เพียงพอ ซับสเตรต S_s จะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำ ซึ่งส่วนหนึ่งจะกลายเป็นแหล่งพลังงานสำหรับนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ และทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ และอีกส่วนหนึ่งเป็นแหล่งพลังงานที่นำไปใช้ในการก่อให้เกิดมวลชีวภาพหรือสร้างเซลล์ใหม่ (X_p) และมวลชีวภาพที่เกิดขึ้นจะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำก่อให้เกิดกระบวนการ Endogenous respiration ซึ่งประกอบด้วย การย่อยสลาย/การสลายตัว การบำรุงรักษา และภาวะการล่า (Predation) ทำให้เกิดอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (X_i) และสารอินทรีย์ที่ในรูปสัดส่วน X_s โดยมีซับสเตรต S_s เป็นแหล่งพลังงานเริ่มต้น ซึ่งเมื่อจับตัวกับออกซิเจนแล้วจะกลายเป็นน้ำ ทำให้เกิดเป็นสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปสัดส่วน S_i ดังรูปที่ 2.7 และ 2.8 และสามารถอธิบายได้จากโมเดลในรูปที่ 2.9 และ 2.10



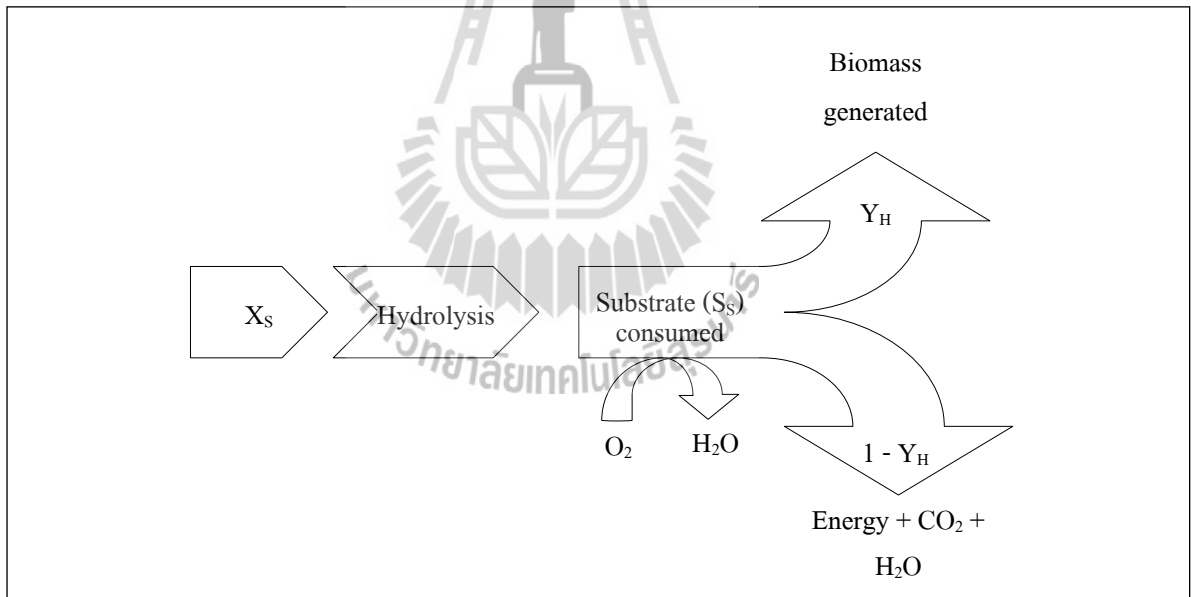
รูปที่ 2.7 แบบจำลองการย่อยสลายชีวมวลและการลดลงของซีโอดีแบบดั้งเดิม (Grady et al., 1999)



รูปที่ 2.8 แผนผังแสดงแนวทางการสลายตัว/การแตกตัวของเซลล์ต่อการเกิดเซลล์ใหม่ของแบบจำลองการย่อยสลายชีวมวลและการลดลงของซีโอดี (Grady et al., 1999)

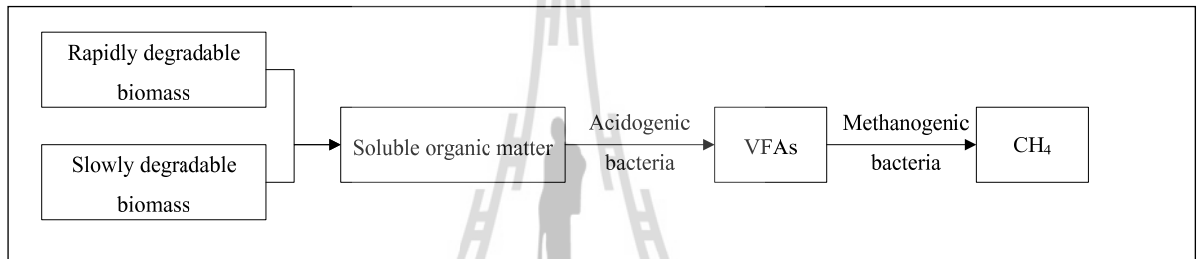


รูปที่ 2.9 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Vollertsen and Hvitved-Jacobsen (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002)

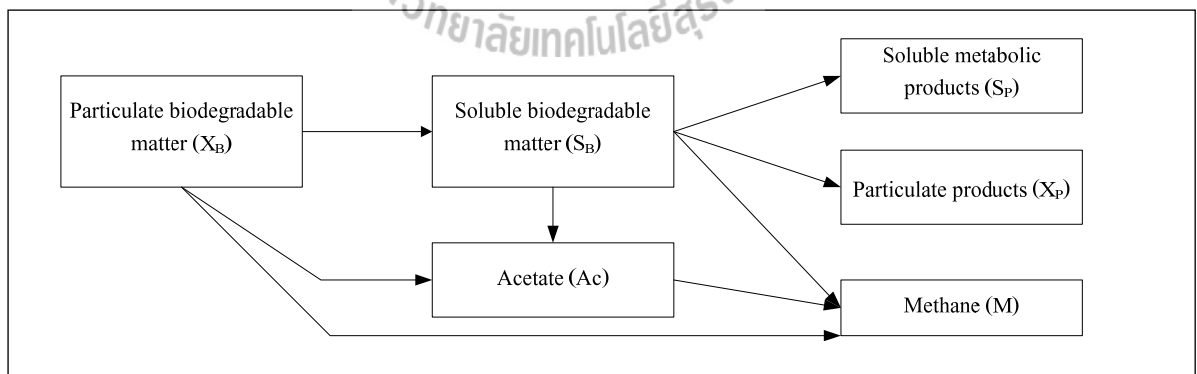


รูปที่ 2.10 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Christian Kohler (Christian Kohler, 2008)

ส่วนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศมีกลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบแบบไม่ใช้ออกาศประกอบด้วย 3 ขั้นตอนหลัก ในขั้นตอนแรกเป็นการไฮโดรไลซิสจากสารอินทรีย์ไม่ละลายน้ำหรืออนุภาคสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ในรูปของสัดส่วน X_B ซึ่งประกอบด้วย มวลชีวภาพที่ย่อยสลายได้เร็วและมวลชีวภาพที่ย่อยสลายได้ช้า ให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของสัดส่วน S_B หรือ S_s ซึ่งเป็นสารตัวกลางที่เป็นสารตั้งต้นในการผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของแบคทีเรียสร้างกรดในขั้นตอนที่สอง และขั้นตอนสุดท้ายแบคทีเรียสร้างมีเทนจะทำการเปลี่ยนจากกรดอินทรีย์ระเหยง่ายให้กลายเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ดัง โมเดลในรูปที่ 2.11 นอกจากนี้ในระหว่างการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ ทำให้เกิดสัดส่วน Soluble metabolic product (S_p) และ Particulate product (X_p) ดัง โมเดลในรูปที่ 2.12



รูปที่ 2.11 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Gavala, Angelidaki, and Ahring (Gavala, Angelidaki, and Ahring, 2003)



รูปที่ 2.12 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Durruty, Zaritzky, and Gonzalez (Durruty, Zaritzky, and Gonzalez, 2012)

2.12 การศึกษาสมดุลมวล

การทำสมดุลมวลทำให้เกิดความเข้าใจเกี่ยวกับกลไกการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในระบบ เพื่อให้เกิดการปรับปรุงและพัฒนาาระบบให้มีศักยภาพมากยิ่งขึ้น การทำสมดุลมวลเป็นทางหนึ่งที่ใช้ตรวจสอบความจริงของข้อมูลที่ได้อาจการศึกษาศักยภาพของระบบในการบำบัดน้ำเสีย การทำสมดุลมวลซีโอดีและสมดุลมวลไนโตรเจนเป็นการสะท้อนถึงความถูกต้องของข้อมูลที่ได้อาจการศึกษา ผลของการทำสมดุลมวลสามารถทำให้ทราบกลไกในการกำจัด นำไปสู่การปรับปรุงความเข้าใจเกี่ยวกับกลไกการกำจัดสารอินทรีย์

โดยข้อมูลที่ต้องการสำหรับการทำสมดุลมวลซีโอดีและไนโตรเจนประกอบด้วย พารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบ เช่น อัตราการไหล อัตราการเวียนกลับ อัตราการทิ้งตะกอนออกจากระบบ เป็นต้น ความเข้มข้นของซีโอดีที่เข้าและออกจากระบบ ความเข้มข้นของไนโตรเจน ไนไตรต์ และไนเตรตที่เข้าและออกจากระบบ อัตราการจับใช้ออกซิเจน และความเข้มข้นของปริมาณจุลชีพในตะกอน นอกจากนี้ยังต้องมีข้อมูลของสัดส่วนของซีโอดีต่อจุลชีพในระบบ (COD/VSS) และสัดส่วนของไนโตรเจนต่อจุลชีพในระบบ (TKN/VSS) ด้วย เพื่อความสมบูรณ์ของการทำสมดุลมวลต้องควบคุมปัจจัยที่มีผลต่อระบบ ทั้งอัตราการไหล ปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบ ลักษณะการไหลของน้ำเสีย ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบ รวมถึงปริมาณจุลชีพในระบบให้คงที่ และในสภาวะที่ระบบคงตัว (Steady state) เนื่องจากข้อมูลที่ใช้ในการทำสมดุลมวลมีความสำคัญ การควบคุมระบบที่ทำการศึกษาให้คงที่ที่สุด เพื่อความถูกต้องและแม่นยำของการทำสมดุลมวล

2.12.1 การทำสมดุลมวลซีโอดี

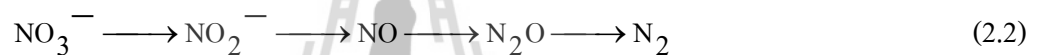
จากหลักฐานของการทำสมดุลซีโอดีพบว่าซีโอดีที่เข้าระบบนั้นหายไปเนื่องจากกระบวนการดังนี้ 1) ซีโอดีอยู่ในน้ำที่ออกจากระบบ 2) ซีโอดีสะสมในตะกอน 3) เกิดการออกซิไดซ์ซีโอดีโดยจุลชีพ 4) หากมีสภาวะแอนอกซิกร่วมกับซีโอดีอาจหายไปเนื่องจากการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และมีสมมติฐานว่ามีส่วนเล็กน้อยของปริมาณสารอินทรีย์หายไปเนื่องจากการระเหยของสารอินทรีย์ (Barker and Dold, 1995)

1) ซีโอดีอยู่ในน้ำที่ออกจากระบบ ในน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบมีสารปนเปื้อนอยู่ ซึ่งวัดออกมาในรูปของซีโอดี เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ สารปนเปื้อนจะถูกกำจัดด้วยกลไกต่าง ๆ หากมีระยะเวลาเก็บกักไม่เพียงพอหรือสารปนเปื้อนเป็นสารที่ระบบไม่สามารถกำจัดได้ สารปนเปื้อนนั้นจะตกค้างออกไปกับน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ

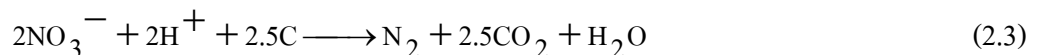
2) ซีโอดีสะสมในตะกอน เกิดจากการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ ซึ่งเซลล์จุลชีพมีความจำเป็นที่จะต้องใช้สารอินทรีย์ในการสร้างเซลล์และการซ่อมแซมส่วนที่สึกหรอของเซลล์จุลชีพ การจับยึดหรือดูดซับอยู่ในตะกอนที่ปล่อยออกนอกระบบ

3) เกิดการออกซิไดซ์ซีไอดีโดยจุลชีพ หลังจากหักลบการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันแล้ว ซึ่งปริมาณการออกซิไดซ์ซีไอดีโดยจุลชีพสามารถหาได้จากการศึกษาอัตราการหายใจของจุลชีพโดยเติมสารละลาย ATU เพื่อยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน

4) หากมีสถานะแอนอกซิกพร้อมด้วยซีไอดีอาจหายไป เนื่องจากการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน จุลินทรีย์จะลดรูปของไนเตรตด้วยแบคทีเรียเฮเทอโรโทรปในสถานะขาดออกซิเจน หรือมีค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายค่อนข้างต่ำ จะเกิดการหายใจแบบแอนอกซิกขึ้นในระบบ ซึ่งสถานะแอนอกซิกเป็นการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยไม่ได้อยู่ภายใต้สถานะแอนแอโรบิก แต่เป็นรูปแบบตัดแปลงอย่างหนึ่งในภาวะแอโรบิก โดยสถานะแอนอกซิกจะมีแนวโน้มทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชันได้ แต่พบว่าในสถานะที่ระบบมีออกซิเจนละลายน้ำถึง 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันหยุดทำงาน หากเป็นในระบบที่สามารถเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ การหายไปของซีไอดีจะเกิดโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Payne, 1981)

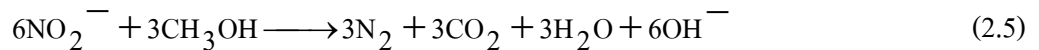
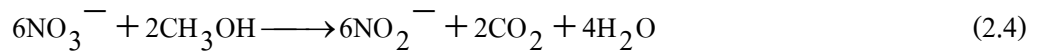


แบคทีเรียเฮเทอโรโทรปชนิดนี้จะพบในระบบที่เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ได้แก่ *alcaligenes*, *Achromobacter*, *Micrococcus* และ *Pseudomonas* ซึ่งจุลชีพเหล่านี้สามารถใช้ออกซิเจนและ/หรือไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการผลิตพลังงานของจุลชีพเหล่านี้ ซึ่งจุลชีพเหล่านี้จำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอน การเกิดดีไนตริฟิเคชันได้มากหรือน้อยขึ้นอยู่กับระบบได้มีปริมาณบีไอดี, มากหรือน้อย ถ้ามีบีไอดี, ให้กำจัดได้มากก็จะทำให้การเกิดดีไนตริฟิเคชันมีได้มากด้วย จากที่ได้กล่าวข้างต้นสามารถเขียนเป็นรูปของสมการเคมี โดยไม่คำนึงถึงการสังเคราะห์เซลล์ดังสมการที่ 2.3 แต่ถ้าพิจารณาจุลชีพที่เกิดขึ้นในระบบจะพบว่าจุลชีพชนิดเฮเทอโรโทรปจะเกิดประมาณ 0.4 มิลลิกรัมของแห้งระเหยง่ายต่อมิลลิกรัมซีไอดีที่ถูกกำจัด

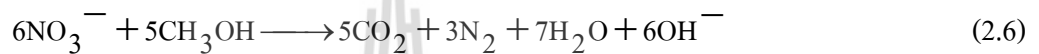


ไนเตรตไนโตรเจน 1 กรัมเทียบได้กับ 2.86 กรัมของออกซิเจน และต้องการบีไอดี, สำหรับการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันสามารถประมาณด้วยค่าของบีไอดี,/ไนเตรตต้องมีค่ามากกว่า 3.0 หากมีปริมาณอาหารคาร์บอนไม่เพียงพอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ก็ต้องเพิ่มแหล่งอาหารคาร์บอนอาจเป็นน้ำเสียหรือสารเคมีคาร์บอน เช่น เมทานอล อีทานอล โมลาส อะซิเตท เป็นต้น กระบวนการดีไนตริฟิเคชันยังทำให้ช่วยเพิ่มสภาพด่างไบคาร์บอเนต ในทางทฤษฎีแล้ว 1 มิลลิกรัมไนเตรตไนโตรเจนที่ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนจะทำให้เกิดสภาพด่างเท่ากับ 3.57 มิลลิกรัมแคลเซียมคาร์บอเนตต่อลิตร ซึ่งจะตรงกันข้ามกับการเกิดไนตริฟิเคชันที่จะไปลดสภาพด่าง สมการที่ 2.4 และ 2.5 แสดงกลไกทางชีวภาพของ

ปฏิกิริยาทางดีไนตริฟิเคชันทั้งหมดอย่างเป็นขั้นตอน โดยนำเมทานอลมาเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เป็นปฏิกิริยาพลังงานขั้นที่ 1 และขั้นที่ 2



รวมปฏิกิริยาจากสมการ 2.4 และ 2.5 มาเป็นสมการ 2.6



2.12.2 การทำสมดุลมวลไนโตรเจน

โดยทั่วไปไนโตรเจนที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนหรือแอมโมเนีย หากรวมสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียจะเรียกว่าทีเคเอ็น (TKN) ถ้าระบบที่ทำการศึกษาเป็นดีไนตริฟิเคชัน จะเปลี่ยนทีเคเอ็นไปเป็นไนเตรต ถ้ามีพื้นที่ที่ไม่มีอากาศอาจเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน เป็นผลให้เกิดการเปลี่ยนรูปของไนเตรตไปเป็นก๊าซไนโตรเจน หรือสารระหว่างกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

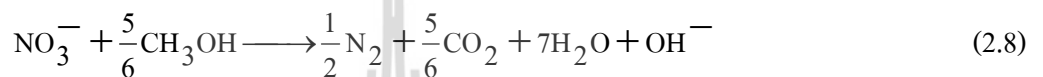
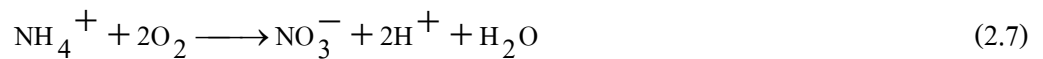
โดยส่วนของทีเคเอ็นที่เข้าระบบจะถูกใช้ไปเพื่อการสร้างเซลล์ใหม่ หรืออยู่ในตะกอนของระบบ การหายไปของไนโตรเจนจากระบบอาจเกิดเนื่องมาจาก 1) ทีเคเอ็นในน้ำออก 2) ทีเคเอ็นในตะกอน 3) เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของไนเตรต 4) ไนโตรเจนเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของก๊าซไนโตรเจนโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (หากเป็นระบบที่มีพื้นที่ที่ไม่มีอากาศ)

1) ทีเคเอ็นในน้ำที่ออกจากระบบ ในน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบมีสารอาหารไนโตรเจนอยู่ ซึ่งวัดออกมาในรูปของทีเคเอ็น จุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียมีความจำเป็นต้องใช้สารอาหารไนโตรเจนเพื่อการสร้างเซลล์และการเจริญเติบโต จึงทำให้เกิดการกำจัดไนโตรเจนขึ้น หากมีระยะเวลาเก็บกักไม่เพียงพอไนโตรเจนจะตกค้างออกไปกับน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ

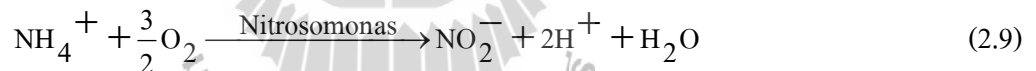
2) ทีเคเอ็นสะสมในตะกอน เกิดจากการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ ซึ่งเซลล์จุลชีพมีความจำเป็นต้องใช้สารอาหารในการสร้างเซลล์และการซ่อมแซมส่วนที่สึกหรอของเซลล์จุลชีพ การจับยึดหรือดูดซับอยู่ในตะกอนที่ปล่อยออกนอกระบบ

3) เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของไนเตรต จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่ากลไกการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนชีวภาพส่วนใหญ่เกิดจากกระบวนการสังเคราะห์เซลล์ กระบวนการออกซิเดชัน ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และการสะสมไว้ในเซลล์ ส่วนกลไกการกำจัดไนโตรเจนเกิดจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และการดูดซึมเข้าสู่เซลล์ (Barker and Dold, 1995) ในการเจริญเติบโตหรือ

ขยายเซลล์ใหม่ ส่งผลต่อการลดปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสีย โดยพบว่าเมื่อมีการกำจัดไนโตรเจนลงร้อยละ 8 -20 จะทำให้มวลของจุลชีพประมาณร้อยละ 12 ที่เกิดการสะสมขึ้นในระบบ ซึ่งไนโตรเจนในน้ำเสียจะถูกย่อยสลายได้หรือถูกใช้ไปก็ต้องการอาหารในรูปของสารอินทรีย์คาร์บอนด้วย โดยมีขั้นตอน 2 ขั้นตอน ขั้นตอนแรกเป็นกระบวนการไนตริฟิเคชัน และขั้นที่ 2 เป็นกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน กระบวนการไนตริฟิเคชันแสดงดังสมการที่ 2.7 และกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแสดงดังสมการที่ 2.8



การที่จะกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียให้หมดสิ้น จำเป็นต้องกำจัดไนโตรเจนโดยให้เปลี่ยนจากสารอินทรีย์ไนโตรเจนไปเป็นสารแอมโมเนียมไนโตรเจน และไปเป็นก๊าซไนโตรเจน การเกิดไนตริฟิเคชันทางชีวภาพของแอมโมเนียไนโตรเจน มี 2 ขั้นตอน โดยเกี่ยวกับจุลชีพ 2 ประเภทได้แก่ไนโตรโซโมนาสและไนโตรแบคเตอร์ ในสมการ 2.9 และ 2.10 ได้แสดงสมการเกี่ยวกับพลังงานที่ถูกใช้โดยไนโตรโซโมนาสและไนโตรแบคเตอร์ เพื่อการเจริญเติบโตและซ่อมแซมส่วนที่สึกหรอของเซลล์



4) ไนโตรเจนเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของก๊าซไนโตรเจนโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน แสดงรายละเอียดการเกิดปฏิกิริยาในหัวข้อ 2.12.1

2.13 การศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

2.13.1 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

การประมาณค่าการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย สามารถเขียนในรูปของสมการได้ดังนี้

$$r_g = \mu X \quad (2.11)$$

โดยที่ r_g = อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย (mass/ unit volume-time)
 μ = อัตราการโตจำเพาะ (time⁻¹)
 X = ความเข้มข้นของแบคทีเรียในระบบบำบัด (mass/ unit volume)

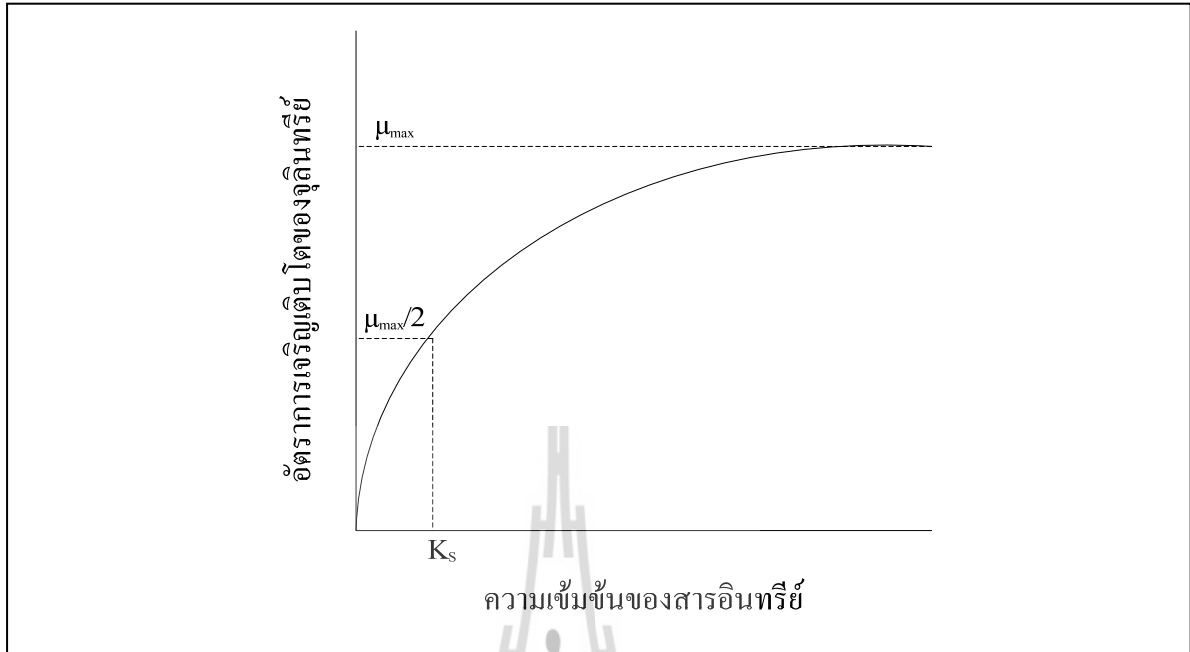
ในสภาวะที่การเจริญเติบโตของแบคทีเรียถูกจำกัดด้วยปริมาณอาหารหรือสารอินทรีย์ สามารถเขียนเป็นสมการโมนอด (Mofcalf and Eddy, 2004)

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2.12)$$

โดยที่ μ = อัตราการโตจำเพาะ (Specific growth rate; time⁻¹)
 μ_m = อัตราการโตจำเพาะสูงสุด (Maximum growth rate; time⁻¹)
 S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ (mass/ unit volume)
 K_s = ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการโตจำเพาะมีค่า ½ ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด

จากสมการดังกล่าวข้างต้น สามารถแสดงความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จำเป็นในการเจริญเติบโตสำหรับจุลินทรีย์ดังแสดงในรูป 2.13 ถ้าแทนค่า μ จากสมการที่ 2.11 ลงในสมการที่ 2.12 จะได้

$$r_g = \mu_m \frac{XS}{K_s + S} \quad (2.13)$$



รูปที่ 2.13 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่อหน่วยจุลินทรีย์
กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์

2.13.2 วิธีวัดการหายใจ

ในปัจจุบันวิธีวัดการหายใจเป็นวิธีการที่ได้รับความนิยมและน่าเชื่อถือมากในการนำมาใช้ศึกษาพารามิเตอร์ทางจลนศาสตร์ โดยทำการศึกษาอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอยูอาร์ (Oxygen uptake rate) สำหรับการย่อยสลายตะกอนในระบบบำบัด เพื่อประเมินประสิทธิภาพของระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) ที่ใช้เชื้อรา (FDHS) และแบคทีเรีย (BDHS) เป็นจุลชีพ เพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง ซึ่งน้ำเสียดังกล่าวนั้นประกอบไปด้วยสารอินทรีย์เชิงซ้อนโมเลกุลใหญ่ในปริมาณมาก ซึ่งการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนเป็นการวัดอัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen consumption rate) ของจุลชีพแบบใช้อากาศต่อช่วงเวลาใด ๆ ที่ได้มาจากความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved oxygen) กับเวลาที่ทำการศึกษา โดยชุดข้อมูลที่ได้อาจการวัดโอยูอาร์สามารถนำไปใช้ในการคำนวณหาค่าอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (r_x) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการโตจำเพาะมีค่า $1/2$ ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (K_s) และค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Y) ได้โดยใช้สมการทางจลนศาสตร์ของโมนอด

การวัดโอยูอาร์ (Oxygen uptake rate) จะทำการศึกษาค้นคว้าทดลองวัดการหายใจ ซึ่งประกอบด้วยโพรบวัดค่าออกซิเจนและเครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่สามารถบันทึกข้อมูลได้แบบอัตโนมัติ โดยในการศึกษานี้ได้ทำการบันทึกข้อมูลทุก 5 นาที และเซลล์วัดการหายใจแบบปิดทรงกระบอกปริมาตร 960 มิลลิเมตร ซึ่งทำให้น้ำมีความลาดเอียงเพื่อให้ฟองอากาศสามารถออกจาก

เซลล์วัดการหายใจได้โดยง่าย และทำให้พื้นที่ในการแลกเปลี่ยนออกซิเจนกับบรรยากาศภายนอกลดลง เพื่อให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีความคงตัวมากขึ้น และทำการควบคุมอุณหภูมิให้คงที่ด้วยชุดหมวนเวียนน้ำ นอกจากนี้ใส่หัวฟูเพื่อเติมอากาศ เนื่องจากการศึกษาต้องการการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องและใช้แท่งแม่เหล็กช่วยในการทำให้เกิดการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ภายในเซลล์วัดการหายใจ และกรวยแก้วที่ใช้สำหรับเติมซับสเตรตเข้าระบบและใช้สำหรับให้ฟองอากาศออกจากระบบช่วงการเติมอากาศระหว่างการทดลองดังแสดงในรูป 2.14 (Patcharin Racho,2009)

วิธีวัดการหายใจเป็นการวัดค่าอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือไอยัวร์ในสภาวะปิดซึ่งเป็นการวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำที่เปลี่ยนแปลงไปในแต่ละช่วงเวลา เนื่องจากแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกนำออกซิเจนไปใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยอัตราคงที่ในช่วงระยะเวลาหนึ่งจนเข้าสู่สภาวะเอ็นโดจีนัส ซึ่งจะได้ชุดข้อมูล เพื่อนำไปใช้ในการคำนวณหาค่าอัตราการหายใจเอ็นโดจีนัส (Endogenous respiration rate ($OUR_{x,e}$)) ค่าอัตราการหายใจทั้งหมด (Total respiration rate ($OUR_{x,t}$)) ค่าการใช้ออกซิเจนสุทธิ (Net oxygen consumption (OC)) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (Substrate removal rate (R_x)) ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Biomass yield coefficient (Y)) และค่าอัตราการโตจำเพาะ (Specific growth rate (μ)) ดังสมการต่อไปนี้

$$OUR_{x,ox} = OUR_{x,t} - OUR_{x,e} \quad (2.14)$$

โดยที่

$$OUR_{x,ox} = \text{OUR of substrate oxidation (mg O}_2\text{/mg VSS.h)}$$

$$OUR_{x,t} = \text{Total respiration rate (mg O}_2\text{/mg VSS.h)}$$

$$OUR_{x,e} = \text{Endogenous respiration rate (mg O}_2\text{/mg VSS.h)}$$

$$R_x = \frac{OUR_{x,ox}}{OC/S} \quad (2.15)$$

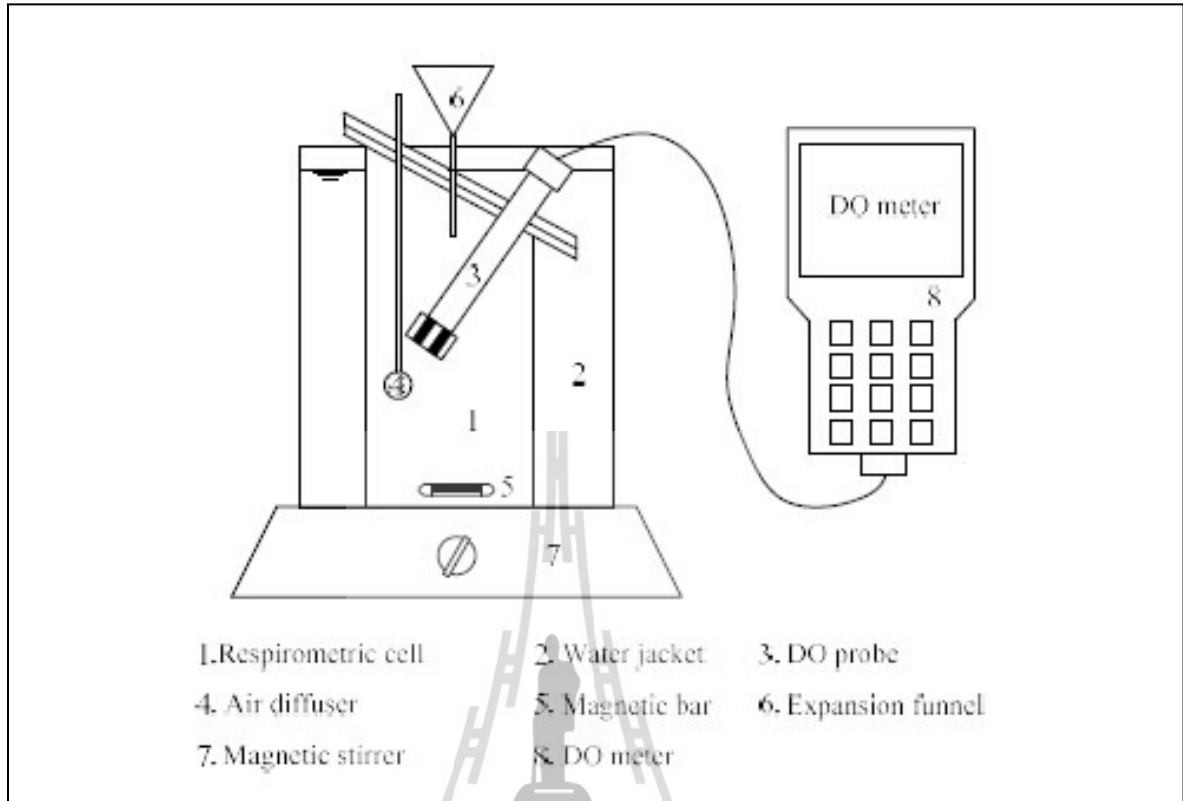
โดยที่

$$R_x = \text{Substrate removal rate (mg COD removed/ mg VSS.h)}$$

$$OC = \text{Net oxygen consumption (mg O}_2\text{/L)}$$

$$S = \text{Substrate consumption (mg COD/L)}$$

ซึ่งการใช้ออกซิเจนสุทธิ (OC) เป็นพื้นที่ใต้กราฟไอยัวร์ (OUR) ที่ได้จากการทดลองการวัดการหายใจ



รูปที่ 2.14 ชุดการทดลองการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอซูอาร์ (Oxygen uptake rate)

นอกจากนี้ยังสามารถคำนวณหาค่า Y และค่า μ ได้จากสมการ

$$Y = \frac{1}{f} \left(1 - \frac{OC}{S} \right) \quad (2.16)$$

$$\mu = Y \cdot R_x \quad (2.17)$$

โดยที่

μ = Specific growth rate (h^{-1})

f = COD/VSS ratio of the sludge (mg COD/ mg VSS)

Y = Yield coefficient (mg VSS/mg COD removed)

2.14 การกระจายตัวของขนาดโมเลกุลในน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง

วัตถุประสงค์สำคัญในการบำบัดน้ำเสีย คือ การกำจัดสารอินทรีย์ออกจากน้ำเสีย ก่อนที่จะปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ โดยปกติพารามิเตอร์ที่ใช้ในการบ่งชี้ความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้แก่ ค่าบีโอดี แต่ลักษณะทางชีวภาพที่สำคัญ สามารถบอกถึงการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นได้เช่นกัน คือ การกระจายของขนาดโมเลกุล ทำให้เกิดความเข้าใจระบบบำบัดน้ำเสียมากยิ่งขึ้น (Logan and Wagenseller, 2000) โดยสารอินทรีย์ในน้ำส่วนมากมีขนาดโมเลกุลใหญ่ ต้องผ่านการไฮโดรไลซิสจนมีขนาดเล็กกว่า 600 – 1,000 ดาลตัน จุลชีพจึงสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยจุลชีพได้

ในกระบวนการแบบครึ่งฟิล์มชีวภาพ เช่น ระบบโปรยกรองมีสมมติฐานว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่การบำบัดนั้นจะขนถ่ายผ่านฟิล์มชีวภาพ โดยการซึมผ่านและเกิดการย่อยสลายต่อไป ส่วนสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคจะยึดติดอยู่บริเวณผิวหน้าของฟิล์มชีวภาพ และเกิดการไฮโดรไลซิสและขนถ่ายเข้าสู่ฟิล์มชีวภาพ และเกิดการย่อยสลายต่อไป (Marquet, Mietton-Peuchot and Wheatley, 1999)

โดยวิธีการในการศึกษาการกระจายของขนาดโมเลกุล (Molecular Weight Distributions) มีผู้ทำการศึกษาการกระจายตัวของขนาดโมเลกุล (Confer and Logan, 1997a; Confer and Logan, 1997b; Barker, Mannucchi, Salvi and Stuckey, 1999; Marquet et al., 1999; Logan and Wagenseller, 2000; Calace, Liberateri, Petronio and Pietroletti, 2001; Sophonsiri and Morgenroth, 2004; Dulekgurgen, Dogruel, Karahan and Orhan, 2006; Kommedal et al., 2006; Karahan, Dogryel, Dulekgurgen and Orhan, 2008) ในการใช้เป็นตัวบ่งชี้กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย และศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลที่แตกต่างกันของแหล่งน้ำต่างชนิด จากการศึกษาของ Confer and Logan (1997a) ทำการศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต พบว่าการย่อยสลายสารโมเลกุลใหญ่ต่างจากสารโมเลกุลเล็ก โดยสารโมเลกุลใหญ่ต้องเกิดกระบวนการไฮโดรไลซิสเพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ให้เป็นโพลิเมอร์ขนาดเล็กหรือโมโนเมอร์โดยเอนไซม์จากจุลินทรีย์ขนาดเล็กเพียงพอที่จุลชีพจะสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้สามารถสรุปขั้นตอนในการย่อยสลายสารโมเลกุลใหญ่ได้ดังต่อไปนี้

1) สารอินทรีย์เชิงซ้อนที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ (มากกว่า 10,000 ดาลตัน) ในขั้นแรกสารอินทรีย์ดังกล่าวจะเกิดการละลายที่ผิวของเซลล์จุลชีพที่แขวนลอยในของเหลวหรือเกาะติดเซลล์จุลชีพบนผิวฟิล์มชีวภาพ โดยคาร์โบไฮเดรตสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ ได้แก่ แป้ง เซลลูโลส เป็นต้น

2) เกิดกระบวนการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์โมเลกุลขนาดใหญ่ที่เกาะบนผิวของเซลล์จุลชีพเกิดเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลเล็กลงอยู่ในช่วงขนาดโมเลกุล 2,000 – 10,000 ดาลตัน คือสารที่เกิดจากย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ที่ไม่สมบูรณ์ (Hydrolytic fragment) คาร์โบไฮเดรตที่มีขนาดโมเลกุลอยู่ในช่วง 2,000 – 10,000 ดาลตัน ได้แก่ เดกโตส มอลโตส เป็นต้น

3) เกิดการย่อยสลาย Hydrolytic fragment ให้มีขนาดเล็กพอที่จุลชีพสามารถดูดซึมผ่านเข้าสู่เซลล์ (Assimilation) และเกิดการย่อยสลายภายในเซลล์ต่อไป โดยขนาดที่จุลชีพสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้อยู่ในช่วง 600 - 1000 ดาลตัน (Da) ได้แก่ กลูโคส เป็นต้น

4) เกิดขั้นตอนที่ 1-3 ข้างบนมีขนาดโมเลกุลเล็กพอที่จุลชีพสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์เกิดการกระบวนการย่อยสลายได้ (น้อยกว่า 1,000 ดาลตัน; Da) โดยสามารถสรุปสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปคาร์โบไฮเดรตในช่วงโมเลกุลต่าง ๆ ได้ดังตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 ประเภทของสารอินทรีย์แบ่งโดยการแยกด้วยเมมเบรน (MWCO)

(Confer and Logan (1997a); Confer and Logan (1997b))

ขนาด โมเลกุลของสารอินทรีย์	ระดับการกรอง	ชนิดของสารอินทรีย์
สารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ (High Molecular Weight)	มากกว่า 10,000 ดาลตัน	แป้ง เซลลูโลส
สารอินทรีย์โมเลกุลกลาง (Medium Molecular Weight)	1,000 – 10,000 ดาลตัน	มอลโทส
สารอินทรีย์โมเลกุลเล็ก (Low Molecular Weight)	น้อยกว่า 1,000 ดาลตัน	กลูโคส

การกระจายตัวของอนุภาคและการกระจายตัวของขนาดโมเลกุลสามารถใช้ในการบอกลักษณะของน้ำเสียหรือแหล่งน้ำต่างชนิดกันได้ การศึกษาที่ผ่านมาจะนำการกระจายตัวของขนาดสารอินทรีย์ใช้ในการบอกลักษณะน้ำเสียที่ต่างกัน บอกลักษณะของระบบบำบัดน้ำเสีย โดยพิจารณาจากการกระจายตัวของขนาดสารอินทรีย์ก่อนและหลังเข้าระบบบำบัดน้ำเสีย โดย Marquet et al. (1999) ศึกษาการกระจายตัวของอนุภาคของน้ำเสียที่ออกจาก ระบบโปรยกรอง (Trickling filter) โดยหาสัดส่วนของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบที่ความสูงต่างกัน โดยดูการกระจายตัวของโมเลกุลที่อยู่ในน้ำเสีย นอกจากนี้ยังทำการเปรียบเทียบผลกระทบของอนุภาคน้ำที่เข้าระบบที่มีและไม่มีกรองต่อประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี พบว่าการกรองนั้นทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเพิ่มสูงขึ้นเนื่องจากการกรองทำให้อนุภาคที่เข้าระบบมีขนาดเล็กจึงเกิดการย่อยสลายได้ง่าย ที่ระยะทางการบำบัดที่มากขึ้นของระบบโปรยกรอง (Trickling filter) มีสารอินทรีย์คาร์บอนที่อยู่ในรูปสารอินทรีย์ละลายที่เพิ่มมากขึ้น และพบการกระจายตัวของขนาดโมเลกุลที่เล็กลงตามระยะทางการกรองที่เพิ่มมากขึ้น ต่อมา Kommedal et al. (2006) ศึกษาผลกระทบของขนาดของโมเลกุลต่ออัตราการย่อยสลายรวมถึงค่าจลนศาสตร์ของการย่อยสลายสารอินทรีย์ พบว่าขนาดของโมเลกุลนั้นส่งผลต่ออัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบ เมื่อโมเลกุลที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียมีขนาดใหญ่ทำให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์นั้นเกิดได้ช้า รวมทั้งระยะเวลาในการเข้าสู่สมดุลยังเกิดได้ช้ากว่าที่โมเลกุลขนาดเล็ก ปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่มีความต้องการใน

ปริมาณน้อย เนื่องจากมีส่วนที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้มีปริมาณน้อยกว่าส่วนที่ย่อยสลายทางชีวภาพ และ Leiviska et al. (2008) ศึกษาผลกระทบของการกระจายตัวของสารอินทรีย์ละลายน้ำต่อการกำจัดบีโอดี ซีโอดี และฟอสฟอรัสในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในน้ำเสียโรงงานเยื่อและกระดาษ สัดส่วนของบีโอดี ซีโอดี และฟอสฟอรัส ใช้การกระจายตัวของขนาดอนุภาคในน้ำ ผลการศึกษาพบว่าการกระจายของอนุภาคในน้ำเข้าและน้ำออกของโรงงานเยื่อและกระดาษมีความแตกต่างกันคือ ส่วนหลักของขนาดอนุภาคจะเป็นอนุภาคที่เป็นขนาดกลางพบว่าเมื่อมีการลดขนาดของอนุภาคสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดของระบบบำบัดได้ดีในทุกพารามิเตอร์ จากการศึกษาที่ผ่านมาสามารถสรุปได้ว่าการกระจายตัวของโมเลกุลเป็นปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดทางชีวภาพ

2.15 เหตุผลของการศึกษา

2.15.1 ความต้องการระบบ Downflow Hanging Sponge

ระบบ DHS เป็นระบบใช้อากาศที่มีหลักการคล้ายระบบโปรยกรอง (Trickling filter) โดยใช้ฟองน้ำเป็นตัวกลาง ซึ่งเป็นตัวกลางที่มีช่องว่างมากกว่าร้อยละ 90 ทำให้สามารถกักจุลชีพในระบบได้สูง ส่งผลให้ระยะเวลาในการกักจุลชีพสูงตามไปด้วย การเติมอากาศของระบบ DHS ไม่ต้องใช้พลังงานจากภายนอก อาศัยหลักการที่น้ำไหลผ่านตัวกลางฟองน้ำแล้วเกิดกระบวนการกระจายตัว จนเกิดการถ่ายเทมวลของออกซิเจนลงสู่กันได้ ระบบ DHS มีพื้นที่การเกิดปฏิกิริยา 2 ส่วน พื้นที่การเกิดปฏิกิริยา 2 ส่วนคือ 1) พื้นที่ที่มีออกซิเจน (Aerobic zone) คือบริเวณด้านบนของตัวฟองน้ำจนถึงส่วนที่ลึกลงไปประมาณ 0.75 เซนติเมตร และ 2) บริเวณที่เป็นแบบกึ่งมีออกซิเจน (Anoxic zone) คือบริเวณที่ลึกลงจากผิวด้านนอกของตัวกลางมากกว่า 0.75 เซนติเมตร จึงทำให้ระบบ DHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยแบคทีเรียในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (Aerobic heterotrops) และสามารถกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification-Denitrification) จึงทำให้ระบบ DHS จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าระบบ DHS มีศักยภาพในการบำบัดน้ำเสียดีกว่าระบบโปรยกรอง ระบบตะกอนเร่ง และระบบเอสบีอาร์ ยืนยันได้จากการศึกษาที่ผ่านมาในการนำระบบ DHS มาบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม (Agrawal et.al., 1997; Machdar et.al., 1997; Araki et.al., 1999; Mechdar et.al., 2000; Uemura et.al., 2002; Tandukar et.al., 2005; Tadukar et al., 2006a; Tadukar et al., 2006b; Tawfik et.al., 2006a; Tawfik et.al., 2006b; Racho and Wichitsathian, 2008; Wichitsathian and Racho, 2009; Patcharin Racho, 2009) ผลการศึกษาพบศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนรวมถึงแบคทีเรียที่ก่อให้เกิดโรค นอกจากนี้ระบบ DHS ยังเป็นระบบที่มีค่าก่อสร้างและค่าเดินระบบที่ต่ำ จากศักยภาพระบบ DHS ที่ได้กล่าวมารวมถึงค่าใช้จ่ายและพื้นที่ในการก่อสร้างที่ต่ำ ระบบ DHS เป็นระบบที่น่าสนใจในการนำมาศึกษาเพื่อใช้บำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง

2.15.2 ความต้องการทำงานร่วมกันของเชื้อราและแบคทีเรีย

น้ำเสียที่ใช้ในการศึกษานี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีลักษณะการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง มีสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่เป็นองค์ประกอบหลัก ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก โดยสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ต้องผ่านการไฮโดรไลซิสด้วยเอนไซม์ภายนอกเซลล์ให้มีขนาดเล็กพอที่จุลชีพจะสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ แล้วจึงเกิดการย่อยสลายภายในเซลล์จุลชีพได้ หลายการศึกษาที่ผ่านมาได้แนะนำให้ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ เนื่องจากเชื้อรามีความหลากหลายของเอนไซม์และมีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนขนาดใหญ่ได้ เช่น สารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาค เซลล์จุลชีพที่ตายแล้ว เป็นต้น (Tripathi et al., 2007; Thanh and simard, 1973; Mannan et al, 2005; Tung et al., 2004; Guest and Smith, 2002) นอกจากนี้เชื้อรายังมีลักษณะเป็นเส้นใยที่เรียกว่าฟิลาเมน (filaments) โดยเส้นใยดังกล่าวจะแพร่กระจาย โดยจะก่อตัวเป็นเส้นใยหลวม ๆ และเป็นชีวมวลที่มีความสามารถในการจับสารอาหารและขนส่งออกซิเจนได้ดี ด้วยเหตุผลดังที่ได้กล่าวมานี้ทำให้สามารถสรุปได้ว่าเชื้อรามีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่มีขนาดใหญ่ได้ดีกว่าแบคทีเรีย

ในน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีคุณสมบัติใกล้เคียงกับน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB ของอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ในน้ำเสียดังกล่าวมีปริมาณไนโตรเจนปนเปื้อนอยู่ ต้องการแบคทีเรียเพื่อกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยในกระบวนการไนตริฟิเคชันจะเป็นการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรต์โดยแบคทีเรียออกโทโทรฟิกที่มีชื่อว่า ไนโตรโซโมนาส และเปลี่ยนไนไตรต์เป็นไนเตรตโดยแบคทีเรียออกโทโทรฟิกที่มีชื่อว่า ไนโตรแบคทีเรีย จากนั้นจึงเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยกระบวนการรีดักชันไนเตรตให้เป็นไนตริกออกไซด์ ไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจน ซึ่งจากการทบทวนเอกสารที่ผ่านมาพบว่าเชื้อราสามารถเกิดการกำจัดไนโตรเจนได้ด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันได้เช่นกัน แต่เนื่องจากการศึกษาระบบ DHS ในครั้งนี้ ส่วนที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพจะควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วง 4.0 ± 0.2 โดย Hirsh et al. (1961) ได้รายงานไว้ว่าถ้าพีเอชต่ำกว่า 5 เชื้อราจะไม่สามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ จึงจำเป็นต้องใช้แบคทีเรียในการกำจัดไนโตรเจนออกจากรน้ำเสีย

ดังนั้นหากนำเชื้อราและแบคทีเรียมาทำงานร่วมกันในระบบ DHS โดยในส่วนแรกใช้เชื้อราในการกำจัดสารอินทรีย์ก่อน เนื่องจากเชื้อรามีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์เชิงซ้อนขนาดใหญ่ สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์มีปริมาณลดลง และสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น เมื่อน้ำเสียถูกเข้ารับการบำบัดโดยแบคทีเรียการย่อยสลายสารอินทรีย์เกิดขึ้นได้ง่าย และเกิดการกำจัดไนโตรเจนได้ดีขึ้น

2.15.3 การออกแบบชุดการทดลอง

การศึกษาในครั้งนี้แบ่งออกเป็น 3 ชุดการทดลอง ชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ (FDHS) ชุดการทดลองที่ 2 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (BDHS) ชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (BDHS) โดยนำบักน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 เหตุผลของการศึกษาชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 เพื่อเปรียบเทียบศักยภาพระหว่างระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพและระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ ส่วนการชุดการทดลองที่ 2 และชุดการทดลองที่ 3 เป็นการเปรียบเทียบการบรรเทาพิษสารอินทรีย์ที่เข้าระบบ BDHS ซึ่งปริมาณและขนาดของโมเลกุลของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ BDHS แต่ปริมาณสารอินทรีย์และขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์ไม่ส่งผลต่อระบบ FDHS เนื่องจากระบบ FDHS ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ ซึ่งเชื้อรามีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อน โมเลกุลใหญ่ได้ดี มีสัมประสิทธิ์ของอัตราการเกิดปฏิกิริยาในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรีย (Jasti et al., 2006, Tripathi et al., 2007)



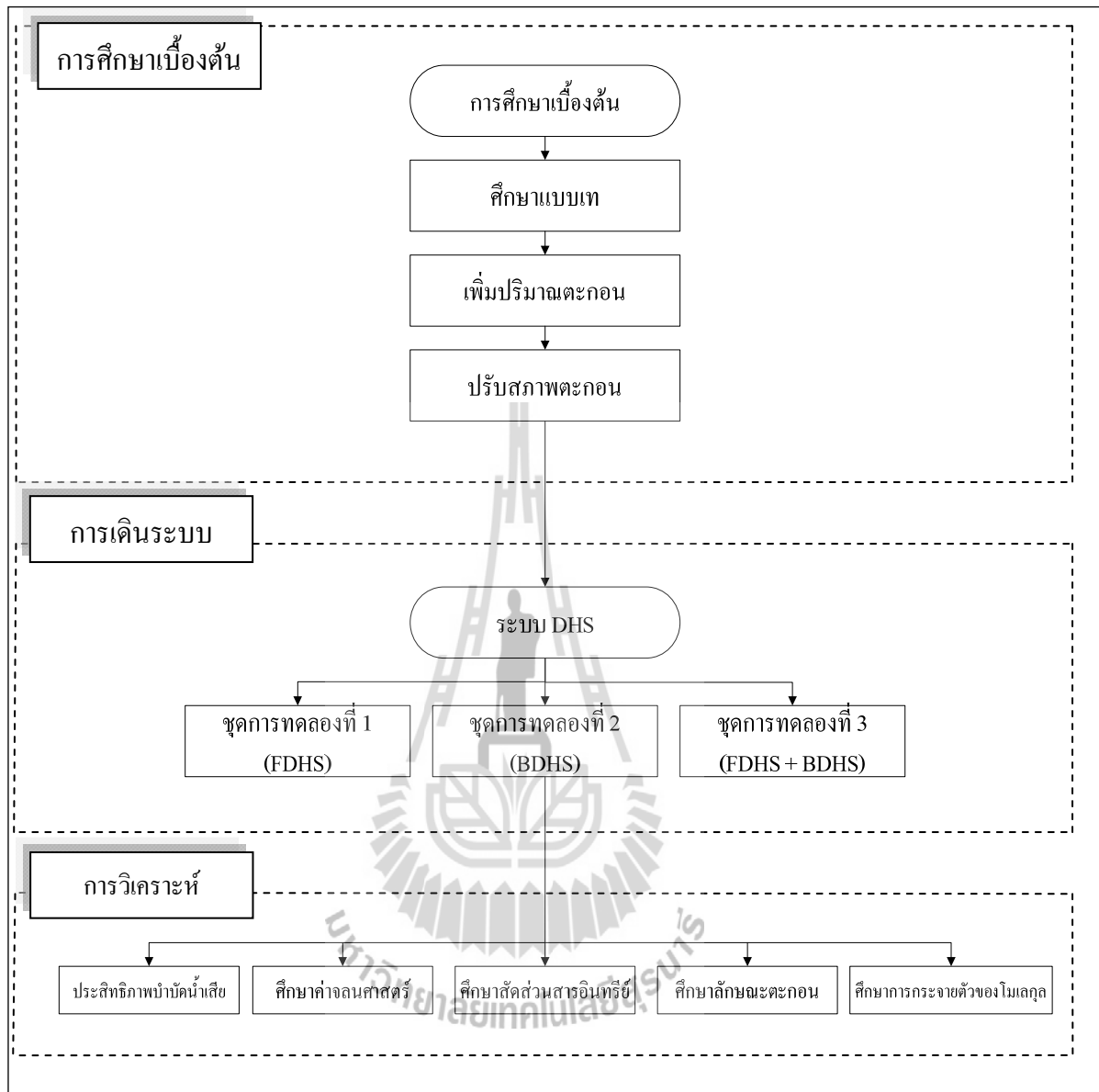
บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษานี้เป็นการศึกษาวิจัยแบบกึ่งทดลอง (Quasi-experimental research) โดยพิจารณาประสิทธิภาพของการทำงานร่วมระหว่างระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง โดยแบ่งออกเป็น 3 ชุดการทดลอง โดยชุดการทดลองที่ 1 ระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ (FDHS) ชุดการทดลองที่ 2 ระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (BDHS) และชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (BDHS) เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 โดยศึกษากระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยวิธีการกระจายตัวของขนาดโมเลกุล โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนของคาร์โบไฮเดรตสูง โดยชุดการทดลองของระบบ DHS ที่ทำการศึกษาดังอยู่ที่อาคารเครื่องมือวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี (F4) มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา แสดงรายละเอียดการศึกษาดังรูปที่ 3.1

3.1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูง

น้ำเสียที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตสูงมีหลายประเภทอุตสาหกรรม แต่เนื่องจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังเป็นอุตสาหกรรมที่เป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียปริมาณมากและมีการปนเปื้อนสารอินทรีย์สูงอีกด้วย จึงเป็นเหตุผลที่เลือกนำลักษณะของน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังมาใช้ในการศึกษา โดยน้ำเสียที่สังเคราะห์ขึ้นมีองค์ประกอบหลักในน้ำเสียคือค่าซีโอดี ทีเคเอ็น และฟอสฟอรัส อยู่ในช่วง 500-550 200-250 และ 5-5.5 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ โดยลักษณะของน้ำเสียมีคุณภาพใกล้เคียงกับลักษณะของน้ำทิ้งจากระบบ UASB จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ส่วนธาตุอาหารจำเป็นที่ใช้ในปริมาณน้อยจะเติมในสัดส่วนที่จำเป็นต่อการสร้างเซลล์เท่านั้น รายการสารเคมีที่ใช้ในการสังเคราะห์น้ำเสียแสดงดังตารางที่ 3.1 ซึ่งสารเคมีที่ใช้ทุกรายการเป็นเกรดอุตสาหกรรม เนื่องจากในการสังเคราะห์น้ำเสียไม่ต้องการความบริสุทธิ์ของสารเคมี อีกทั้งต้องใช้สารเคมีในปริมาณมาก สารเคมีเกรดอุตสาหกรรมมีราคาถูก ดังนั้นการเลือกใช้สารเคมีเกรดอุตสาหกรรมจึงมีความเหมาะสมมากกว่าการใช้สารเคมีเกรดอื่น



รูปที่ 3.1 แสดงรายละเอียดในแต่ละขั้นตอนของการศึกษานี้

ตารางที่ 3.1 ส่วนประกอบในการเตรียมน้ำเลี้ยงสังเคราะห์

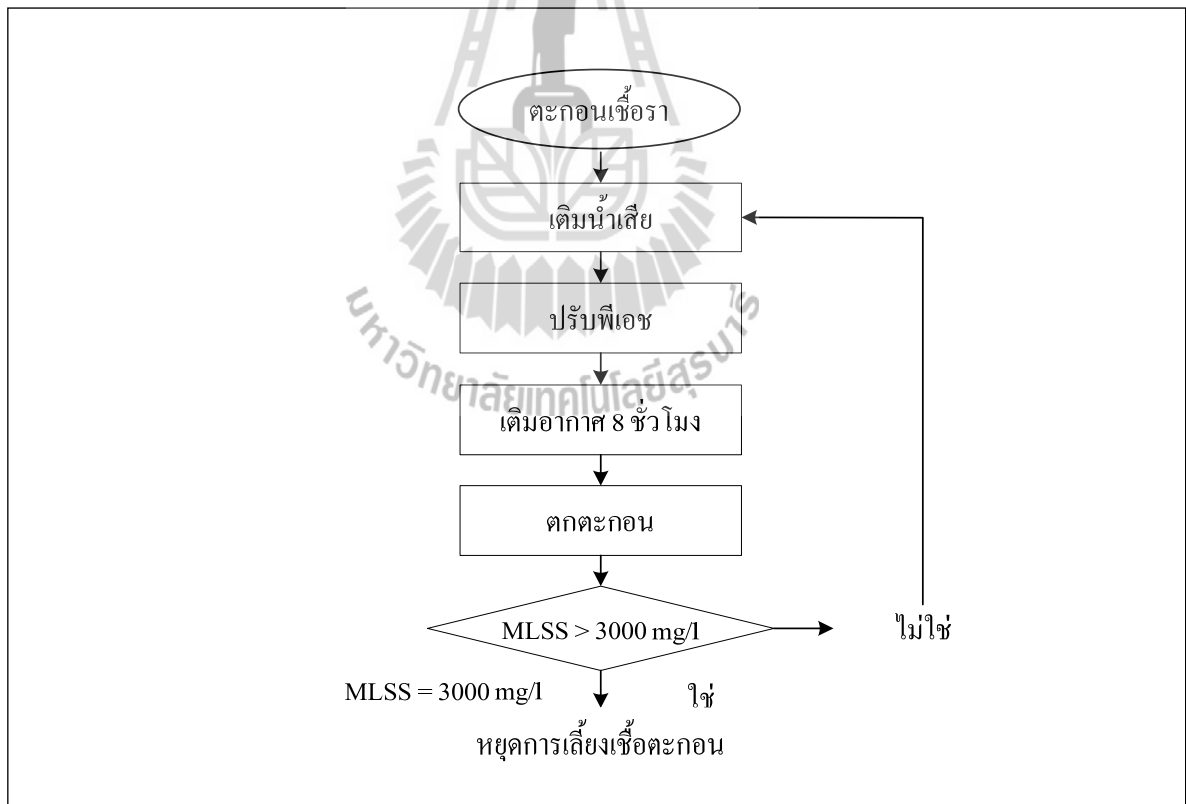
(Ahn and Forster, 2000)

ลำดับ	รายการสารเคมี	ปริมาณ (มก./ล.)
1	Starch	1000
2	Yeast extract	100
3	Urea	150
4	K_2HPO_4	78
5	$NaHCO_3$	2000 - 3000
6	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	215
7	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	50
8	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0.75
9	$NiSO_4 \cdot 6H_2O$	0.5
10	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	0.5
11	$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$	0.5
12	H_3BO_3	0.1
13	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.05
14	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.005
15	$H_3PO_4 \ 12 \ MoO_3 \cdot 24H_2O$	0.04

3.2 การเลี้ยงและปรับสภาพเชื้อ (Seed and Acclimatized Sludge)

3.2.1 การเลี้ยงเชื้อ

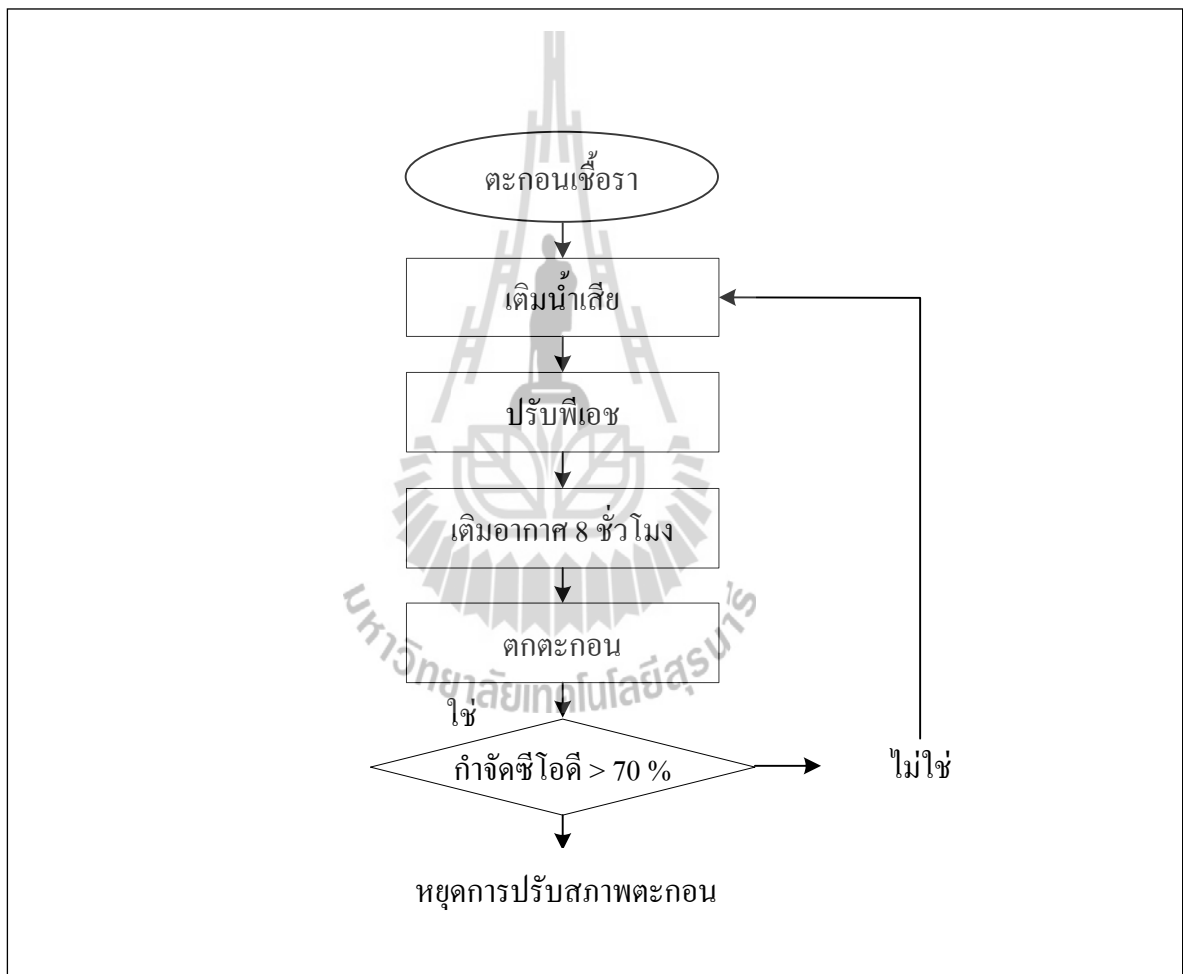
การเลี้ยงเชื้อเพื่อใช้ในการเดินระบบ FDHS ใช้ตะกอนเริ่มต้นจากบริเวณด้านล่างของบ่อผึ่ง (Stabilization Pond) เพื่อรองรับน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง เนื่องจากเป็นตะกอนที่มีแนวโน้มที่มีเชื้อราผสมอยู่ ขั้นตอนการเลี้ยงตะกอนเชื้อรา เพื่อให้เพิ่มจำนวนก่อนนำมาใช้ในการเดินระบบ FDHS ดำเนินการตามขั้นตอนในรูปที่ 3.2 การศึกษาการเลี้ยงตะกอนของเชื้อราและแบคทีเรียทำการวิเคราะห์ค่า MLSS ในระบบ โดยการเลี้ยงตะกอนจะสิ้นสุดเมื่อ MLSS ของทั้งสองระบบมีปริมาณเพิ่มขึ้นถึง 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตรนับเป็นจุดสิ้นสุดการเลี้ยงตะกอน ส่วนระบบ BDHS ได้นำตัวกลางฟองน้ำที่จะใช้ในการศึกษาไปแช่ในบ่อเติมอากาศจากระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) ของโรงพยาบาลศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา เป็นเวลา 30 วัน จากนั้นจึงนำตัวกลางมาใส่ในระบบ DHS โดยแสดงเงื่อนไขการเดินระบบดังตารางที่ 3.2



รูปที่ 3.2 ขั้นตอนการเลี้ยงและการเพิ่มจำนวนจุลชีพเพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS

3.2.2 การปรับสภาพเชื้อ

หลังจากตะกอนเชื้อรามีการเพิ่มจำนวนจนมีค่าปริมาณสารแขวนลอยเท่ากับ 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตรแล้วจึงนำมาเลี้ยงเชื้อราปรับสภาพในน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้การศึกษา เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ การปรับสภาพตะกอนของเชื้อรา ทำโดยการเติมและถ่ายน้ำเสียแบบกะ โดยมีขั้นตอนดังแสดงในรูปที่ 3.3 ซึ่งในการปรับสภาพเชื้อจะสิ้นสุดเมื่อประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD มากกว่าร้อยละ 70 และควบคุมเงื่อนไขการเดินระบบดังแสดงในตารางที่ 3.2



รูปที่ 3.3 ขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์ควบคุมในขั้นตอนการเพิ่มจำนวนและปรับสภาพของเชื้อรา

เงื่อนไขการเดินระบบ	ตะกอนเชื้อรา
ซีโอดี (มก./ล.)	400±100
พีเอช	4.0±0.2
อุณหภูมิ (°C)	30±5
เวลาเก็บกัก (ชั่วโมง)	16

3.3 การติดตั้งระบบ DHS

3.3.1 ตัวกลางฟองน้ำ (Sponge Media Carriers)

ตัวกลางที่ใช้บรรจุอยู่ในถังกรองสำหรับให้จุลชีพเกาะเป็นตัวกลางฟองน้ำ (Polyurethane Foam) มีลักษณะและสมบัติของตัวกลางดังแสดงในตารางที่ 3.3 ตัวกลางฟองน้ำถูกตัดเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยมกรอบด้วยตาข่ายพลาสติกทำจากวัสดุ Polyethylene (PE) เพื่อป้องกันการยุบตัวของตัวกลาง ระบบ DHS ในแต่ละส่วน บรรจุตัวกลางฟองน้ำส่วนละ 5.4 ลิตร โดยบรรจุฟองน้ำขนาด 2×2×2 เซนติเมตรซึ่งเป็นขนาดที่มีการศึกษาแล้วพบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสูงสุด ส่วนการเตรียมตัวกลางฟองน้ำก่อนนำไปใช้ในการเริ่มเดินระบบ FDHS และ BDHS ทำโดยการใช้ฟองน้ำเป็นตัวกลางลอยอิสระ (Moving bed media) ในกระบวนการ fill-draw processes ด้วยตะกอนที่ผ่านขั้นตอนการปรับสภาพแล้วเป็นระยะเวลา 1 สัปดาห์ก่อนนำมาเริ่มเดินระบบ โดยมีขั้นตอนเหมือนกับการปรับสภาพตะกอน

ตารางที่ 3.3 ลักษณะและสมบัติของตัวกลางฟองน้ำ

ลักษณะ	ปริมาณ
1. Specific Surface Area (m^2/m^3)	600
2. Void Ratio	0.9
3. Pore Size (mm)	0.5
4. Density (kg/m^3)	2.5
5. Sponge Media Loading (m^2/m^3 -reactor)	210

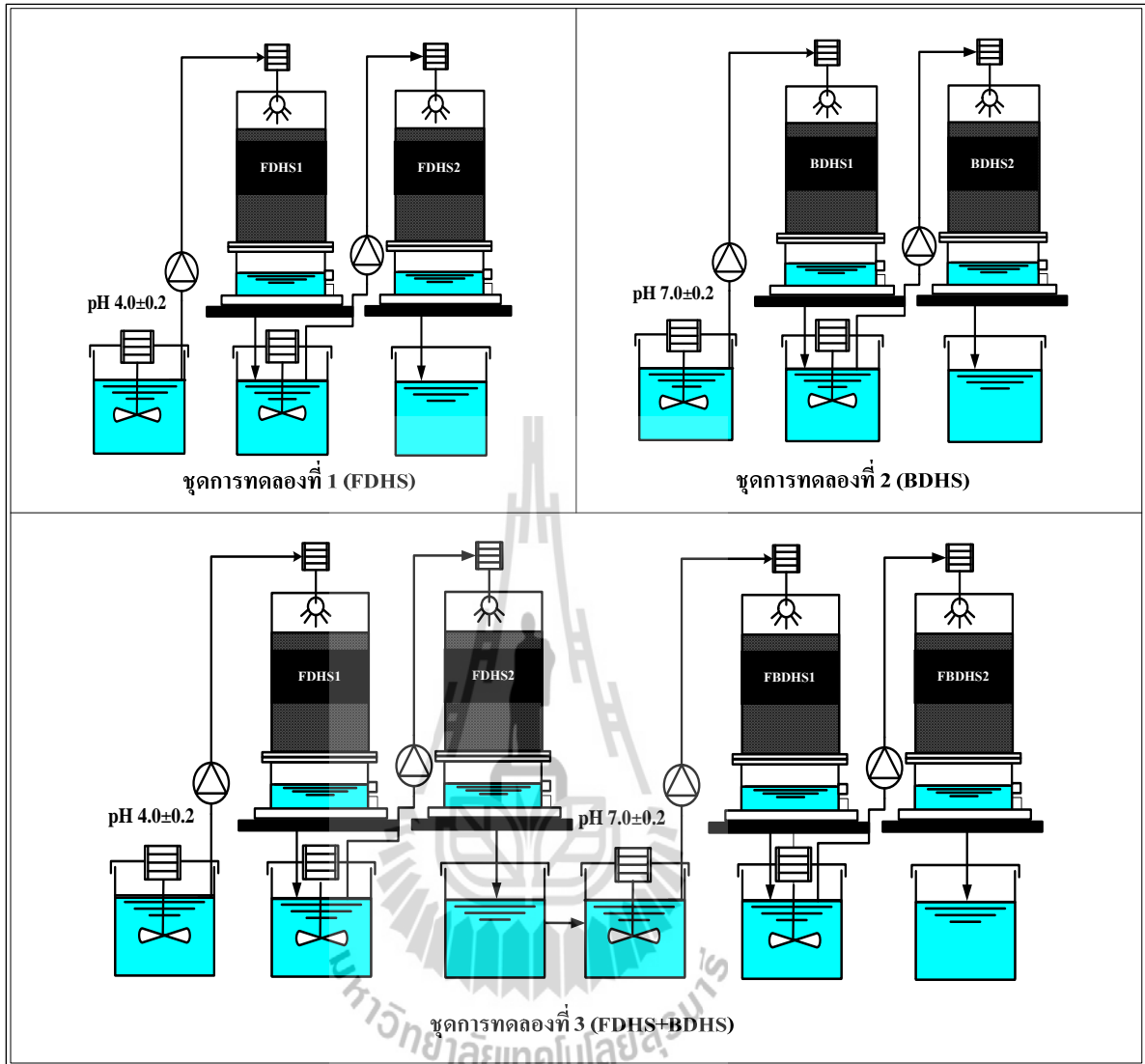
3.3.2 ถังปฏิกรณ์ระบบ DHS

ระบบ DHS ที่ใช้ในการศึกษาเป็นชนิดสุ่ม (Random type) เนื่องจากเป็นชนิดที่มีศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนได้ดี อีกทั้งในแง่ของการนำไปใช้งานจริงยังมีความเหมาะสมและง่ายต่อการดูแลรักษา (Tawfik et al. , 2006a; Tawfik et al., 2006b) โดยถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการศึกษาระบบ DHS ครั้งนี้ทำจากพีวีซีทรงกระบอกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 14 เซนติเมตร แต่ละส่วนสูง 1 เมตร โดยเจาะรูรอบถังปฏิกรณ์ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 1 เซนติเมตร เพื่อช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในเติมอากาศให้กับระบบ ในการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ DHS นั้น จะใช้ปั๊มเพอริสแตติก (Peristaltic pump) ในการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ โดยป้อนน้ำเสียทางด้านบนของระบบแล้วไหลผ่านตัวกลางฟองน้ำที่มีจุลชีพเกาะเพื่อบำบัดสารปนเปื้อนในน้ำเสีย ควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสียเป็น 75 ลิตรต่อวัน ซึ่งน้ำเสียจะผ่านตัวกระจายน้ำเพื่อเพิ่มกระจายให้ทั่วถึงตัวกลางฟองน้ำที่อยู่ในระบบ DHS แสดงลักษณะของถังปฏิกรณ์ดังรูปที่ 3.4 โดยทำการศึกษาที่อุณหภูมิห้อง ควบคุมเงื่อนไขในการเดินระบบแสดงดังตารางที่ 3.4 ส่วนรายละเอียดในแต่ละชุดการทดลองมีดังนี้

1) ชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ (FDHS) ประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ 2 ส่วน ปริมาตรฟองน้ำรวมในระบบเป็น 10.8 ลิตร มีการควบคุมพีเอชของน้ำเสียก่อนป้อนเข้าระบบอยู่ในช่วง 4.0 ± 0.2 เพื่อให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของเชื้อราและป้องกันปนเปื้อนของแบคทีเรีย (Patcharin Racho, 2009) โดยปรับพีเอชด้วยกรดกำมะถันเข้มข้นเกรดอุตสาหกรรม

2) ชุดการทดลองที่ 2 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (BDHS) ประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ 2 ส่วน ปริมาตรฟองน้ำรวมในระบบเป็น 10.8 ลิตร มีการควบคุมพีเอชอยู่ในช่วง 7.0 ± 0.2 เพื่อให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย โดย Patcharin Racho (2009) ได้ควบคุมพีเอชของน้ำเสียก่อนป้อนเข้าระบบอยู่ในช่วง 7.0 ± 0.2 จากนั้นนำเชื้อในระบบไปแยกชนิดพบแบคทีเรียเป็นจุลชีพเด่น จึงเป็นการยืนยันว่าเมื่อควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วง 7.0 ± 0.2 แล้วนั้นแบคทีเรียจะเป็นจุลชีพเด่นในระบบ

3) ชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (BDHS) ประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ 2 ส่วน มีปริมาตรฟองน้ำรวม 10.8 ลิตร โดยปรับพีเอชที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 ควบคุมพีเอชอยู่ในช่วง 7.0 ± 0.2 แต่น้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 มีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 4.0 - 4.5 จึงต้องปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบด้วยโซดาไฟเข้มข้นเกรดอุตสาหกรรม



รูปที่ 3.4 ลักษณะของถังปฏิกรณ์ของระบบ DHS ทั้ง 3 ชุดการทดลอง

ตารางที่ 3.4 การควบคุมการเดินระบบ DHS

การควบคุม	ชุดการทดลองที่ 1	ชุดการทดลองที่ 2	ชุดการทดลองที่ 3
pH	4.0 ± 0.2	7.0 ± 0.2	7.0 ± 0.2
HRT (h)	3.5	3.5	3.5
Flow rate (L/d)	75	75	75
OLR (kgCOD/m ³ -d)	4.44	4.44	1.25

3.4 การศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ของระบบ DHS โดยใช้วิธีการศึกษาสารติดตาม

ศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ของถังปฏิกรณ์ DHS ด้วยสารติดตาม (Tracer study) เพื่อประเมินรูปแบบการไหลในระบบ DHS สามารถอธิบายการไหลว่าเป็นไปตามอุดมคติหรือไม่ กล่าวคือ การเคลื่อนที่ของสารในระบบแบบตามอุดมคติ แบ่งออกเป็นระบบที่มีการผสมกันอย่างสมบูรณ์ (Completely mixed flow) มีการปั่นป่วนภายในระบบ และลักษณะการไหลแบบตามกัน (Plug flow) มีลักษณะการไหลคล้ายในเส้นท่อ มีการปั่นป่วนเล็กน้อย หรือแทบไม่มีการปั่นป่วน โดยทำการศึกษาในระบบ DHS ที่บรรจุตัวกลางฟองน้ำใหม่ไม่มีจุลชีพ การทดสอบลักษณะทางพลศาสตร์ของระบบ DHS ใช้น้ำเกลือ (NaCl) ความเข้มข้น 5 กรัมต่อลิตร ควบคุมอัตราการไหลสารติดตามเท่ากับ 75 ลิตรต่อวัน และ 375 ลิตรต่อวัน โดยการคำนวณอ้างอิงตามการศึกษาของ Levenspiel (1972) ดังสมการ 3.1 ถึง 3.3 เพื่อคำนวณค่าเวลากักเก็บจริง (Actual HRT, T_a) และ Dispersion number ($D/\mu L$) และทำการประเมินสัดส่วนปริมาตรของตัวกลางในถังปฏิกรณ์ที่ไม่สัมผัสกับน้ำเสีย (fraction of dead volume) ตามการศึกษา Tandukar et al. (2006b) ดังสมการที่ 3.4

Actual HRT, T_a

$$T_a = \frac{\sum_{t=0}^t t_i C_i dt_i}{\sum_{t=0}^t C_i dt_i} \quad (3.1)$$

Variance, σ^2

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{t=0}^t t_i^2 C_i dt_i}{\sum_{t=0}^t C_i dt_i} - T_a^2 \quad (3.2)$$

Dispersion Number, $\frac{D}{uL} = d$

$$\sigma_0^2 = \frac{\sigma^2}{T_a^2} = 2d + 8d^2 \quad (3.3)$$

Fraction of Dead Volume (f)

$$f = \frac{T_t - T_a}{T_t} \quad (3.4)$$

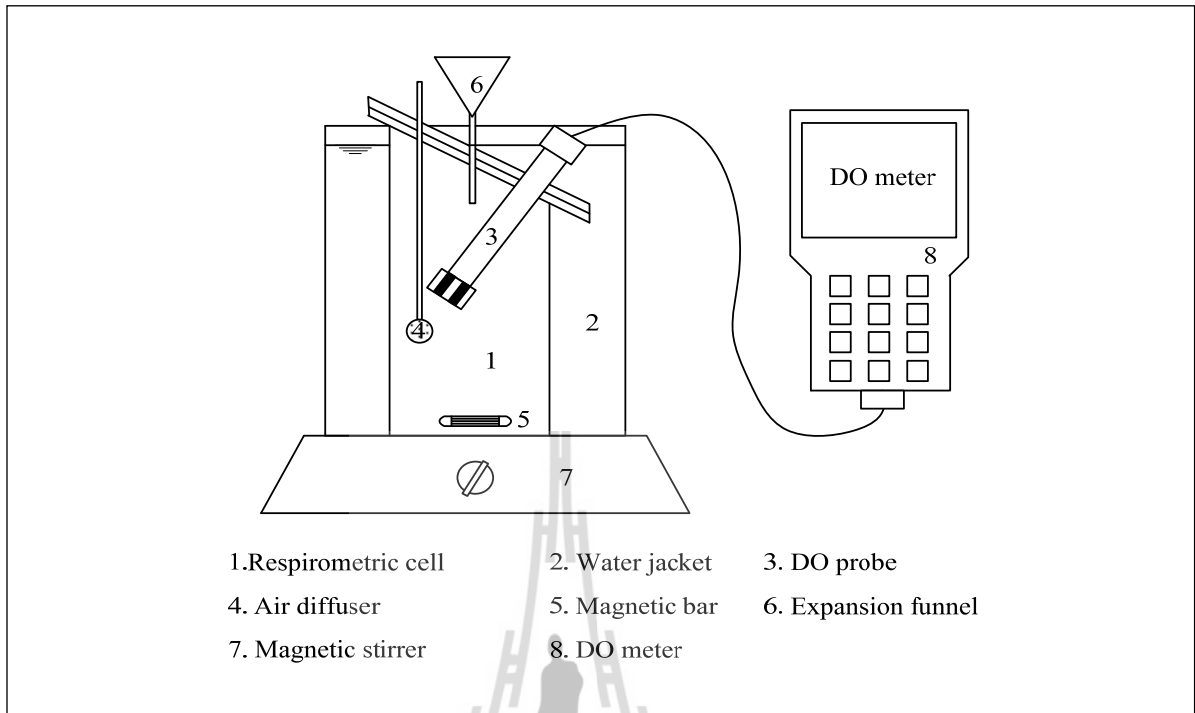
โดยที่ C	คือ ความเข้มข้นของ NaCl (mg/L)
T	คือ เวลา (นาที)
T _t	คือ เวลาที่กักเก็บตามทฤษฎี (นาที)
T _a	คือ เวลาที่กักเก็บจริง (นาที)

3.5 การศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์สามารถทำได้โดยการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอยูอาร์ (Oxygen uptake rate; OUR) ด้วยชุดการทดลองวัดการหายใจ ซึ่งประกอบด้วยโพรบวัดค่าออกซิเจนและเครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่สามารถบันทึกข้อมูลได้แบบอัตโนมัติในทุก ๆ 5 นาที โดยโพรบวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำจะบรรจุอยู่ในเซลล์วัดการหายใจ (Respirometric cell) ซึ่งเป็นเซลล์รูปทรงกระบอกแบบปิดที่มีปริมาตรทั้งหมด 960 มิลลิลิตร ลักษณะของเซลล์วัดการหายใจจะทำเพดานให้มีความลาดเอียงเพื่อให้ฟองอากาศสามารถออกจากเซลล์วัดการหายใจได้ง่าย และทำให้พื้นที่ในการแลกเปลี่ยนออกซิเจนกับอากาศภายนอกลดลงเพื่อให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำ มีความคงตัวมากขึ้น และทำการควบคุมอุณหภูมิให้คงที่ด้วยชุดหมวนเวียนน้ำ และอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ นอกจากนี้มีหัวฟูเพื่อใช้ในการเติมอากาศเนื่องจากต้องการการเติมอากาศอย่างต่อเนื่อง และแท่งแม่เหล็ก (Magnetic bar) ช่วยในการทำให้เกิดการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ภายในเซลล์วัดการหายใจ และกรวยแก้วที่ใช้สำหรับการเติมซับสเตรดเข้าระบบและใช้สำหรับให้ฟองอากาศออกจากระบบช่วงการเติมอากาศระหว่างทำการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 3.5 (Patcharin Racho, 2009) โดยมีรายละเอียดเกี่ยวกับเงื่อนไขในการศึกษาดังตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.5 เงื่อนไขในการควบคุมการศึกษาอัตราการจับใช้ออกซิเจน

พารามิเตอร์	FDHS	BDHS
พีเอช	4 ± 0.2	7 ± 0.2
อุณหภูมิ (°C)	30 ± 0.5	30 ± 0.5
X ₀ (มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อลิตร)	300	300
S ₀ (มิลลิกรัมซีไอดีทั้งหมดต่อลิตร)	3 – 30	3 – 30
S ₀ / X ₀ ratio (ต่อวัน)	0.01 - 0.10	0.01 – 0.10
สารละลาย ATU (มิลลิกรัมต่อลิตร)	10	10



รูปที่ 3.5 ชุดการทดลองวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอยูอาร์

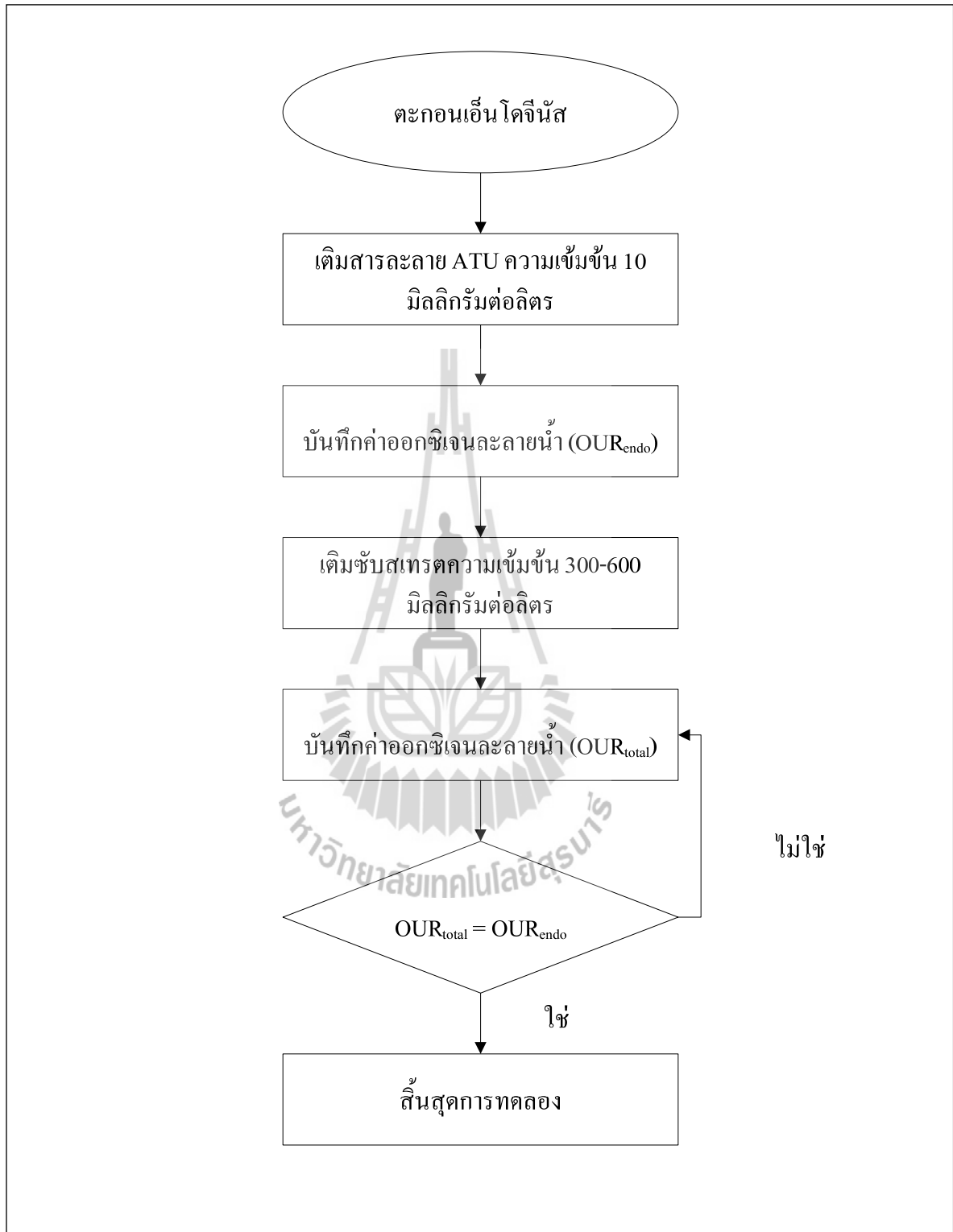
ในการทดลองวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอยูอาร์ด้วยวิธีวัดการหายใจ มีขั้นตอนแสดงดังในรูปที่ 3.6 ซึ่งประกอบด้วย (Spanjers and Vanrolleghem, 1995; Mathieu and Etienne, 2000; Patcharin Racho, 2009)

1) เติมตะกอนที่รู้ความเข้มข้น (X_0) เท่ากับ 300 มิลลิกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลิตร ลงในเซลล์วัดการหายใจ และทำการเติมอากาศจนปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมีค่าเพิ่มมากขึ้นในช่วง 6-8 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งใช้เวลาไม่น้อยกว่า 2 ชั่วโมง แล้วจึงหยุดการเติมอากาศ

2) เติมสารละลาย ATU (Allythio urea) ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อยับยั้งการเกิดไนตริไฟเคชันในระหว่างการทดลอง ดังนั้น อัตราการนำออกซิเจนไปใช้ในการหายใจของจุลชีพที่บันทึกค่าได้ในช่วงนี้เป็นค่า OUR_{endo}

3) เติมสับสเตรตที่รู้ความเข้มข้น (S) เพื่อให้ได้สัดส่วนปริมาณสับสเตรตต่อปริมาณจุลชีพ (S/X) ในช่วง 0.1 – 1.0 ซึ่งทำให้ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำค่อย ๆ ลดลง เนื่องจากจุลชีพนำออกซิเจนไปใช้ ทำให้เกิดการหายใจเอนโดจีนัส (Endogenous respiration) ขึ้นแล้วจึงบันทึกค่า OUR ในช่วงนี้ (OUR_{total})

4) บันทึกค่าจนกระทั่งค่า OUR_{total} มีค่าเท่ากับ OUR_{endo} จึงเสร็จสิ้นการทดลองที่สัดส่วน S/X นั้น แล้วจึงเริ่มทำการทดลองในสัดส่วน S/X อื่นต่อไป

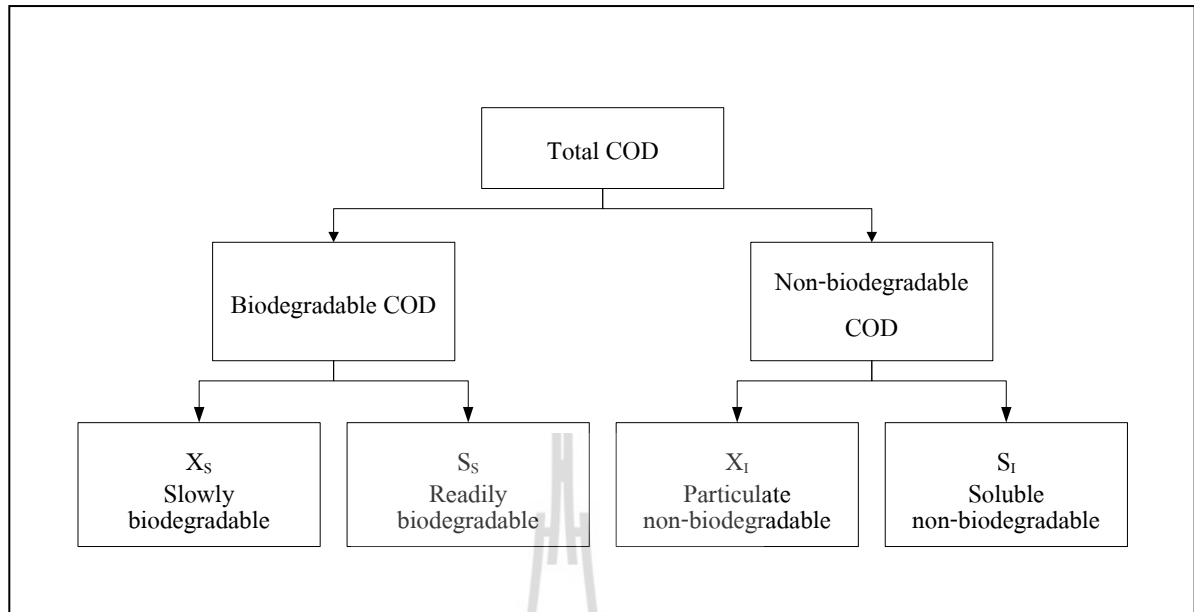


รูปที่ 3.6 ขั้นตอนการทดลองการวัดการหายใจ

หลังจากทำการทดลองเสร็จสิ้น นำชุดข้อมูลที่ได้จากการทดลองการวัดการหายใจ ไปหาค่าอัตราการนำออกซิเจนไปใช้ เพื่อใช้ในการคำนวณหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ ได้แก่ ค่าอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (r_x) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการโตจำเพาะมีค่า $\frac{1}{2}$ ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (K_s) และค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลผลิต (Y) โดยใช้สมการทางจลนศาสตร์ของโมนอด (Pacharin Racho, 2009)

3.6 การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์

การแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพสามารถแบ่งออกเป็น 2 สัดส่วนหลัก ดังรูปที่ 3.7 ได้แก่ สารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีการทางชีวภาพ (Non-biodegradable) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biodegradable) ซึ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปซีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปซีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable particulate COD) และสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปซีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable soluble COD) ส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพในรูปซีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable COD) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable COD) ซึ่งขั้นตอนในการแบ่งสัดส่วนแต่ละชนิดออกจากกันสามารถทำได้ด้วยวิธีทางกายภาพ หรือวิธีทางชีวภาพ หรือทั้งสองวิธีร่วมกันได้ (Wentzel et al., 1999, Gatti, Garcia-Usach, Seco and Ferrer, 2010)



รูปที่ 3.7 แผนผังองค์ประกอบของการหาสัดส่วนสารอินทรีย์

ในการศึกษาครั้งนี้จะทำการแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้วิธีทางชีวภาพด้วยวิธีกายภาพเคมี ซึ่งการแบ่งสัดส่วนด้วยวิธีนี้เป็นการแยกด้วยวิธีการกรอง โดยสามารถแยกสัดส่วนออกเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable organic substrate; S_s) สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate; X_s) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter; S_i) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter; X_i) จากการวิเคราะห์ค่าบีโอดี 20 วันของบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำ ซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำ เพื่อนำข้อมูลที่ได้มาคำนวณดังสมการที่ 3.5 – 3.8 ตามลำดับ

$$S_s = \text{SBOD}_5 \quad (3.5)$$

$$X_s = \text{TBOD}_{20} - \text{SBOD}_5 \quad (3.6)$$

$$S_i = \text{SCOD} \quad (3.7)$$

$$X_i = \text{TCOD} - \text{TBOD}_{20} - \text{SCOD} \quad (3.8)$$

3.7 การทำสมดุลมวลซีโอดีและไนโตรเจน

การศึกษามวลซีโอดีและสมดุลมวลไนโตรเจนในครั้งนี้ได้คำนวณตามการศึกษาของ Barker and Dold (1995) และ Racho et al. (2011) โดยการศึกษามวลซีโอดีของระบบ DHS ของทั้ง 3 ชุดการทดลองสามารถหาได้จากการหามวลของซีโอดีในน้ำเสียที่เข้าระบบ มวลซีโอดีในน้ำทิ้งที่ออกในแต่ละส่วนของระบบ มวลซีโอดีในตะกอน และปริมาณของซีโอดีที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ ตามสมการที่ 3.9

$$M_{\text{COD,inf}} = M_{\text{COD,eff}} + M_{\text{COD,oxid}} + M_{\text{COD,sludge}} + M_{\text{loss}} \quad (3.9)$$

โดยที่ $M_{\text{COD,inf}}$	คือ	มวลของปริมาณซีโอดีทั้งหมดที่เข้าระบบ (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{COD,eff}}$	คือ	มวลของปริมาณซีโอดีทั้งหมดที่ออกจากระบบ (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{COD,oxid}}$	คือ	มวลของปริมาณซีโอดีทั้งหมดที่ถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟหรือปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปเพื่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{COD,sludge}}$	คือ	มวลของปริมาณซีโอดีที่สะสมในตะกอน (กรัมต่อลิตร)
M_{loss}	คือ	มวลของปริมาณซีโอดีทั้งหมดที่หายไปจากระบบ (กรัมต่อลิตร)

ส่วนการทำสมดุลมวลไนโตรเจน โดยการกำจัดไนโตรเจนนั้นสามารถเกิดได้ 2 วิธีด้วยกัน ส่วนแรกเกิดจากการสะสมโดยจุลชีพและอีกส่วนหนึ่งเกิดจากเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งสามารถหาสมดุลมวลของไนโตรเจนได้ดังสมการที่ 3.10

$$M_{\text{TKN,inf}} + M_{\text{NO}_2\text{-N,inf}} + M_{\text{NO}_3\text{-N,inf}} = M_{\text{TKN,eff}} + M_{\text{NO}_2\text{-N,eff}} + M_{\text{NO}_3\text{-N,eff}} + M_{\text{N,sludge}} + M_{\text{loss}} \quad (3.10)$$

โดยที่ $M_{\text{TKN,inf}}$	คือ	มวลของปริมาณทีเคเอ็นที่เข้าระบบ (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{NO}_2\text{-N,inf}}$	คือ	มวลของปริมาณไนไตรต์ที่เข้าระบบ (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{NO}_3\text{-N,inf}}$	คือ	มวลของปริมาณไนเตรตที่เข้าระบบ (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{TKN,eff}}$	คือ	มวลของปริมาณทีเคเอ็นที่ออกจากระบบ (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{NO}_2\text{-N,eff}}$	คือ	มวลของปริมาณไนไตรต์ที่ออกจากระบบ (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{NO}_3\text{-N,eff}}$	คือ	มวลของปริมาณไนเตรตที่ออกจากระบบ (กรัมต่อลิตร)
$M_{\text{N,sludge}}$	คือ	มวลของปริมาณไนโตรเจนที่สะสมในตะกอน (กรัมต่อลิตร)
M_{loss}	คือ	มวลของปริมาณไนโตรเจนที่หายไปจากระบบ (กรัมต่อลิตร)

3.8 การศึกษาการกระจายของโมเลกุล

การศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุล เริ่มจากการเก็บน้ำตัวอย่าง 7 จุด ได้แก่ น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษา น้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 (น้ำทิ้งจาก FDHS1 และน้ำทิ้งจาก FDHS2) น้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 2 (น้ำทิ้งจาก BDHS1 และน้ำทิ้งจาก BDHS2) และชุดการทดลองที่ 3 (น้ำทิ้งจาก FBDHS1 และน้ำทิ้งจาก FBDHS2) จากนั้นนำน้ำตัวอย่างไปกรองเพื่อแยกอนุภาคของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำตัวอย่าง ด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (GF/C) 0.45 ไมโครเมตรก่อนนำน้ำตัวอย่างไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Zetasizer nano zs90 ยี่ห้อ Malvern

3.9 การศึกษาลักษณะตะกอน

ศึกษาลักษณะตะกอนของระบบ DHS ทั้ง 3 ชุดการทดลอง เพื่อใช้ในการสนับสนุนผลการทดลองในเรื่องของประสิทธิภาพของระบบที่เกิดขึ้น โดยการศึกษาลักษณะตะกอนในระบบ DHS เริ่มจากเก็บตัวอย่างตัวกลางฟองน้ำที่มีตะกอนจุลชีพอยู่ จากนั้นจึงรีดตะกอนออกจากตัวกลางฟองน้ำในสารละลายฟอสเฟตบัพเฟอร์ 10 มิลลิโมลาร์ เมื่อตะกอนจุลชีพละลายเป็นเนื้อเดียวกับฟอสเฟตบัพเฟอร์แล้ว จึงนำไปเหวี่ยงที่ความเร็ว 3,000 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 15 นาที เอนำใสส่วนบนออก จากนั้นนำตะกอนที่เหลือไปหาค่าของแข็งแขวนลอย (SS) ของแข็งระเหยง่าย (VSS) การวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจน (OUR) และสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (EPS)

3.9.1 การศึกษาสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์

การหาปริมาณ EPS ในตะกอนจุลชีพจะใช้ความร้อนในการแยก EPS ออกจากเซลล์ (Chang and Lee, 1998) โดยขั้นตอนแรกเริ่มจากนำตะกอนจุลชีพไปเหวี่ยงที่ความเร็ว 3,200 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที เพื่อแยกส่วน Soluble EPS ออกมาจาก Bound EPS คูดน้ำใสส่วนบนซึ่งเป็น Soluble EPS ออกไป จะเหลือตะกอนก้นหลอด จากนั้นนำสารละลาย NaCl 0.9% ใสลงไปและนำไปให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 80 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 1 ชั่วโมง จากนั้นนำไปเหวี่ยงที่ความเร็ว 3,200 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 30 นาที น้ำใสส่วนบนที่ได้หลังผ่านกระบวนการดังกล่าวจะเป็น Bound EPS โดยการหา Bound EPS และ Soluble EPS นั้นสามารถหาได้จากปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรต (Boonchai Wichitsathain, 2004) เนื่องจากโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตเป็นองค์ประกอบหลักของ EPS โดยโปรตีนหาได้จากวิธี Lowry method (Lowry, Rosebrough, Farr and Randall, 1951) และใช้ Bovine Serum albumin (BSA) เป็นสารละลายมาตรฐาน ส่วนการหาคาร์โบไฮเดรตใช้วิธี Phenolic sulfuric acid method (Dubios, Gilles, Hamilton, Rebers and Smith, 1956) และใช้กลูโคสเป็นสารละลายมาตรฐาน

3.10 การเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์

การศึกษานี้ทำการทดลองเดินระบบต่อเนื่องตั้งแต่เดือน สิงหาคม พ.ศ. 2553 ถึง กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2555 โดยแบ่งการศึกษาออกเป็น ช่วง คือ 1) ช่วงเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพตะกอน 150 วัน 2) ช่วงเริ่มต้นการทดลอง 240 วัน และ 3) ช่วงสภาวะคงตัว 150 วัน ซึ่งทำการเก็บตัวอย่างใน 7 จุด ได้แก่ 1) น้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบ 1 จุด 2) ชุดการทดลองที่ 1 จำนวน 2 จุด คือส่วนที่ออกจาก FDHS1 และ FDHS2 ของระบบ 3) ชุดการทดลองที่ 2 จำนวน 2 จุด คือส่วนที่ออกจาก BDHS1 และ BDHS2 4) ชุดการทดลองที่ 3 จำนวน 2 จุด คือส่วนที่ออกจาก FBDHS1 และ FBDHS2 โดยแบ่งพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์แบ่งออกเป็น 2 ส่วน ส่วนแรกเป็นพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ก่อนระบบจะเข้าสู่สภาวะคงตัว ได้แก่ ค่าพีเอช (pH) และค่า TCOD เพื่อตรวจสอบระบบว่าเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้วหรือยัง ส่วนที่สองเป็นพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว เพื่อเป็นการหาประสิทธิภาพของระบบ 1) ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์โดยวัดในรูป TCOD SCOD TBOD และ SBOD 2) ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอย โดยวัดปริมาณของแข็งแขวนลอยของทั้งหมด (TSS) 3) ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน โดยวัดไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น (TKN) ไนไตรต์ (NO_2^-) ไนไตรต์ (NO_3^-) โดยมีความถี่ในการเก็บตัวอย่างของซีโอดีทั้งหมดเป็นทุก 2 วัน เนื่องจากเป็นช่วงเวลาที่รูปแบบการกำจัดสารอินทรีย์มีความสอดคล้องกันและมีการเปลี่ยนแปลงน้อย (Zhiyi, Chohai and Xiufeng, 2008) ส่วนพารามิเตอร์อื่นทำการเก็บตัวอย่างหลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้วเดือนละครั้ง โดยแต่ละพารามิเตอร์ดังกล่าวข้างต้นสามารถวิเคราะห์ได้ด้วยวิธีการวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 3.5 ซึ่งอ้างอิงตามจาก Standard Method for Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 2005) นอกจากการหาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบ DHS แล้วนั้น ยังนำผลการศึกษาที่ได้ไปศึกษาสมมูลมวลของซีโอดีและสมมูลมวลของไนโตรเจน สัดส่วนสารอินทรีย์ มากไปกว่านั้นยังทำการศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ การหาการกระจายตัวของสารอินทรีย์ เพื่อใช้ในการอธิบายประสิทธิภาพของระบบที่เกิดขึ้นได้มากยิ่งขึ้นอีกด้วย

ตารางที่ 3.6 พารามิเตอร์และวิธีในการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีการ	เครื่องมือ
พีเอช	pH meter	pH meter
ซีโอดี (COD) - ซีโอดีทั้งหมด (TCOD) - ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	Close reflux method	Titration
ของแข็งแขวนลอย	อบที่ 103 -105 องศาเซลเซียส	Oven
ของแข็งระเหยง่าย	เผาที่ 550 องศาเซลเซียส	Furnace
บีโอดี (BOD) - บีโอดีทั้งหมด (TCOD) - บีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	OxiTop®-C	OxiTop®-C measuring pressure head/ bottle
ทีเคเอ็น	Macro-Kjedahl	Titration
แอมโมเนียไนโตรเจน	Nesslerization	Titration
สารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์	Thermal and centrifugal method	Centrifugal equipment
โปรตีน	Lowry	Spectrophotometer
คาร์โบไฮเดรต	Phenolic-sulfuric acid	Spectrophotometer

บทที่ 4

ผลการศึกษาและการอภิปรายผล

4.1 ลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์

ผลการตรวจวิเคราะห์น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรต โดยทำการเก็บน้ำตัวอย่างน้ำเสียก่อนป้อนเข้าสู่ระบบ DHS ได้ผลดังตารางที่ 4.1 ซึ่งมีค่าซีโอดีและบีโอดี เท่ากับ 640.02 และ 310.06 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ พบว่าสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์มีค่าเท่ากับ 0.48 ซึ่งในการศึกษาของ Deng, Zheng and Chen (2006) ระบุว่า เป็นน้ำเสียที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี ซึ่งความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพนั้นขึ้นกับอัตราส่วนระหว่าง BOD/COD โดย 1) BOD/COD มากกว่า 0.45 น้ำเสียสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี 2) BOD/COD เท่ากับ 0.30-0.45 เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างดี 3) BOD/COD เท่ากับ 0.20-0.30 สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ 4) BOD/COD น้อยกว่า 0.20 น้ำเสียไม่มีความเหมาะสมในการย่อยสลายทางชีวภาพ และน้ำเสียสังเคราะห์นั้นควรเป็นน้ำเสียที่มีไนโตรเจนเพียงพอในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเฮโทรโทรฟ โดยค่าสัดส่วนของ COD:N ที่เหมาะสมมีค่าเป็น 100:5 ส่วนน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษามีค่าสัดส่วนของ COD:N เป็น 100:8.2 ซึ่งมีปริมาณไนโตรเจนเพียงพอต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

4.2 ผลการเลี้ยงและปรับสภาพเชื้อ

การศึกษาระบบ DHS ในการเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนเป็นขั้นตอนที่มีความสำคัญ มีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ การเลี้ยงเชื้อเพื่อใช้ในการเดินระบบ FDHS ใช้ตะกอนเริ่มต้นจากบ่อฝัง (Stabilization pond) ที่รองรับน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง เนื่องจากเป็นตะกอนที่มีแนวโน้มมีเชื้อราผสมอยู่ การเลี้ยงตะกอนเชื้อราทำการวิเคราะห์ค่าของแฉ่งแฉวนลอยในระบบ โดยการเลี้ยงเชื้อจะสิ้นสุดเมื่อมีของแฉ่งแฉวนลอยในระบบเพิ่มปริมาณขึ้นถึง 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร หลังจากตะกอนของเชื้อรามีการเพิ่มจำนวนจนมีปริมาณสารแขวนลอย 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงนำมาเลี้ยงให้จุลินทรีย์ปรับสภาพในน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษา เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ ส่วนระบบ BDHS นำตัวกลางฟองน้ำที่จะใช้ในการศึกษาไปแช่ในบ่อเติมอากาศจากระบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) ของโรงพยาบาลศูนย์น่านวันที่ 5 จังหวัดนครราชสีมาเป็นเวลา 30 วัน จากนั้นจึงนำตัวกลางฟองน้ำมาใช้ในระบบ BDHS ได้ผลการศึกษากำจัดซีโอดีและการเพิ่มปริมาณเชื้อดังนี้

ตารางที่ 4.1 ลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษา

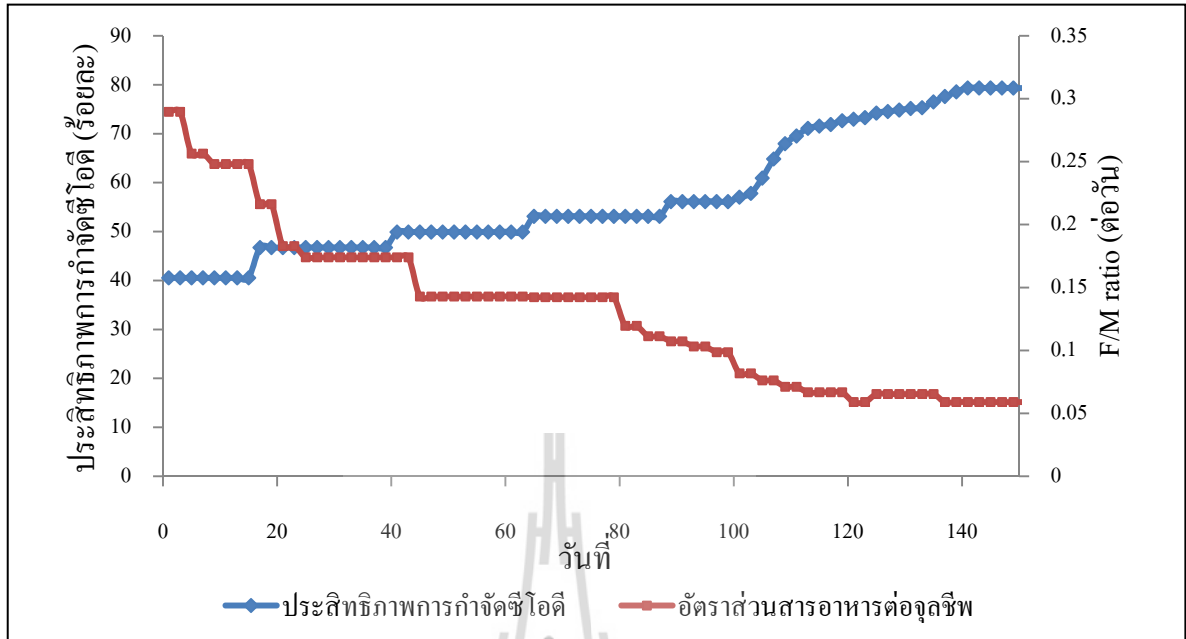
ลำดับ	พารามิเตอร์	หน่วย	ปริมาณ
1	พีเอช	-	6.9
2	ของแข็งแขวนลอย (TSS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	580.87
3	ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	640.02
4	ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	350.07
5	บีโอดีทั้งหมด (TBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	310.06
6	บีโอดีละลายน้ำ (SBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	160.32
7	ทีเคเอ็น (TKN)	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร	52.53
8	แอมโมเนีย ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร	5.7
9	ไนเตรต ($\text{NO}_3^- \text{-N}$)	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร	<0.1
10	ไนไตรต์ ($\text{NO}_2^- \text{-N}$)	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร	<0.1
11	TBOD/TCOD	-	0.48
12	SBOD/SCOD	-	0.52
13	TBOD:N	-	100 : 15

4.2.1 การกำจัดซีโอดี

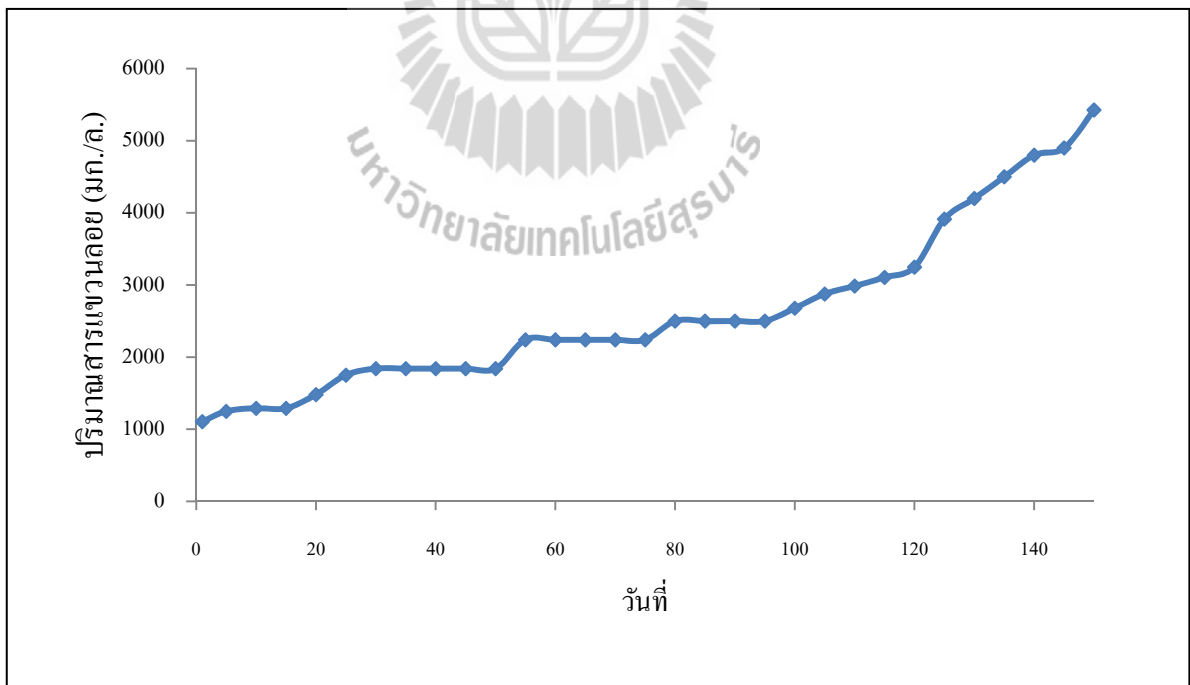
ในการปรับสภาพเชื้อ การทำงานสิ้นสุดเมื่อมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมากกว่าร้อยละ 70 ใช้ระยะเวลาในการปรับสภาพทั้งหมด 150 วัน ได้ผลประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี อัตราส่วนของสารอาหารต่อจุลชีพของเชื้อราแสดงดังรูปที่ 4.1 โดยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสุดท้ายอยู่ที่ร้อยละ 79.32

4.2.2 การเพิ่มปริมาณเชื้อ

การเจริญเติบโตของจุลชีพเป็นคุณสมบัติที่มีความสำคัญต่อการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ปริมาณของแข็งแขวนลอยปริมาณที่สูงขึ้นส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี โดยปริมาณของแข็งแขวนลอยสุดท้ายอยู่ที่ 5,427 มก./ล. แสดงการเพิ่มปริมาณจุลชีพของเชื้อราดังรูปที่ 4.2



รูปที่ 4.1 การกำจัดซีไอดีและอัตราส่วนสารอาหารต่อจุลชีพของเชื้อรา



รูปที่ 4.2 ความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยระหว่างการปรับสภาพของเชื้อรา

4.3 ผลการศึกษาสารติดตาม

การศึกษาสารติดตาม (Tracer study) เป็นการศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ของถังปฏิกรณ์ DHS โดยทำการศึกษาในระบบ DHS ที่บรรจุตัวกลางฟองน้ำใหม่ที่ไม่มีจุลชีพ การทดสอบลักษณะทางพลศาสตร์ของระบบ DHS ใช้น้ำเกลือ (NaCl) ความเข้มข้น 5 กรัมต่อลิตรเป็นสารติดตาม ป้อนเข้าสู่ระบบที่อัตราการไหล 75 และ 375 ลิตรต่อวันตามลำดับ อ้างอิงตามการศึกษาของ Levenspeil (1972) และ Patcharin Racho (2009) การคำนวณค่าเวลากักเก็บจริง (Actual HRT; T_a) และ Dispersion number ($D/\mu L$) ดังสมการ 4.1 ถึง 4.3 ทำการประเมินสัดส่วนปริมาตรของตัวกลางในถังปฏิกรณ์ที่ไม่สัมผัสกับน้ำเสีย (fraction of dead volume) ตามการศึกษา Tandukar et. al. (2006b) และ Patcharin Racho (2009) ดังสมการที่ 4.4

Actual HRT, T_a

$$T_a = \frac{\sum_{t=0}^t t_i C_i dt_i}{\sum_{t=0}^t C_i dt_i} \quad (4.1)$$

Variance, σ^2

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{t=0}^t t_i^2 C_i dt_i}{\sum_{t=0}^t C_i dt_i} - T_a^2 \quad (4.2)$$

Dispersion Number, $\frac{D}{uL} = d$

$$\sigma_0^2 = \frac{\sigma^2}{T_a^2} = 2d + 8d^2 \quad (4.3)$$

Fraction of Dead Volume (f)

$$f = \frac{T_t - T_a}{T_t} \quad (4.4)$$

โดยที่ C คือ ความเข้มข้นของ NaCl (มิลลิกรัมต่อลิตร)

t คือ เวลา (นาที)

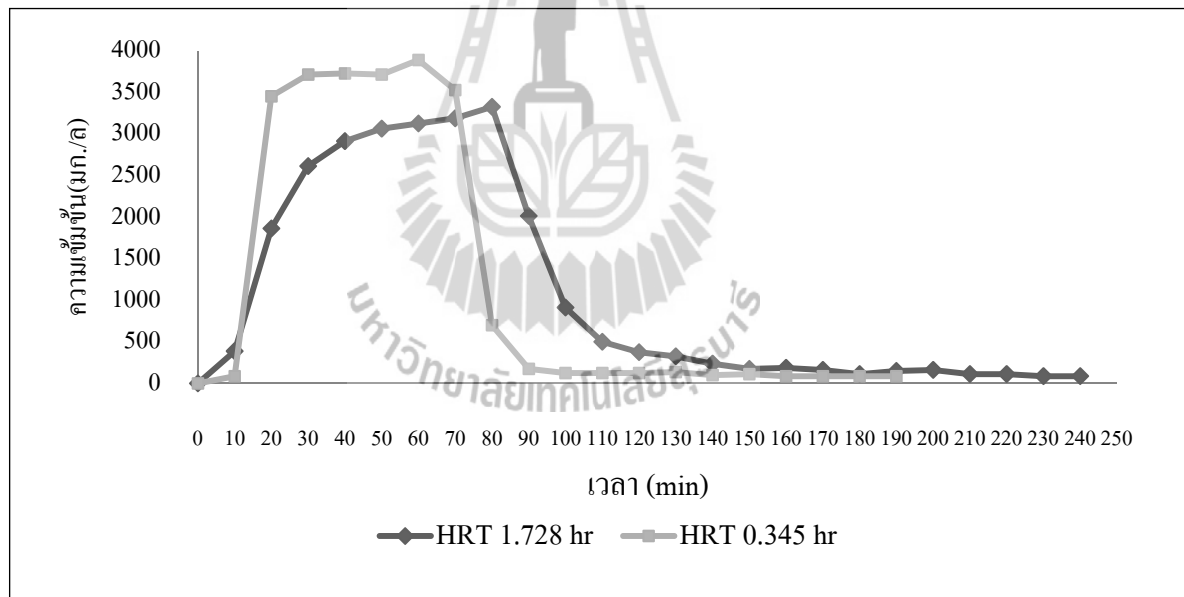
T_t คือ เวลากักเก็บตามทฤษฎี (นาที)

T_a คือ เวลากักเก็บจริง (นาที)

แสดงแบบจำลองที่ได้จากการศึกษาลักษณะทางชลศาสตร์ใช้สมการที่ 4.1 ถึง 4.3 เพื่อคำนวณค่าเวลากักเก็บจริง (Actual HRT, T_a) และ Dispersion number ($D/\mu L$) พบค่า T_a เท่ากับ 1.19 และ 14.57 ชั่วโมง ค่า $D/\mu L$ เท่ากับ 0.315 และ 0.402 ที่อัตราการไหล 75 และ 375 ลิตรต่อวันตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.2 เมื่อพิจารณาการกระจายตัวของสารติดตามในแต่ละอัตราการไหลแสดงดังรูปที่ 4.3 พบแนวโน้มการกระจายตัวของสารติดตามเกิดมากขึ้นจึงทำให้ Fraction of dead volume มีค่าลดลงตามไปด้วย

ตารางที่ 4.2 ผลการศึกษาสารติดตามในระบบ DHS

Flow rate (L/d)	Theoretical HRT (h)	Actual HRT (h)	Dispersion Number ($D/\mu L$)	Fractions of Dead Volume
75	1.728	1.125	0.33	0.34
375	0.345	0.3	0.45	0.13



รูปที่ 4.3 แสดงแบบจำลองการกระจายตัวของสารติดตามในระบบ DHS

แสดงรูปแบบการกระจายตัวของสารติดตามในอัตราการไหลที่ 75 ลิตรต่อวันและ 375 ลิตรต่อวัน เมื่อนำผลการศึกษาที่ได้ไปเปรียบเทียบกับแบบจำลองของการกระจายตัวใน Closed vessel ตามการศึกษาของ Levenspiel (1972) แล้ว พบว่ามีลักษณะคล้ายกับการกระจายตัวสูง (Large amount of dispersion) นอกจากนี้ในการศึกษาของ Tandukar et. al. (2006b) การศึกษาลักษณะทางชลศาสตร์ของระบบ DHS

เปรียบเทียบกันระหว่างที่มีเชื้อจุลินทรีย์และไม่มีเชื้อจุลินทรีย์ พบว่าแนวโน้มของ Fraction of dead volume จะมีค่าลดลงเมื่อตัวกลางมีจุลินทรีย์เกาะ

4.4 การบำบัดน้ำเสียของระบบ DHS

ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบ DHS ทั้ง 3 ชุดการทดลอง โดยชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อรา (FDHS) เป็นจุลินทรีย์ ชุดการทดลองที่ 2 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรีย (BDHS) เป็นจุลินทรีย์ ส่วนชุดการทดลองที่ 3 เป็นการทำงานของระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรีย (BDHS) เป็นจุลินทรีย์ เพื่อบำบัดน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 โดยมีภาระบรรทุกของระบบ DHS ทั้ง 3 ชุดการทดลองแสดงในตารางที่ 4.3 รายละเอียดประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอย ประสิทธิภาพในการกำจัดปริมาณสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ในแต่ละชุดการทดลองมีรายละเอียดดังนี้

ตารางที่ 4.3 ภาระบรรทุกของระบบ DHS

พารามิเตอร์	ชุดการทดลองที่ 1	ชุดการทดลองที่ 2	ชุดการทดลองที่ 3
อัตราการไหล (ลิตรต่อวัน)	75	75	75
ระยะเวลาเก็บกัก (ต่อชั่วโมง)	3.36	3.36	3.36
ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (กก. บีโอดี/ม ³ .วัน)	2.15	2.15	0.64
ภาระบรรทุกไนโตรเจน (กก. ไนโตรเจน/ม ³ .วัน)	0.36	0.36	0.36

4.4.1 พีเอช

การศึกษาระบบ DHS ในครั้งนี้แบ่งออกเป็น 3 ชุดการทดลอง ชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลินทรีย์ ควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วง 4 ± 0.2 เพื่อให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และป้องกันการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย เมื่อตรวจวัดพีเอชของน้ำที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 อยู่ในช่วง 4.0 - 4.5 ซึ่งยังอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของเชื้อราอยู่ ชุดการทดลองที่ 2 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลินทรีย์ ควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วง 7 ± 0.2 เพื่อให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย เมื่อตรวจวัดพีเอชของน้ำที่ออกจากชุดการทดลองที่ 2 อยู่ในช่วง 7.0 - 7.5 ซึ่งอยู่ในช่วงที่ใกล้เคียงกับช่วงพีเอชที่ควบคุม ในส่วนชุดการทดลองที่ 3 เป็นการบำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 โดยน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 นั้นมีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 4.0 - 4.5 จึงต้องปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนป้อนเข้าต่อแบคทีเรียให้อยู่ในช่วง 7 ± 0.2 เมื่อตรวจวัดค่าพีเอชของน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 3 ค่าพีเอชอยู่ในช่วง 7.0 - 7.5

ตารางที่ 4.4 แสดงศักยภาพของระบบ DHS

พารามิเตอร์	หน่วย	น้ำเข้า	ชุดการทดลองที่ 1		ชุดการทดลองที่ 2		ชุดการทดลองที่ 3	
		ความเข้มข้น	ความเข้มข้น	ประสิทธิภาพ	ความเข้มข้น	ประสิทธิภาพ	ความเข้มข้น	ประสิทธิภาพ
ของแข็งแขวนลอย	(มิลลิกรัมต่อลิตร, ร้อยละ)	580.57	63.93	88.98	100.37	74.02	38.28	40.12
ซีโอดีทั้งหมด	(มิลลิกรัมต่อลิตร, ร้อยละ)	640.02	180.52	71.79	283.12	55.76	111.24	38.37
ซีโอดีละลายน้ำ	(มิลลิกรัมต่อลิตร, ร้อยละ)	350.07	120.86	65.47	156.60	55.25	95.43	21.04
บีโอดีทั้งหมด	(มิลลิกรัมต่อลิตร, ร้อยละ)	310.68	91.87	70.43	62.14	79.95	52.01	43.39
บีโอดีละลายน้ำ	(มิลลิกรัมต่อลิตร, ร้อยละ)	160.32	50.90	68.25	28.10	82.47	25.25	50.39
ไนโตรเจนทั้งหมด	(มิลลิกรัม N ต่อลิตร, ร้อยละ)	52.55	59.15	-	32.69	34.10	25.57	56.77
ไนไตรต์	(มิลลิกรัม N ต่อลิตร, ร้อยละ)	< 0.1	< 0.1	-	2.4	-	7.2	-
ไนเตรต	(มิลลิกรัม N ต่อลิตร, ร้อยละ)	< 0.1	< 0.1	-	0.4	-	1.2	-

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

4.4.2 การกำจัดของแข็งแขวนลอย

การตรวจวัดประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบ DHS ทั้ง 3 ชุดการทดลอง พบปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ออกจากระบบ DHS ของชุดการทดลองที่ 1 ชุดการทดลองที่ 2 และชุดการทดลองที่ 3 มีค่าเท่ากับ 63.93 120.02 และ 38.28 มิลลิกรัมต่อลิตรและพบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของชุดการทดลองที่ 1 ชุดการทดลองที่ 2 และชุดการทดลองที่ 3 เป็นร้อยละ 88.98 ร้อยละ 74.02 และร้อยละ 32.28 ตามลำดับ โดยมีรายละเอียดดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 พบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยใน FDHS1 และ FDHS2 เป็นร้อยละ 49.93 และร้อยละ 88.99 ตามลำดับ ส่วนในชุดการทดลองที่ 2 ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยใน BDHS1 และ BDHS2 เป็นร้อยละ 33 และร้อยละ 74.16 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบว่าชุดการทดลองที่ 1 มีประสิทธิภาพที่สูงกว่า ทั้งนี้เนื่องมาจากน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาเป็นน้ำเสียที่ปนเปื้อนคาร์โบไฮเดรตซึ่งเป็นสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ ประกอบกับในชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ FDHS ซึ่งเชื้อราที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ได้ดี (Jasti et al., 2006, Jin et al., 1999) ดังนั้นจึงทำให้พบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยในปริมาณที่สูงกว่าในชุดการทดลองที่ 2 ที่เป็นระบบ BDHS ซึ่งได้ผลสอดคล้องกับการศึกษาของ Pacharin Racho (2009) ที่ทำการศึกษเปรียบเทียบระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ (FDHS) และระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (BDHS) ในการบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ของอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังพบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบ FDHS สูงกว่าระบบ BDHS เช่นเดียวกัน โดยพบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบ FDHS และของระบบ BDHS อยู่ที่ร้อยละ 91 และร้อยละ 72 ตามลำดับ

ส่วนชุดการทดลองที่ 3 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เข้าสู่ระบบจะเป็นปริมาณของแข็งแขวนลอยที่อยู่ในน้ำทิ้งของชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งมีค่าเป็น 63.93 มก./ล. เมื่อผ่านการบำบัดแล้วพบปริมาณของแข็งแขวนลอยในทิ้งมีค่าเหลือ 38.28 ซึ่งผ่านเกณฑ์มาตรฐานที่กรมโรงงานอุตสาหกรรมกำหนดไว้

โดยกลไกในการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่เกิดขึ้นในระบบ DHS นั้น Tawfik et al. (2006a) ได้กล่าวไว้ว่าการกำจัดของแข็งแขวนลอยในระบบ DHS นั้น เกิดขึ้นโดยเมื่อของแข็งแขวนลอยเข้าสู่ระบบ DHS จะถูกสะสมในตัวกลางฟองน้ำ จากนั้นจึงเกิดการย่อยสลายโดยจุลชีพต่อไป โดยผ่านกระบวนการย่อยด้วยเอนไซม์ภายนอกเซลล์ซึ่งเอนไซม์นั้นถูกปล่อยออกมาโดยจุลชีพ โดยเอนไซม์แต่ละชนิดจะมีความจำเพาะในการเข้าทำปฏิกิริยาที่ต่างกัน ซึ่งความจำเพาะดังกล่าวมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ เมื่อสารอินทรีย์ผ่านการย่อยสลายโดยกระบวนการไฮโดรไลซิสจนมีขนาดเล็กพอที่จุลชีพสามารถดูดซึมผ่านเยื่อเมมเบรนเข้าสู่เซลล์ได้เพื่อไปใช้ในการสร้างเซลล์และเกิดการย่อยสลายต่อไป

4.4.3 การกำจัดสารอินทรีย์

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ DHS ตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ในรูปของ ซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) บีโอดีทั้งหมด (TBOD) บีโอดีละลายน้ำ (SBOD) ของ น้ำเสียที่เข้าระบบและน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดในแต่ละส่วนทั้ง 3 ชุดการทดลอง โดยชุดการทดลองที่ 1 และ ชุดการทดลองที่ 2 รองรับการระบรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2.15 กก.บีโอดี/ลบ.ม. วัน ส่วนชุดการทดลองที่ 3 รองรับการระบรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.64 กก.บีโอดี/ลบ.ม. วัน โดยสามารถสรุปผลการศึกษากำจัด สารอินทรีย์ได้ดังตารางที่ 4.5 และแสดงปริมาณสารอินทรีย์ที่ออกจากในแต่ละชุดการทดลองดังรูปที่ 4.4-4.6

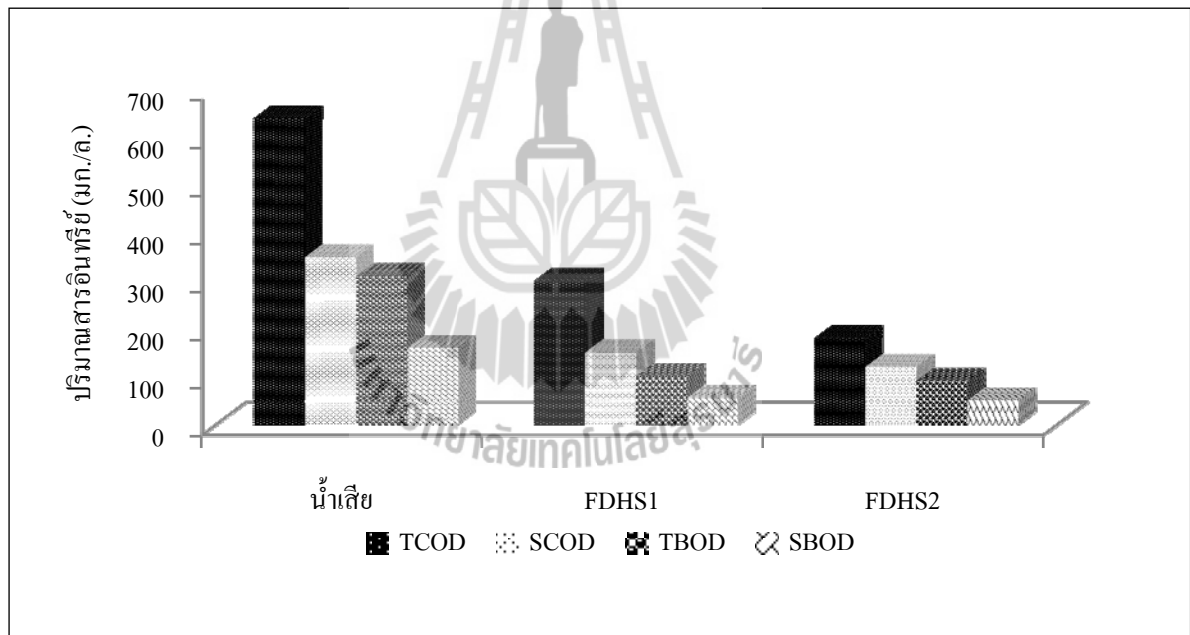
ชุดการทดลองที่ 1 ตรวจวัดปริมาณซีโอดีของระบบ DHS พบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ทั้งหมดของ FDHS1 และ FDHS2 เป็นร้อยละ 53.09 และร้อยละ 71.79 ตามลำดับ และพบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีละลายน้ำของ FDHS1 และ FDHS2 เป็นร้อยละ 56.92 และร้อยละ 65.47 ตามลำดับ ส่วน ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีทั้งหมดของ FDHS1 และ FDHS2 เป็นร้อยละ 67.28 และร้อยละ 70.43 ตามลำดับและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีละลายน้ำของ FDHS1 และ FDHS2 เป็นร้อยละ 65.55 และ ร้อยละ 68.25 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีทั้งหมด ซีโอดี ละลายน้ำ บีโอดีทั้งหมด และบีโอดีละลายน้ำ พบว่า FDHS1 เกิดการกำจัดสารอินทรีย์สูงกว่า FDHS2 ซึ่ง เมื่อศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์พบว่าใน FDHS1 มีค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) มีค่าเป็น 1.273 ต่อชั่วโมง และค่าอัตราการใช้สารอาหาร (r_x) มีค่าเป็น 0.116 มก.ซีโอดี/มก.ของแข็งระเหยง่ายต่อวัน ส่วน FDHS2 มีค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) มีค่าเป็น 0.841 ต่อชั่วโมง และค่าอัตราการใช้ สารอาหาร (r_x) มีค่าเป็น 0.054 มก.ซีโอดี/มก.ของแข็งระเหยง่ายต่อวัน สรุปได้ว่า FDHS1 มีค่าอัตราการ เจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดและค่าอัตราการใช้สารอาหารที่สูงกว่าใน FDHS2 แสดงว่าใน FDHS1 เกิดอัตรา การย่อยสลายสารอินทรีย์สูงกว่าใน FDHS2 ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่ เกิดขึ้น นอกจากนี้ Pacharin Racho (2009) ศึกษาระบบ FDHS เพื่อบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ของ อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง พบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์เกิดในบริเวณส่วนแรก ๆ ของ ระบบเช่นเดียวกัน แต่เนื่องจากระบบ FDHS ต้องมีการควบคุมพีเอชของน้ำเสียก่อนป้อนเข้าระบบให้อยู่ ในช่วง 4 ± 0.2 โดยใช้กรดกำมะถัน เพื่อให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของเชื้อรา ซึ่งสารเคมีที่เติมอาจ ส่งผลต่อการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ในน้ำเสียก่อนจุลชีพในระบบ แต่ Giovanni Franhi (2005) ได้ศึกษา ผลกระทบของการปรับพีเอชต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน ผลการศึกษา พบว่าเมื่อปรับพีเอชให้มีค่าประมาณ 4 สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้สูงสุดร้อยละ 7.3 ซึ่ง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบเป็น 71.79 หากลดด้วยการไฮโดรไลซิสด้วยสารเคมีสูงสุดตาม การศึกษาของ Giovanni Franhi (2005) แล้ว จะเหลือประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเป็นร้อยละ 64.49 ซึ่ง เป็นการยืนยันว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เกิดจากจุลชีพในระบบ

ชุดการทดลองที่ 2 ผลตรวจวัดปริมาณซีโอดีของระบบ DHS ของชุดการทดลองที่ 2 พบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของ BDHS1 และ BDHS2 เป็นร้อยละ 29.22 และร้อยละ 55.76 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีละลายน้ำของ BDHS1 และ BDHS2 เป็นร้อยละ 22.54 และร้อยละ 55.25 ตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของ BDHS1 และ BDHS2 เป็นร้อยละ 35.41 และร้อยละ 79.95 และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีละลายน้ำของ BDHS1 และ BDHS2 เป็นร้อยละ 52.55 และร้อยละ 82.47 ตามลำดับ จากผลการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์พบว่า BDHS1 เกิดการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีทั้งหมด ซีโอดีละลายน้ำ บีโอดีทั้งหมด และบีโอดีละลายน้ำ น้อยกว่าใน BDHS2 เนื่องจากในชุดการทดลองที่ 2 ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ ในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนโมเลกุลใหญ่โดยแบคทีเรียจำเป็นต้องมีการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ให้มีขนาดเล็กลงซึ่งเป็นกระบวนการที่ต้องใช้ระยะเวลา โดย Confer and Logan (1997) ได้กล่าวไว้ว่าเมื่อสารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นสารอินทรีย์เชิงซ้อนขนาดใหญ่จะถูกแยกออกด้วยเอนไซม์ภายนอกเซลล์ซึ่งเอนไซม์นั้นถูกปล่อยออกมาโดยแบคทีเรีย โดยเอนไซม์แต่ละชนิดจะมีความจำเพาะในการเข้าทำปฏิกิริยาที่ต่างกัน ซึ่งความจำเพาะดังกล่าวมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีนและโพลีแซคคาไรด์จะถูกย่อยด้วยเอนไซม์ จากนั้นจะเกิดการย่อยสารอินทรีย์จนมีขนาดเล็กพอที่แบคทีเรียสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ ดังนั้นเมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดโดย BDHS1 แล้วจึงทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์ลดลง และมีขนาดเล็กลงซึ่งง่ายต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ นอกจากนี้เมื่อพิจารณาควบคู่กับค่าคงที่ทางจลนศาสตร์พบว่าใน BDHS1 มีค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) มีค่าเป็น 0.505 ต่อชั่วโมงและค่าอัตราการใช้สารอาหาร (r_x) มีค่าเป็น 0.039 มก.ซีโอดี/มก.ของแข็งระเหยง่ายต่อวัน ส่วน BDHS2 มีค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) มีค่าเป็น 0.846 ต่อชั่วโมง และค่าอัตราการใช้สารอาหาร (r_x) มีค่าเป็น 0.061 มก.ซีโอดี/มก.ของแข็งระเหยง่ายต่อวัน แสดงให้เห็นว่าในส่วน BDHS2 ของระบบเกิดอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สูงกว่า

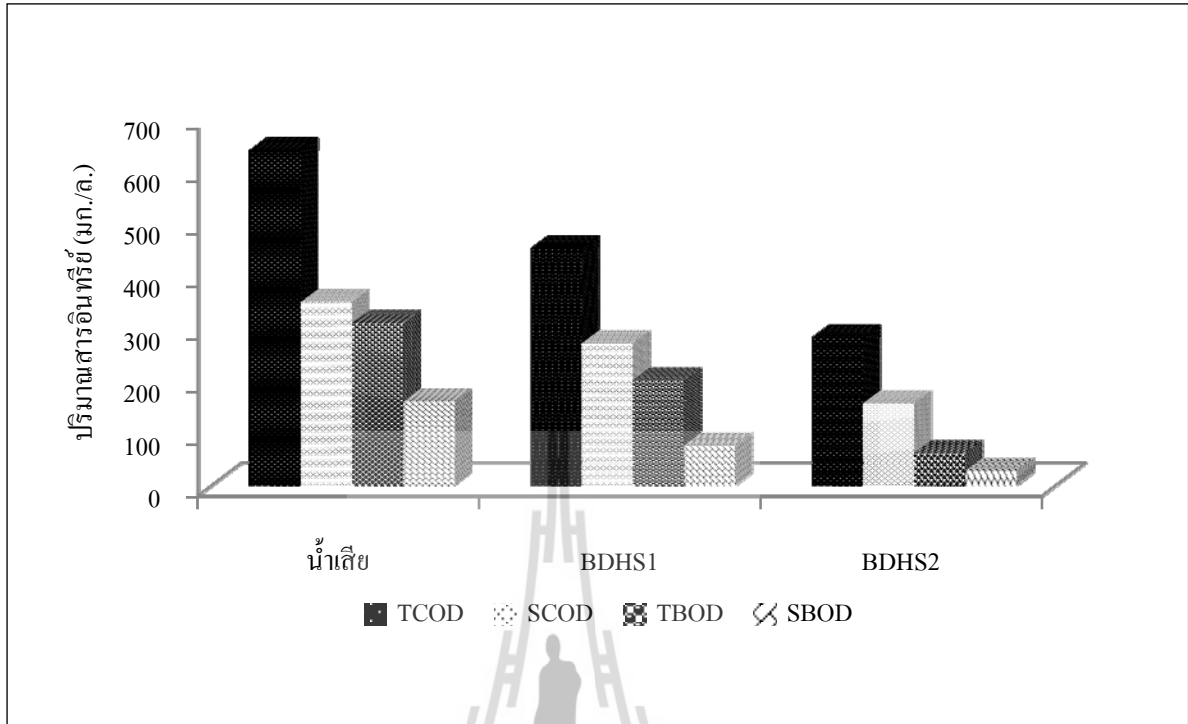
ชุดการทดลองที่ 3 จากการตรวจวัดปริมาณซีโอดีของระบบ DHS พบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของ FBDHS1 และ FBDHS2 เป็นร้อยละ 49.71 และร้อยละ 62.87 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีละลายน้ำของ FBDHS1 และ FBDHS2 เป็นร้อยละ 33.15 และร้อยละ 36.70 ตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีทั้งหมดของ FBDHS1 และ FBDHS2 เป็นร้อยละ 47.29 และร้อยละ 48.82 ตามลำดับ และพบประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีละลายน้ำของ FBDHS1 และ FBDHS2 เป็นร้อยละ 35.27 และร้อยละ 54.31 ตามลำดับ

ตารางที่ 4.5 แสดงศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ DHS

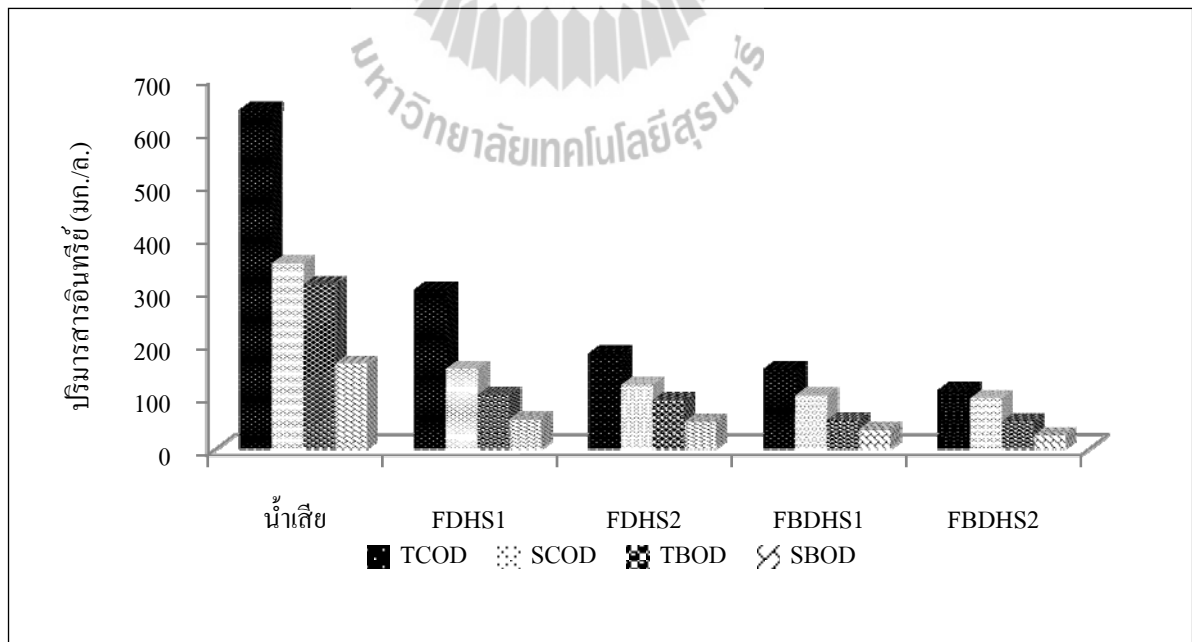
ตัวอย่าง		TCOD		SCOD		TBOD		SBOD	
		(มก./ล.)	(ร้อยละ)	(มก./ล.)	(ร้อยละ)	(มก./ล.)	(ร้อยละ)	(มก./ล.)	(ร้อยละ)
น้ำเสีย		640.02	-	350.07	-	310.68	-	160.32	-
ชุดการ ทดลอง 1	FDHS1	300.23	53.09	150.78	56.92	101.63	67.28	55.23	65.55
	FDHS2	180.52	71.79	120.88	65.47	91.87	70.43	50.90	68.25
ชุดการ ทดลอง 2	BDHS1	453.01	29.22	271.16	22.54	200.67	35.41	76.07	52.55
	BDHS2	283.14	55.76	156.66	55.25	62.14	79.95	28.10	82.47
ชุดการ ทดลอง 3	FBDHS1	150.98	49.71	100.79	33.15	53.56	47.29	35.75	35.27
	FBDHS2	111.24	62.87	95.43	36.70	52.01	48.82	25.23	54.31



รูปที่ 4.4 ปริมาณสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1



รูปที่ 4.5 ปริมาณสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.6 ปริมาณสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 3

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ DHS แสดงดังจากรายที่ 4.5 พบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ของชุดการทดลองที่ 1 ชุดการทดลองที่ 2 และชุดการทดลองที่ 3 เป็นร้อยละ 71.79 ร้อยละ 55.76 และร้อยละ 68.87 ตามลำดับ ซึ่งมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และพบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ของชุดการทดลองที่ 1 ชุดการทดลองที่ 2 และชุดการทดลองที่ 3 เป็นร้อยละ 65.47 55.25 และ 36.70 ตามลำดับ ซึ่งมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติเช่นกัน เมื่อเปรียบเทียบระหว่างชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบว่าชุดการทดลองที่ 1 มีความสามารถในการกำจัดซีโอดีได้ดีกว่า ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาเป็นน้ำเสียที่มีคาร์โบไฮเดรตปนเปื้อนสูง ประกอบด้วยสารอินทรีย์เชิงซ้อนขนาดโมเลกุลใหญ่ ส่วนชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ โดยจากการศึกษาที่ผ่านมาได้มีการรายงานว่าเชื้อรามีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อน โมเลกุลใหญ่ ได้ดี มีอัตราการเกิดปฏิกิริยาได้ดีกว่าแบคทีเรีย (Jasti et al., 2006, Tripathi et al., 2007) จึงพบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของชุดการทดลองที่ 1 ดีกว่าชุดการทดลองที่ 2 ส่วนเมื่อเปรียบเทียบชุดการทดลองที่ 2 กับชุดการทดลองที่ 3 ซึ่งเป็นระบบ BDHS เหมือนกันแต่น้ำเสียที่ถูกป้อนเข้าระบบมีความแตกต่างกัน ในส่วนของชุดการทดลองที่ 2 พบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่สูงกว่า มีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกับการศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ซึ่งพบว่าในชุดการทดลองที่ 2 มีอัตราการโตจำเพาะสูงสุด และค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ยที่สูงกว่าในชุดการทดลองที่ 3 เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ส่วนที่เป็นแบคทีเรานั้นมีปริมาณน้อยซึ่งอาจไม่เหมาะสมและไม่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอต่อการเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ จึงพบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และอัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพค่อนข้างต่ำ โดยประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์เกิดจากจุลชีพในระบบซึ่งยืนยันได้จากการศึกษาการใช้ออกซิเจนของจุลชีพ

4.4.4 การกำจัดไนโตรเจน

ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS โดยทำการตรวจวัดไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic-N) แอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ไนไตรต์ ($\text{NO}_2\text{-N}$) และไนเตรต ($\text{NO}_3\text{-N}$) แสดงในตารางที่ 4.6 รูปที่ 4.7 และ 4.8 โดยมีรายละเอียดดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ ตรวจวัดปริมาณไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic-N) แอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ไนไตรต์ ($\text{NO}_2\text{-N}$) และไนเตรต ($\text{NO}_3\text{-N}$) พบว่าระบบ FDHS ไม่สามารถบำบัดไนโตรเจนในรูปปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจน และแอมโมเนียไนโตรเจนให้มีปริมาณลดลงได้ และไม่พบการเพิ่มของปริมาณไนไตรต์และไนเตรต ซึ่งปริมาณไนไตรต์และไนเตรตที่เพิ่มขึ้นเป็นตัวบ่งชี้ถึงการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบ ทั้งนี้เนื่องจากชุดการทดลองที่ 1 มีการควบคุมค่าพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบให้อยู่ในสภาวะที่เป็นกรด (พีเอชอยู่ในช่วง 4.0 ± 0.2) ทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนตริไฟอิง ซึ่งค่าพีเอชที่

เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนาสและไนโตรแบคทีเรีย มีค่าอยู่ในช่วง 6.0 ถึง 9.0 และพีเอช 6.3 ถึง 9.4 ตามลำดับ (Eding et al., 2006)

ชุดการทดลองที่ 2 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ ตรวจวัดประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic-N) แอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ไนไตรต์ ($\text{NO}_2\text{-N}$) และไนเตรต ($\text{NO}_3\text{-N}$) พบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดของ BDHS1 และ BDHS2 เป็นร้อยละ 6.88 และร้อยละ 40 ตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนใน BDHS1 และ BDHS2 เป็นร้อยละ 5 และร้อยละ 43.85 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบการเพิ่มขึ้นของไนไตรต์และไนเตรตในน้ำที่ออกจาก BDHS2 มีค่าเป็น 0.4 และ 2.4 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ซึ่งเป็นการยืนยันการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน แต่เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนที่เกิดขึ้นใน BDHS1 และ BDHS2 เปรียบเทียบกันแล้ว พบการกำจัดไนโตรเจนใน BDHS2 มากกว่า BDHS1 เนื่องจากใน BDHS2 มีปริมาณสารอินทรีย์ที่แบคทีเรียสามารถย่อยสลายได้ลดลง ส่งผลต่อปริมาณการใช้ออกซิเจนเพื่อใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟลดลงตามไปด้วย ทำให้มีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและพื้นที่ในถังปฏิกรณ์เหลือสำหรับแบคทีเรียออโตโทรปเจริญเติบโตได้ และสามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ตามมา โดยในธรรมชาติแล้วหากสภาวะแวดล้อมที่อยู่อาศัยมีปริมาณสารอินทรีย์สูงแบคทีเรียไนตริไฟอิงจะไม่สามารถเจริญเติบโตแข่งขันกับแบคทีเรียเฮเทอโรโทรปได้ (Chae et. al., 2004) อีกทั้งในการศึกษาของ Araki et. al. (1999) พบว่าแบคทีเรียไนตริไฟอิงในระบบ DHS จะอยู่บริเวณผิวนอกจนลึกลงเข้าไปภายในตัวกลาง 0.75 เซนติเมตรของตัวกลางเพื่อกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย แต่หากลึกลงไปภายในตัวกลางมากกว่า 0.75 เซนติเมตรจะเกิดสภาวะแอนอกซิก ซึ่งเป็นพื้นที่ที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นได้อีกด้วย และจากการศึกษาของ Patcharin Rachon (2009) พบว่าในส่วนที่ 2 3 และ 4 ของระบบ BDHS มีแบคทีเรียไนโตรโซโมนาสและไนโตรแบคทีเรียเป็นจุลชีพเด่น ซึ่งเป็นการยืนยันการกำจัดไนโตรเจนในระบบว่าเกิดจากแบคทีเรียออโตโทรปจริง

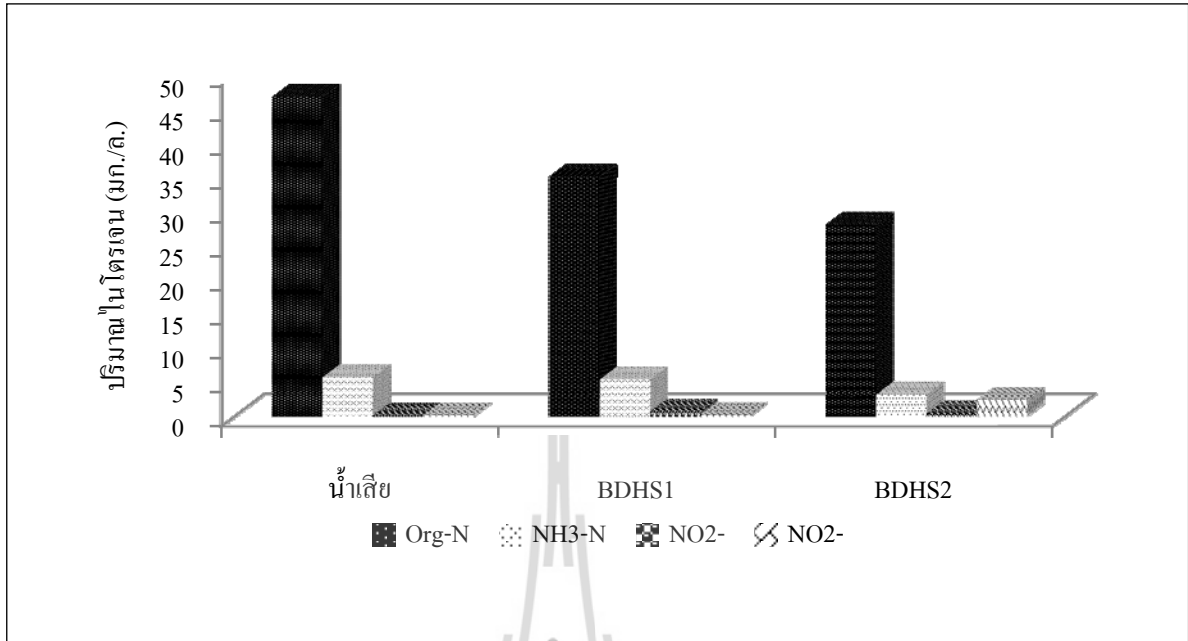
ชุดการทดลองที่ 3 จากการตรวจวัดปริมาณไนโตรเจนของระบบ DHS ของชุดการทดลองที่ 3 ซึ่งเป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 โดยในชุดการทดลองที่ 1 เกิดการกำจัดสารอินทรีย์ในปริมาณมากซึ่งกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีทั้งหมดซีโอดีละลายน้ำ บีโอดีทั้งหมด บีโอดีละลายน้ำได้ถึงร้อยละ 71.79 ร้อยละ 65.47 ร้อยละ 70.73 และร้อยละ 68.25 ตามลำดับ ทำให้สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ชุดการทดลองที่ 3 มีปริมาณน้อยลง ส่งผลต่อปริมาณการใช้ออกซิเจนเพื่อใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟลดลง ทำให้มีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและพื้นที่ในถังปฏิกรณ์มีเหลือสำหรับแบคทีเรียออโตโทรปเจริญเติบโตได้ (Chae et. al., 2004) และสามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ตามมา ดังนั้นในชุดการทดลองที่ 3 จึงพบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูง ซึ่งพบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด สารอินทรีย์ไนโตรเจน แอมโมเนียไนโตรเจนเป็นร้อยละ 51.34 ร้อยละ 67.18 และร้อยละ 68.42 ตามลำดับ และพบการเพิ่มขึ้นของปริมาณไน

ไนโตรเจนและไนเตรตในน้ำออกของชุดการทดลองมีค่าเป็น 1.8 และ 7.2 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ซึ่งเป็นการยืนยันการเกิดการกระบวนการไนตริฟิเคชันในส่วนของระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ

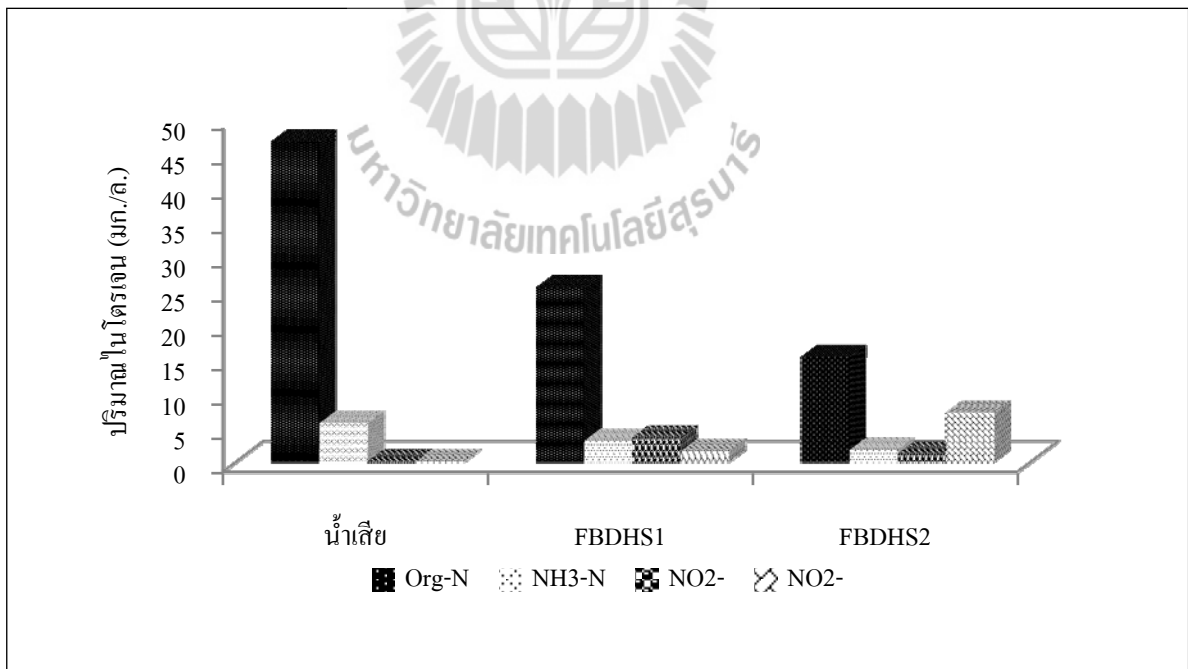
ตารางที่ 4.6 ศักยภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS

ตัวอย่าง		Org-N		NH ₃ -N		NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻	
		(มก./ล.)	(ร้อยละ)	(มก./ล.)	(ร้อยละ)	(มก./ล.)	(ร้อยละ)	(มก./ล.)	(ร้อยละ)
น้ำเสีย		46.83	-	5.71	-	0.1	-	0.1	-
ชุดการทดลอง 1	FDHS1	50.89	-	6.20	-	0.1	-	0.1	-
	FDHS2	51.85	-	7.10	-	0.1	-	0.1	-
ชุดการทดลอง 2	BDHS1	35.12	25.00	5.42	5.08	0.70	-	0.20	-
	BDHS2	28.10	39.99	3.20	43.96	0.40	-	2.41	-
ชุดการทดลอง 3	FBDHS1	25.51	50.80	3.10	56.34	3.60	-	1.59	-
	FBDHS2	15.37	70.36	1.80	74.65	1.20	-	7.20	-

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบว่าชุดการทดลองที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้ดีกว่าชุดการทดลองที่ 1 ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ เนื่องจากชุดการทดลองที่ 1 ต้องควบคุมค่าพีเอชของน้ำเสียก่อนป้อนเข้าสู่ระบบให้อยู่ในช่วง 4 ± 0.2 ทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของไนตริฟิอิงแบคทีเรีย ส่วนเมื่อเปรียบเทียบชุดการทดลองที่ 2 และชุดการทดลองที่ 3 พบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของชุดการทดลองที่ 3 มีค่าสูง เนื่องจากรับน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 มาทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียน้อย ทำให้เกิดไนตริฟิเคชันได้สูงขึ้น



รูปที่ 4.7 ปริมาณไนโตรเจนชุดการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.8 ปริมาณไนโตรเจนชุดการทดลองที่ 3

4.5 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ

การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์ในระบบ DHS มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของเชื้อราและแบคทีเรียในระบบ DHS โดยทำการแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ออกเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable organic substrate; S_r) ชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate; X_s) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter; S_i) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter; X_p) ซึ่งมีหลักการคือย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสให้กลายเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย ซึ่งชั้นสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้เร็วกว่าจะถูกนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ ทำให้อัตราการตายของจุลินทรีย์ลดลง ส่วนชั้นสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ช้ากว่าจะถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโต (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavalakis, Mamais, Marinis, and Andreadakis, 2006) โดยในการศึกษาได้นำน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบและน้ำที่ออกในแต่ละส่วนของทั้ง 3 ชุดการทดลองมาศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์ได้ผลดังตารางที่ 4.7 และรูปที่ 4.9 ถึง 4.11

การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์ของน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบพบว่าปริมาณ X_s , S_r , X_p และ S_i เป็น 25.05 160.32 104.58 และ 350.07 มก./ล. ตามลำดับ โดยเป็นสัดส่วนที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ 185.33 และส่วนที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้เป็น 454.65 มก./ล.

โดยลำดับการย่อยสลายสารอินทรีย์แต่ละชนิดตามแบบจำลองของ Henzs (Henzs et al., 2002) ได้อธิบายไว้ว่า X_s หรืออนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้จะถูกไฮโดรไลซิสให้มีขนาดเล็กลงจนเป็นสารอินทรีย์ประเภท S_r หรือสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย ซึ่งจุลินทรีย์สามารถนำสารอินทรีย์ประเภทนี้ไปใช้เป็นแหล่งพลังงานและแหล่งอาหารได้ง่าย จนเกิดเป็นเซลล์จุลินทรีย์ จากนั้นเมื่อจุลินทรีย์ตายลงจะได้ X_p เป็นผลิตภัณฑ์ ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้หรือต้องใช้เวลานานในการย่อยสลาย และเมื่อ X_p ถูกไฮโดรไลซิสจะได้สารอินทรีย์ในรูป S_i และ X_s เป็นวัฏจักรเช่นนี้

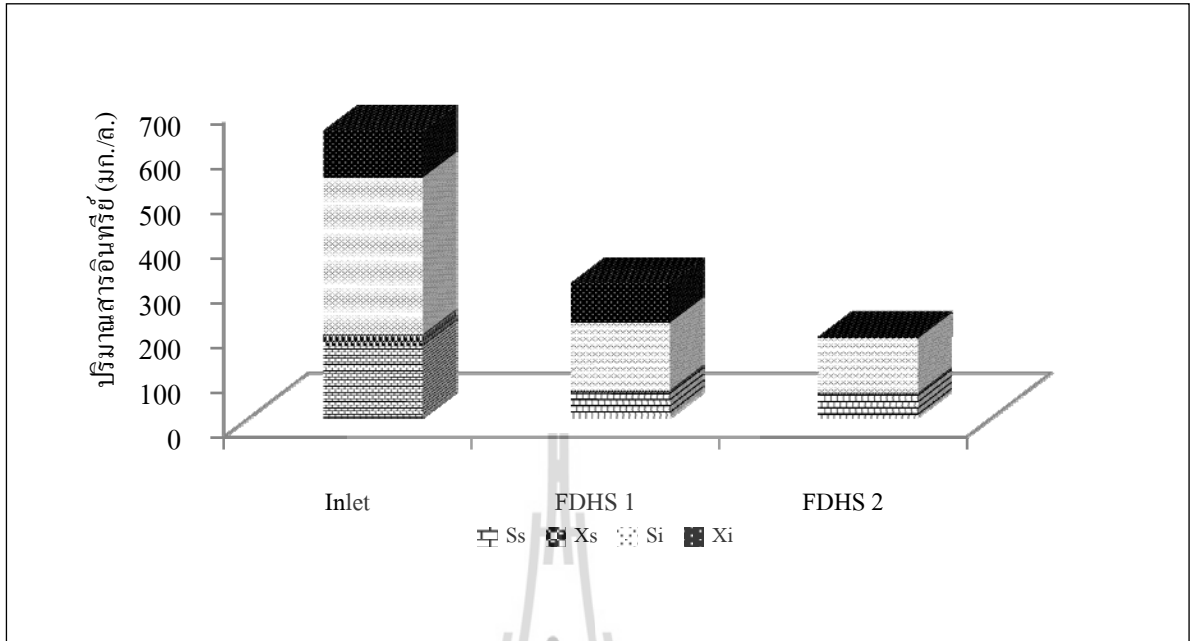
เมื่อพิจารณาสัดส่วนสารอินทรีย์ชุดการทดลองที่ 1 ใน FDHS1 พบ X_s , S_r , X_p และ S_i ในปริมาณ 5.05 55.23 89.17 และ 150.18 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ใน FDHS2 พบ X_s , S_r , X_p และ S_i ในปริมาณ 4.37 50.9 4.37 และ 120.88 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ พบปริมาณสารอินทรีย์ทุกรูปนั้นมีปริมาณลดลงในชุดการทดลองที่ 1

ตารางที่ 4.7 ผลการศึกษาสัดส่วนซีโอดี (COD FRACTION)

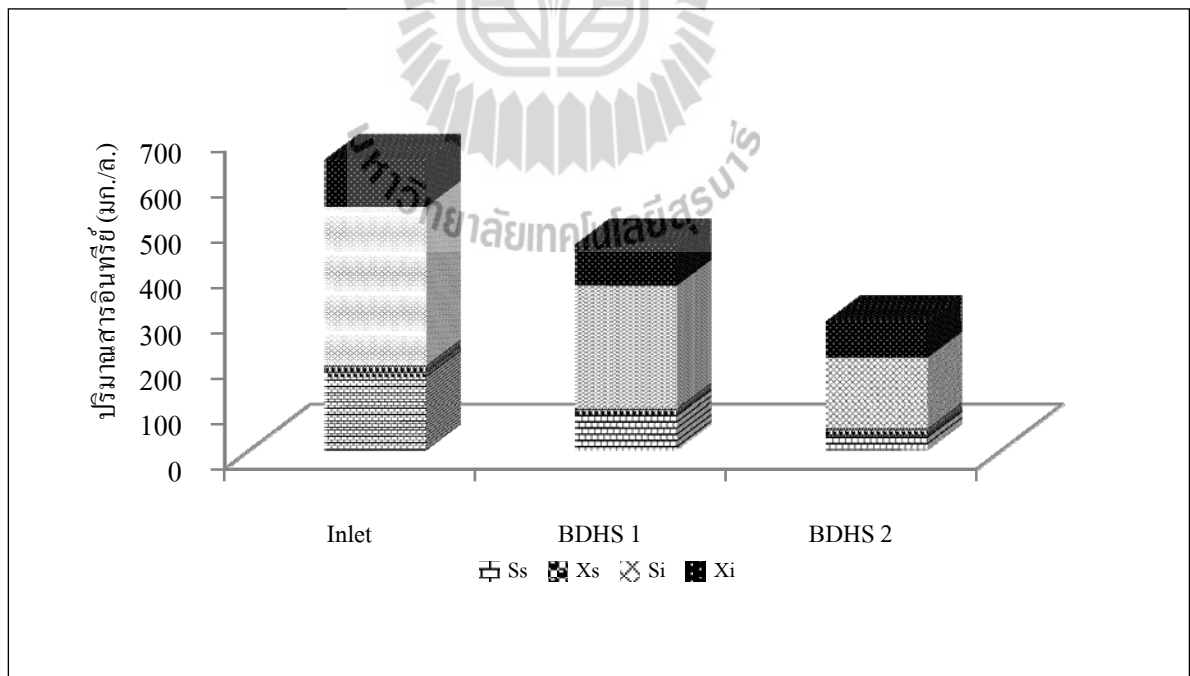
พารามิเตอร์	น้ำเข้า	ชุดการทดลองที่ 1		ชุดการทดลองที่ 2		ชุดการทดลองที่ 3	
		FDHS1	FDHS2	BDHS1	BDHS2	FBDHS1	FBDHS2
TCOD (มก./ล.)	640.02	300.23	180.52	453.01	283.14	150.58	122.25
X_s (มก./ล.)	25.05	5.05	4.37	14.20	17.68	10.14	0.95
S_s (มก./ล.)	160.32	55.23	50.9	76.07	28.10	35.75	25.23
X_i (มก./ล.)	104.58	89.17	4.37	91.58	80.7	4.3	0.64
S_i (มก./ล.)	350.07	150.78	120.88	271.16	156.66	100.79	95.43

เมื่อพิจารณาสัดส่วนสารอินทรีย์ชุดการทดลองที่ 2 ใน BDHS1 พบ X_s , S_s , X_i และ S_i ในปริมาณ 14.20 76.07 91.58 และ 271.16 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ใน BDHS2 พบ X_s , S_s , X_i และ S_i ในปริมาณ 17.68 28.10 80.7 และ 156.66 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่า X_s พบว่ามีค่าลดลงใน BDHS1 แต่ใน BDHS2 เพิ่มขึ้นทั้งนี้เกิดเนื่องจากการสะสมของตะกอนจุลชีพในระบบมีปริมาณมาก ทำให้หลุดออกจากตัวกลางด้วยแรงเฉือนของน้ำเสีย (Patcharin Racho, 2009) ซึ่งไม่พบในส่วนของเชื้อราเนื่องจากเชื้อราไม่โครงสร้างแบบเส้นใยทำให้สามารถยึดเกาะกับตัวกลางฟองน้ำได้เป็นอย่างดี (Quek, Ting and Tan, 2006; Nakamura, Songusia, Sawada and Kuwahara, 1999) ชุดการทดลองที่ 2 พบสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้มากกว่าชุดการทดลองที่ 1 เนื่องจากชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพมีประสิทธิภาพในการเซลล์จุลชีพที่ตายหรือสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ได้ดีกว่าแบคทีเรีย นอกจากนี้จากการทบทวนเอกสารพบว่าเชื้อรามีความสามารถในการ เปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ โดยสามารถเปลี่ยนเซลล์จุลชีพที่เป็นของแข็งให้เป็น Soluble polymer organic matter และเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น (Coulibaly, Gourene and Agathos, 2002; Alam et al., 2003; Mannan et al., 2005; Fakhru' I-Razi and Molla., 2007)

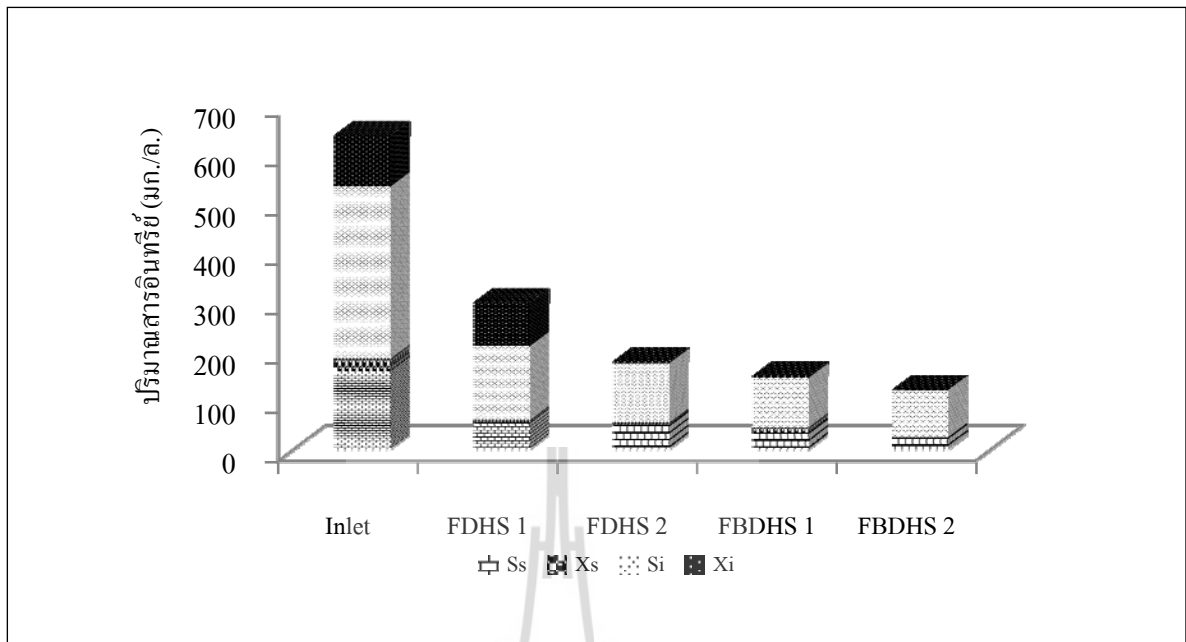
ชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ BDHS เพื่อบำบัดน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 ใน FBDHS1 พบ ปริมาณ X_s , S_s , X_i และ S_i ในปริมาณ 10.14 35.75 4.3 และ 100.79 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ส่วน FBDHS2 พบ X_s , S_s , X_i และ S_i ในปริมาณ 0.95 25.23 0.64 และ 95.43 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ เมื่อพิจารณาพบว่าสารอินทรีย์ S_s , X_i และ S_i มีปริมาณลดลงจากน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 แต่จะพบสัดส่วนในการลดลงของ X_i และ S_i น้อยกว่าในส่วนของ S_s เนื่องจากชุดการทดลองที่ 3 ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพจึงย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ได้ไม่ดีเท่าสารอินทรีย์ในรูปแบบ S_s ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่ขนาดเล็กที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย แต่เมื่อพิจารณาในส่วนของสารอินทรีย์ในรูปแบบ X_s ใน FBDHS1 มีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นโดยมีสาเหตุมาจากการหลุดของตะกอนชีวภาพ



รูปที่ 4.9 สัดส่วนซีโอดีของชุดการทดลองที่ 1



รูปที่ 4.10 สัดส่วนซีโอดีของชุดการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.11 สัดส่วนซีโอไซด์ของชุดการทดลองที่ 3

4.6 สมดุลมวลสารอินทรีย์และไนโตรเจน

จากการทบทวนเอกสารพบว่ากลไกการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบชีวภาพส่วนใหญ่เกิดจากกระบวนการสังเคราะห์เซลล์ กระบวนการออกซิเดชัน ปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน และการสะสมไว้ในเซลล์ ส่วนกลไกการกำจัดไนโตรเจนเกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชัน กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และการดูดซึมเข้าสู่เซลล์ (Barker and Dold, 1995) และจากการศึกษาศักยภาพของระบบ DHS พบว่าสามารถกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสียได้ ดังนั้นเพื่อความชัดเจนและเข้าใจถึงกลไกการกำจัดค่าซีโอไซด์และไนโตรเจนในระบบ DHS และเป็นการยืนยันถึงศักยภาพในการเกิดดีไนตริฟิเคชันในระบบ DHS จากนั้นสามารถนำความเข้าใจที่ได้จากการทำสมดุลมวลไปปรับปรุงการเดินระบบ โดยการศึกษาครั้งนี้ทำสมดุลมวลสารอินทรีย์และไนโตรเจนตามการศึกษาของ Barker and Dold (1995) และ Patcharin Racho (2009)

4.6.1 การสะสมของซีโอไซด์และไนโตรเจนในตะกอน

เมื่อมีสารอินทรีย์เข้ามาในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแล้วจะเกิดการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ นอกจากจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียจะมีหน้าที่ปรับปรุงคุณภาพน้ำให้ดีขึ้นแล้วยังจำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์และสารอาหารในการสร้างเซลล์ใหม่ๆ อยู่เสมอด้วย ดังนั้นจึงเกิดการสะสมซีโอไซด์และไนโตรเจนขึ้นในส่วนของตะกอนจุลชีพ โดยในหัวข้อนี้จะทำการศึกษาหาปริมาณการสะสมของ

สารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี และไนโตรเจน สามารถหาการสะสมซีโอดีและไนโตรเจนในตะกอนได้จากสมการที่ 4.5 และ 4.6

$$M_{\text{COD,ass}} = f_{\text{CV}} \times Y \times M_{\text{CODremoved}} \quad (4.5)$$

$$M_{\text{N,ass}} = f_{\text{N}} \times Y \times M_{\text{CODremoved}} \quad (4.6)$$

โดย f_{CV} สามารถหาได้จากอัตราส่วนระหว่างปริมาณซีโอดีและปริมาณของแข็งระเหยง่ายในตะกอน (COD/VSS) และ f_{N} สามารถหาได้จากอัตราส่วนระหว่างปริมาณที่เคเอ็นและปริมาณของแข็งระเหยง่ายในตะกอน (TKN/VSS)

จากตารางที่ 4.8 แสดงปริมาณการสะสมของปริมาณซีโอดีและไนโตรเจน โดยการดูดซึมของจุลชีพ เมื่อพิจารณาค่าการดูดซึมของปริมาณซีโอดีและค่าการดูดซึมปริมาณไนโตรเจนโดยจุลชีพพบว่าทั้ง 3 ชุดการทดลอง พบการสะสมปริมาณซีโอดีและไนโตรเจนเกิดในส่วนแรกมากกว่าในส่วนที่สองของระบบ เนื่องจากปริมาณซีโอดีที่เข้าสู่ระบบในส่วนแรกมีปริมาณมากกว่าในส่วนถัดไป โดยทั่วไปปริมาณสารอินทรีย์สูงจะส่งผลให้ประชากรของแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟสูงตามไปด้วย หากเปรียบเทียบการสะสมซีโอดีและไนโตรเจนในตะกอนจุลชีพระหว่างชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 แล้ว พบว่าชุดการทดลองที่ 1 มีการสะสมทั้งในส่วนของซีโอดีและไนโตรเจนที่สูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 ในทุก ๆ ส่วน แสดงให้เห็นว่าเชื้อราที่มีอัตราการใช้สารอินทรีย์ในโตรเจนได้ดีกว่าแบคทีเรีย

4.6.2 การสมดุลมวลสารซีโอดีและไนโตรเจน

จากการศึกษาของ Barker and Dold (1995) ระบุว่ากำจัดการอินทรีย์ในระบบบำบัดทางชีวภาพเกิดเนื่องจาก 4 หลักการ คือ 1) การออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของเซลล์ 2) สารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไปเพื่อสังเคราะห์เซลล์ 3) สารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไปเนื่องจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ 4) สารอินทรีย์มีการสะสมอยู่ในระบบ ดังนั้นในการศึกษารุ่นนี้จึงใช้เทคนิคการสมดุลมวลค่าซีโอดีมาเป็นดัชนีเพื่อประเมินกลไกการหายไปของค่าซีโอดีและปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในกระบวนการกำจัดการอินทรีย์ของระบบ โดยหาได้ตามสมการที่ 4.7 และแสดงผลการสมดุลมวลซีโอดีดังตารางที่ 4.9

$$M_{\text{COD,inf}} = M_{\text{COD,eff}} + M_{\text{COD,oxid}} + M_{\text{COD,sludge}} + M_{\text{loss}} \quad (4.7)$$

ตารางที่ 4.8 แสดงปริมาณมวลสารของค่าซีโอดีและไนโตรเจนที่ถูกดูดซึมเข้าสู่เซลล์

พารามิเตอร์	ชุดการทดลองที่ 1		ชุดการทดลองที่ 2		ชุดการทดลองที่ 3	
	FDHS1	FDHS2	BDHS1	BDHS2	FBDHS1	FBDHS2
Sludge yield	4.6620	4.7000	4.7180	4.6860	4.7120	4.7220
f_N	0.0024	0.0037	0.0030	0.0016	0.0036	0.0078
f_{COD}	0.1875	0.1780	0.2023	0.2409	0.2503	0.3630
Assimilated mass flows						
$M_{COD,ass}$ (g/d)	22.2764	7.5132	13.3846	14.3846	2.6128	5.1083
$M_{N,ass}$ (g/d)	0.2492	0.1295	0.1901	0.1062	0.0447	0.1876
Assimilated ratio						
(M_{ass}/M_{inf})						
$M_{COD,ass}$ (%)	46.4078	33.3664	27.8837	42.3379	19.2981	45.1125
$M_{N,ass}$ (%)	0.5192	0.5749	0.3959	0.0234	0.0248	1.6568
COD/N	100:1.11	100:1.72	100:1.42	100:0.06	100:0.13	100:3.67

ตารางที่ 4.9 สมดุลมวลชีโอดีในระบบ DHS

ชุดการทดลองที่		M_{inf} (กรัม/วัน) (1)	M_{eff} (กรัม/วัน) (2)	$M_{removed}$ (กรัม/วัน) (3) = (1-2)	M_{oxid} (กรัม/วัน) (4)	M_{Sludge} (กรัม/วัน) (5)	M_{loss} (กรัม/วัน) (6) = ((3 - (4+5))
1	FDHS1	48.00	22.51	25.48	12.53	0.73	12.22
	FDHS2	22.51	13.53	8.98	4.05	0.41	4.52
2	BDHS1	48.00	33.97	14.03	4.14	0.47	9.41
	BDHS2	33.97	21.23	12.74	12.05	0.46	0.22
3	FBDHS1	13.53	11.32	2.21	0.48	0.34	1.40
	FBDHS2	11.32	8.34	2.98	3.90	0.29	-1.22

ชุดการทดลองที่ 1 จากผลการศึกษามวลพบที่สามารถกำจัดค่าชีโอดีของชุดการทดลองที่ 1 รวมทั้ง FDHS1 และ FDHS2 ส่วนมีค่าเป็น 34.46 กรัม/วัน โดยคิดเป็น 1) การออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของแอโรบิกเฮเทอโรโทรฟเป็น 16.58 กรัม/วัน โดยค่าชีโอดีในส่วนนี้ได้จากการศึกษาอัตราการหายใจของจุลชีพ พบการออกซิไดซ์ใน FDHS1 ของระบบสูงกว่าใน FDHS2 ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้น 2) อัตราการเกิดตะกอนของระบบ มีแนวโน้มเดียวกันกับการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ คือพบการเกิดตะกอนในส่วนแรกสูงกว่าส่วนที่ 2 ของระบบ

ชุดการทดลองที่ 2 จากผลการศึกษามวลพบที่สามารถกำจัดค่าชีโอดีของชุดการทดลองที่ 2 รวมทั้ง BDHS1 และ BDHS2 มีค่าเป็น 26.77 กรัม/วัน คิดเป็น 1) การออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของแอโรบิกเฮเทอโรโทรฟเป็น 16.19 กรัม/วัน โดยพบการออกซิไดซ์ในส่วนที่ 2 มีค่ามากกว่าในส่วนแรก ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากสารอินทรีย์ที่เข้าในส่วนแรกนั้นยังมีขนาดโมเลกุลใหญ่ ต้องผ่านการไฮโดรไลซิส ให้มีขนาดเล็กลงจนสามารถเกิดการออกซิไดซ์ได้ดีในส่วนที่ 2 ของระบบ 2) อัตราการเกิดตะกอนของระบบของทั้ง 2 ส่วนมีค่าใกล้เคียงกัน 3) จากการทำสมดุลมวลของระบบการหายไปของค่าชีโอดี คาดว่าน่าจะเกิดเนื่องจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Barker and Dold, 1995; Wichitsathian and Racho, 2009)

ชุดการทดลองที่ 3 จากผลการศึกษามวลพบที่สามารถกำจัดค่าชีโอดีได้ทั้ง FBDHS1 และ FBDHS2 มี 19.66 กรัม/วัน คิดเป็น 1) การออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของแอโรบิกเฮเทอโรโทรฟเป็น 4.38 กรัม/วัน 2) อัตราการเกิดตะกอนของระบบ มีแนวโน้มเดียวกันกับการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ คือพบการเกิดตะกอนมีค่าต่ำกว่าในชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 3) จากการทำสมดุลมวลของระบบ การหายไปของค่าชีโอดีมีค่าติดลบในส่วนที่ 4 ของระบบ เนื่องจากพบการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของแอโรบิก

เฮเทอโรโทรฟมากกว่าปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัด ซึ่งให้เห็นว่ามีการใช้แหล่งคาร์บอนจากตะกอนจุลชีพในระบบมาใช้งาน (พัชรินทร์ ศิริกานดา บุญชัย และรัญจนา, 2554)

4.6.3 การสมดุลมวลสารไนโตรเจน

กลไกการกำจัดไนโตรเจนเกิดจากกลไกหลัก 3 ส่วน ได้แก่ 1) กระบวนการไนตริฟิเคชัน 2) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ 3) การดูดซึมเข้าสู่เซลล์ (Barker and Dold, 1995) ในน้ำทิ้งจากระบบ DHS ในส่วนที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ พบปริมาณไนโตรเจนและไนเตรตในน้ำทิ้ง โดย Tawfik et al. (2006) ได้อธิบายว่าระบบ DHS เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในระบบ DHS ส่วนที่ 2 3 และ 4 เนื่องจากการปรากฏของปริมาณไนโตรเจนออกไซด์ในน้ำทิ้งดังกล่าว แต่อย่างไรก็ตามจากการศึกษาการสมดุลมวลของค่าซีไอดีและไนโตรเจนพบว่าการหายไปของไนโตรเจนทั้งหมดจากระบบ DHS ดังตารางที่ 4.10 ซึ่งหาได้จากสมการที่ 4.8

$$M_{\text{TKN,inf}} + M_{\text{NO}_2\text{-N,inf}} + M_{\text{NO}_3\text{-N,inf}} = M_{\text{TKN,eff}} + M_{\text{NO}_2\text{-N,eff}} + M_{\text{NO}_3\text{-N,eff}} + M_{\text{N,slud}} + M_{\text{loss}} \quad (4.8)$$

จากผลการสมดุลมวลสารไนโตรเจน ในชุดการทดลอง 1 ไม่พบการปรากฏของไนโตรเจนและไนเตรต แต่พบการสะสมในตะกอนและการหายไปของไนโตรเจนทั้งนี้เกิดจากการนำไปสร้างเซลล์จุลชีพชุดการทดลองที่ 2 พบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน และพบปริมาณไนโตรเจนไนเตรตเกิดขึ้น ดังนั้นสามารถสรุปกลไกในการกำจัดไนโตรเจนในระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพนั้นเกิดจาก 1) กระบวนการไนตริฟิเคชัน 2) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ 3) การดูดซึมเข้าสู่เซลล์ นั่นเอง ส่วนในชุดการทดลองที่ 3 เกิดกลไกการบำบัดไนโตรเจนเช่นเดียวกับในชุดการทดลองที่ 2 แต่พบปริมาณการหายไปของไนโตรเจนมากกว่าในชุดการทดลองที่ 2 ทั้งนี้เนื่องมาจากชุดการทดลองที่ 3 เป็นการบำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งเชื้อราทำหน้าที่ในการกำจัดสารอินทรีย์ให้มีปริมาณน้อยลง และมีขนาดเล็กกลงเพื่อให้แบคทีเรียสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้รวดเร็วยิ่งขึ้น ส่วนในแง่ของการกำจัดไนโตรเจนเมื่อสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ BDHS มีปริมาณน้อยจะส่งผลให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ดีมากขึ้น เนื่องจากในสภาวะที่มีสารอินทรีย์สูง แบคทีเรียไนตริฟิอิงไม่สามารถเจริญเติบโตแข่งกับแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟได้

ตารางที่ 4.10 สมดุลมวลไนโตรเจนในระบบ DHS

ชุดการทดลองที่		ไนโตรเจนที่เข้าระบบ (1)			ไนโตรเจนที่ออกจากระบบ (2)			ตะกอน (3) (กรัม/วัน)	ไนโตรเจนที่หายไป (1-(2+3)) (กรัม/วัน)
		TKN (กรัม/วัน)	NO ₃ ⁻ (กรัม/วัน)	NO ₂ ⁻ (กรัม/วัน)	TKN (กรัม/วัน)	NO ₃ ⁻ (กรัม/วัน)	NO ₂ ⁻ (กรัม/วัน)		
1	FDHS1	3.94	0	0	4.28	0	0	1.68	1.34
	FDHS2	4.28	0	0	4.42	0	0	1.76	1.62
2	BDHS1	3.94	0	0	3.04	0.02	0.05	1.45	2.28
	BDHS2	3.044	0.02	0.05	2.35	0.18	0.02	1.05	1.62
3	FBDHS1	4.42	0	0	2.15	0.12	0.27	1.24	3.12
	FBDHS2	2.15	0.12	0.27	1.29	0.54	0.09	1.38	1.99

4.6.4 แนวโน้มการเกิดดีไนตริฟิเคชันในระบบ

โดยปกติแนวโน้มของการเกิดดีไนตริฟิเคชันสามารถดูได้จากสัดส่วนของสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจน ดังแสดงในตารางที่ 4.11 ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการทางชีวภาพในน้ำเสียสังเคราะห์ ที่ไม่มีการเติมแหล่งคาร์บอนเพิ่มเข้าไปในส่วนใดของระบบเลย อีกทั้งสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบยังประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ที่สามารถย่อยสลายได้ยาก ประกอบกับการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันยังต้องการปริมาณออกซิเจนถึง 2.86 กรัมต่อไนโตรเจน 1 กรัม ด้วยเหตุผลที่กล่าวมาจะให้เห็นว่าเป็นเรื่องยากที่จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันขึ้น แต่จากการศึกษาสมดุลมวลซีโอดีและไนโตรเจนในหัวข้อที่ผ่านมา พบว่าระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ มีแนวโน้มที่จะเกิดดีไนตริฟิเคชันขึ้น จากสมดุลซีโอดีพบการหายไปของซีโอดี ซึ่งอาจเป็นการใช้ไปเพื่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้ยังพบว่าในชุดการทดลองที่ 3 FBDHS2 มีการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของแอโรบิกเฮเทอโรโทรฟมากกว่าซีโอดีที่ถูกกำจัดออก แสดงให้เห็นถึงแนวโน้มการใช้แหล่งคาร์บอนภายในระบบซึ่งน่าจะเป็นการใช้แหล่งคาร์บอนจากตะกอนในระบบเพื่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันขึ้น

ตารางที่ 4.11 แนวโน้มการเกิดดีไนตริฟิเคชันในระบบ DHS

พารามิเตอร์	หน่วย	ชุดการทดลองที่ 1		ชุดการทดลองที่ 2		ชุดการทดลองที่ 3	
		FDHS1	FDHS2	FDHS1	FDHS2	FBDHS1	FBDHS2
TBOD	g-O ₂ /L	101.63	91.87	200.67	62.14	53.56	52.01
NH ₄ -N	gNH ₄ -N/L	6.20	7.10	5.42	3.20	3.10	1.80
TBOD/NH ₄ -N	g-O ₂ /gNH ₄ -N	16.39	12.94	37.06	19.42	17.28	28.89

4.7 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ ทั้งชุดการทดลองที่ 1 ชุดการทดลองที่ 2 และชุดการทดลองที่ 3 ดังตารางที่ 4.12 แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่างค่าอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (r_x) ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Y) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราโตจำเพาะมีค่าเท่ากับ $\frac{1}{2}$ ของอัตราโตจำเพาะสูงสุด (K_s) และค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ย ($\mu_{max}/Y * K_s$) โดยค่า r_x ขึ้นอยู่กับค่า Y และค่า μ_{max} โดยค่า Y แสดงให้เห็นถึงการนำแหล่งพลังงานที่มีอยู่ในตัวของซับสเตรต ในขณะที่ค่า μ_{max} แสดงให้เห็นถึงการนำแหล่งพลังงานไปใช้ในการเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็วของจุลินทรีย์ ซึ่งจะเห็นว่าค่า μ_{max} และค่า r_x เมื่อเปรียบกันระหว่างชุดการทดลอง 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบว่าชุดการทดลองที่ 1 มีค่า μ_{max} และค่า r_x สูงกว่า ซึ่งเป็นการแสดงถึงความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพที่เกิดขึ้นในชุดการทดลองที่ 1 ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Wichitsathian and Racho (2010) โดยพบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในส่วนที่ 1 ของระบบที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพมากที่สุด นอกจากนี้ เมื่อพิจารณาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ดังตารางที่ 4.12 ของชุดการทดลองที่ 1 และ 2 เปรียบเทียบกัน พบว่าชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งเป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ ให้ค่า μ_{max} และค่า r_x ที่มากกว่าชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งเป็นระบบ DHS ที่เชื้อแบคทีเรียเป็นจุลชีพ ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้เป็นน้ำเสียที่ประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ ซึ่งเชื้อรา มีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ได้ดี โดยได้ผลสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบ DHS ของชุดการทดลองที่ 1 ดีกว่าชุดการทดลองที่ 2 แต่หากเมื่อพิจารณาค่าทางจลนศาสตร์ของชุดการทดลองที่ 1 พบว่า μ_{max} และค่า r_x ของ FDHS1 มีค่ามากกว่า FDHS2 เนื่องจากเชื้อรา มีความสามารถในการย่อยสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ได้ดี เมื่อ FDHS1 เกิดการย่อยจนขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์มีขนาดเล็กลงแล้ว ความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ใน FDHS 2 จึงลดลง แต่เมื่อพิจารณาค่าทางจลนศาสตร์ภายในชุดการทดลองที่ 2 พบว่ามี ค่า μ_{max} และค่า r_x ใน BDHS1 และ BDHS2 มีค่าใกล้เคียงกัน ส่วนค่าทางจลนศาสตร์ของชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบที่นำระบบ BDHS ที่บำบัดน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 เมื่อพิจารณาค่า μ_{max} และค่า r_x ของระบบ BDHS ที่นำมาต่อ นั้นพบว่า มีค่าค่อนข้างต่ำ ทั้งนี้เกิดจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ส่วนที่เป็นแบคทีเรียนั้นมีปริมาณน้อยซึ่งอาจไม่เหมาะสมและไม่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอต่อการเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์

จึงพบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และอัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพค่อนข้างต่ำ นอกจากนี้ หากพิจารณาค่า μ_{max} และค่า K_s ในตัวอย่างที่ต่างกันก็จะให้ค่าที่ไม่เหมือนกัน หากให้ค่า μ_{max} ที่สูง และค่า K_s ต่ำ แสดงว่าซบสเทรตที่นำมาศึกษามีความสามารถในการย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพได้รวดเร็ว ในขณะที่หากค่า μ_{max} ที่ต่ำ และค่า K_s สูง แสดงว่าซบสเทรตที่นำมาศึกษามีความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้ามาก เมื่อพิจารณาค่า μ_{max} และค่า K_s ของระบบ DHS แล้วนั้นพบว่าในทุกส่วนของระบบ จะให้ค่า μ_{max} ที่สูง และค่า K_s ต่ำ ดังนั้นน้ำเสียที่นำมาศึกษาเป็นน้ำเสียที่มีความสามารถในการย่อยสลายได้เร็ว แต่หากเมื่อพิจารณาลงไปภายในระบบ ในส่วนล่าง ๆ ของระบบจะพบแนวโน้มของค่า μ_{max} ที่มีค่าต่ำลง และ ค่า K_s ที่มีแนวโน้มสูงขึ้น เนื่องน้ำเสียนั้นถูกย่อยสลายในส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายออกไป แล้วทำให้มีแนวโน้มในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้าลงตามลำดับ



ตารางที่ 4.12 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

พารามิเตอร์	หน่วย	ชุดการทดลอง 1		ชุดการทดลอง 2		ชุดการทดลอง 3	
		FDHS1	FDHS2	BDHS1	BDHS2	FBDHS1	FBDHS2
μ_{max}	ต่อชั่วโมง	1.273	0.841	0.505	0.846	0.304	0.257
r_x	มิลลิกรัมของซี ไอดีที่ถูกกำจัดต่อ มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อ ชั่วโมง	0.116	0.054	0.039	0.061	0.023	0.030
Y	มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อ มิลลิกรัมซีไอดีที่ถูกกำจัด	4.662	4.700	4.718	4.686	4.712	4.722
K_s	มิลลิกรัมต่อลิตร	133.5	90.5	87.9	92.87	86.5	85.4
$\mu_{max}/Y \cdot K_s \times 10^{-3}$	$*10^{-3}$ ลิตรต่อมิลลิกรัมต่อชั่วโมง	2.04	1.977	1.21	1.94	0.745	0.637

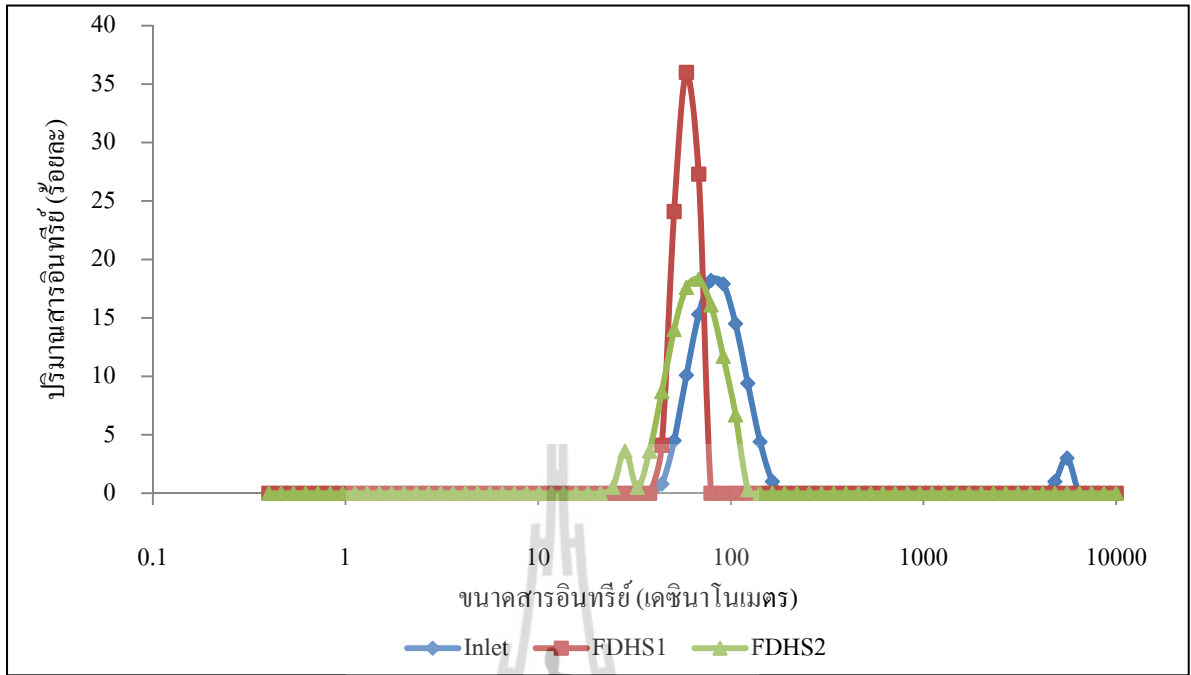


4.8 การกระจายตัวของขนาดโมเลกุล (Molecular weight distribution)

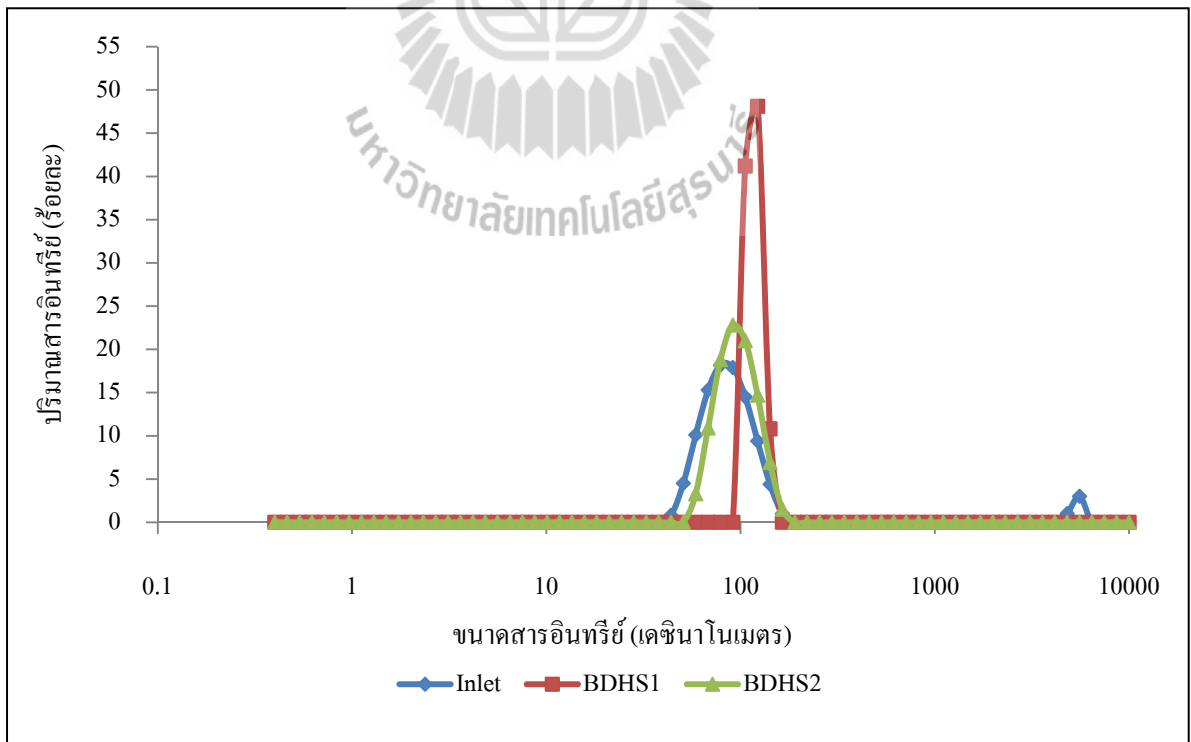
การกำจัดสารอินทรีย์มีพารามิเตอร์ที่ใช้ในการบ่งชี้ถึงความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งทางกายภาพและชีวภาพ ซึ่งโดยทั่วไปทางชีวภาพนิยมใช้ค่าบีโอดี แต่ลักษณะทางกายภาพที่สำคัญสามารถบอกถึงการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นได้เช่นกัน คือ การกระจายของขนาดโมเลกุล ทำให้เกิดความเข้าใจระบบบำบัดน้ำเสียมากยิ่งขึ้น (Logan and Wagenseller, 2000) โดยสารอินทรีย์ในน้ำส่วนมากมีขนาดโมเลกุลใหญ่ ต้องผ่านการไฮโดรไลซิสนั้นมีขนาดเล็กกว่า 600 – 1,000 คาลตัน จุลชีพจึงสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยจุลชีพได้

โดยวิธีการในการศึกษาการกระจายของขนาดโมเลกุล มีผู้ทำการศึกษาระบายตัวของขนาดโมเลกุล (Confer and Logan, 1997a; Confer and Logan, 1997b; Barker et al., 1999; Marquet et al., 1999; Logan and Wagenseller, 2000; Calace et al., 2001; Sophonsiri and Morgenroth, 2004; Dulekgurgen et al., 2006; Kommedal et al., 2006; Karahan et al., 2008) ในการใช้เป็นตัวบ่งชี้กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียและศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลที่แตกต่างกันของแหล่งน้ำต่างชนิด จากการศึกษาของ Confer and Logan (1997a) ทำการศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต พบว่าการย่อยสลายสารโมเลกุลใหญ่ต่างจากสารโมเลกุลเล็ก โดยสารโมเลกุลใหญ่ต้องเกิดกระบวนการไฮโดรไลซิสย่อยสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ให้เป็นโพลีเมอร์ขนาดเล็กหรือโมโนเมอร์ โดยเอนไซม์ทรานเซลลูลาร์เอมไซม์จันมีขนาดเล็กเพียงพอที่จุลชีพจะสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้ ในกระบวนการแบบตรึงฟิล์มชีวภาพ เช่น ระบบโปรยกรองมีสมมติฐานว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่การบำบัดนั้นจะขนถ่ายผ่านฟิล์มชีวภาพ โดยการซึมผ่านและเกิดการย่อยสลายต่อไป ส่วนสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคจะยึดติดอยู่บริเวณผิวหน้าของฟิล์มชีวภาพ และเกิดการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) และขนถ่ายเข้าสู่ฟิล์มชีวภาพ (Assimilation) และเกิดการย่อยสลายต่อไป (Marquet et al., 1999)

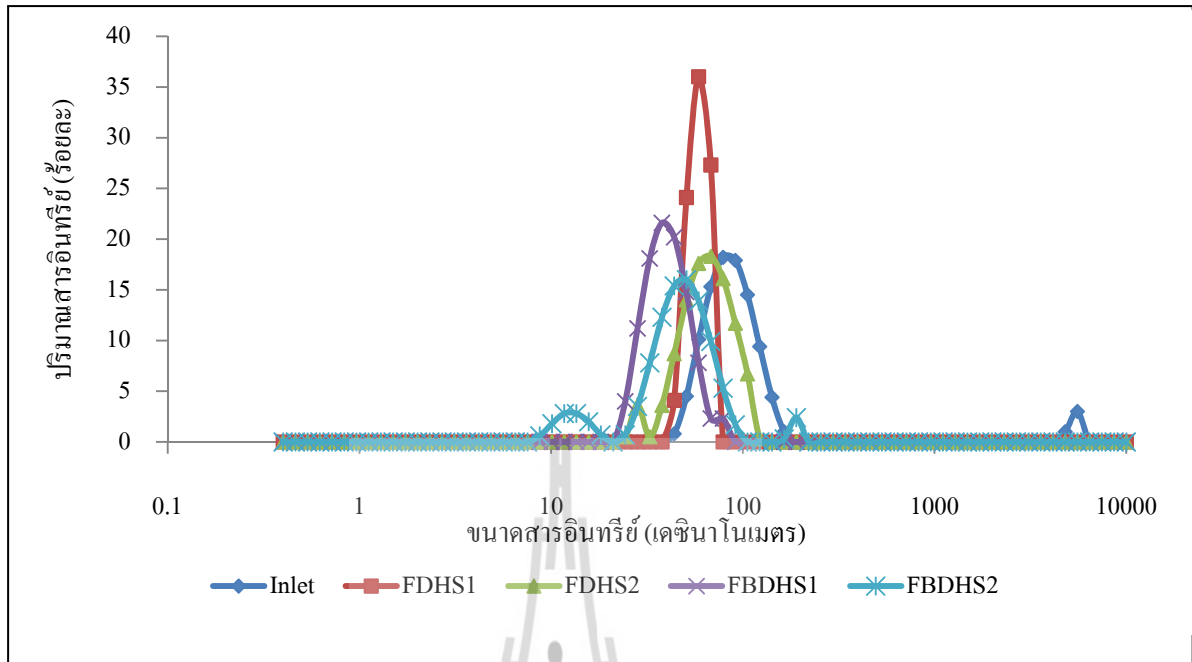
การศึกษานี้จึงได้นำการกระจายตัวของสารอินทรีย์มาใช้ในการชี้วัดความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่เปรียบเทียบกับกันระหว่างระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรีย โดยขั้นตอนในการศึกษาเริ่มจากเก็บน้ำตัวอย่างที่เข้าและออกในแต่ละชุดการทดลอง จากนั้นนำน้ำตัวอย่างไปศึกษาหาการกระจายตัวของขนาดโมเลกุล แสดงผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.12 - 4.14



รูปที่ 4.12 ผลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลของชุดการทดลองที่ 1



รูปที่ 4.13 ผลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลของชุดการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.14 ผลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลของชุดการทดลองที่ 3

จากรูปที่ 4.12 – 4.14 แสดงการกระจายตัวของโมเลกุลของระบบ DHS ทั้ง 3 ชุดการทดลอง แต่เนื่องจากขนาดของสารอินทรีย์ส่งผลต่อกลไกในการย่อยสลาย ดังนั้นหลังจากได้ผลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลแล้ว จึงแบ่งช่วงขนาดโมเลกุลสารอินทรีย์เป็น 4 ช่วงด้วยกัน ได้แก่ 1) สารอินทรีย์ที่เล็กกว่า 1,000 คาลตัน (น้อยกว่า 20 เดซิมาโนเมตร) 2) สารอินทรีย์ที่มีขนาดระหว่าง 1,000 – 10,000 คาลตัน (ระหว่าง 20 - 50 เดซิมาโนเมตร) 3) สารอินทรีย์ที่มีขนาดระหว่าง 10,000 – 100,000 คาลตัน (ระหว่าง 50 - 130 เดซิมาโนเมตร) และ 4) สารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่กว่า 100,000 คาลตัน (มากกว่า 130 เดซิมาโนเมตร) เพื่อใช้ในการทำนายกลไกในการกำจัดสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบ (Kommedal et al., 2006) แสดงผลการแบ่งช่วงขนาดสารอินทรีย์ในรูปที่ 4.13 รูปที่ 4.15 และรูปที่ 4.17

เมื่อพิจารณาการกระจายตัวของขนาดโมเลกุลในน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบพบว่า มีปริมาณสารอินทรีย์ขนาดใหญ่อยู่ร้อยละ 85 ของสารอินทรีย์ทั้งหมด และพบปริมาณสารอินทรีย์ขนาดเล็กที่มีขนาดเล็กกว่า 1,000 คาลตันอยู่ร้อยละ 5 ส่วนที่เหลืออีกร้อยละ 10 เป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดอยู่ในช่วง 10,000 ถึง 100,000 คาลตัน

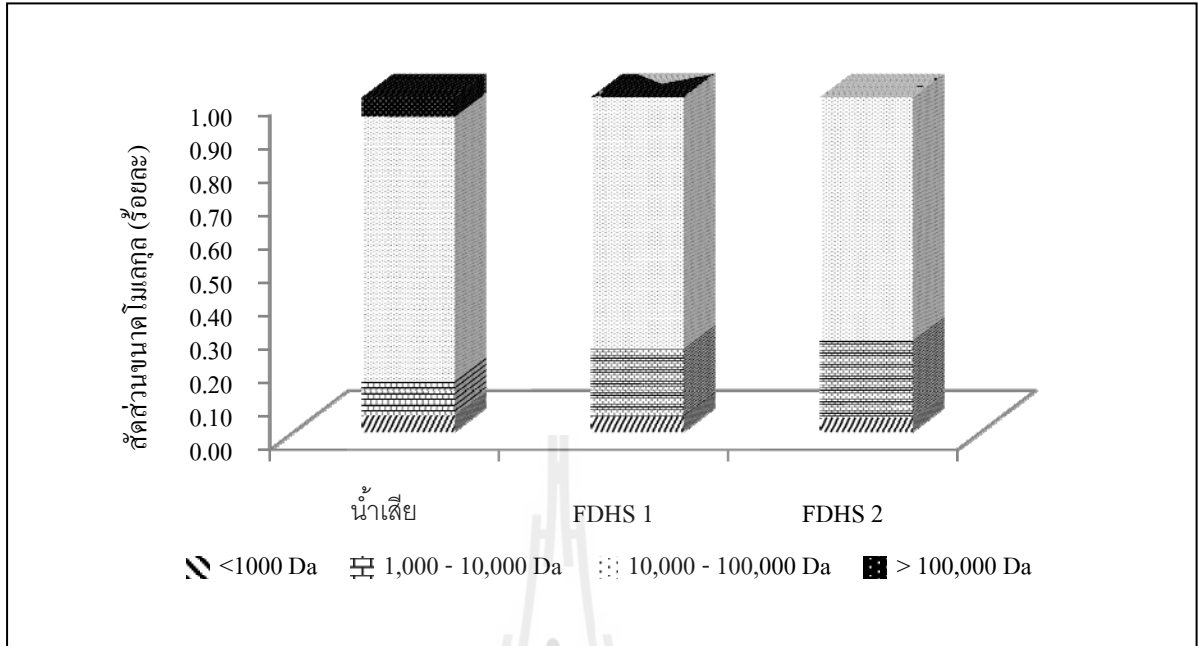
เมื่อเปรียบเทียบขนาดโมเลกุลสารอินทรีย์ของน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 ไม่พบสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่มากกว่า 100,000 คาลตันเหลืออยู่เลย และพบปริมาณสารอินทรีย์ที่มีขนาดระหว่าง 10,000 – 100,000 คาลตันลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่ในทางตรงกันข้ามพบปริมาณสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลอยู่ในช่วง 1,000 – 10,000 คาลตันเพิ่มสูงขึ้น จากร้อยละ 10.00 เป็นร้อยละ 23.00 และมี

ปริมาณสารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กกว่า 1,000 ดาลตันลดลงซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองในเรื่องสัดส่วนสารอินทรีย์ที่พบปริมาณ S_e ลดลงทั้งนี้เนื่องจากการนำสารอินทรีย์เหล่านั้นไปใช้หรือว่าสร้างเซลล์ใหม่ นั่นเอง จะเห็นว่าสารอินทรีย์ขนาดใหญ่มีปริมาณลดลง และพบปริมาณสารอินทรีย์มีสัดส่วนเพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นการยืนยันว่าเชื้อรามีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ได้

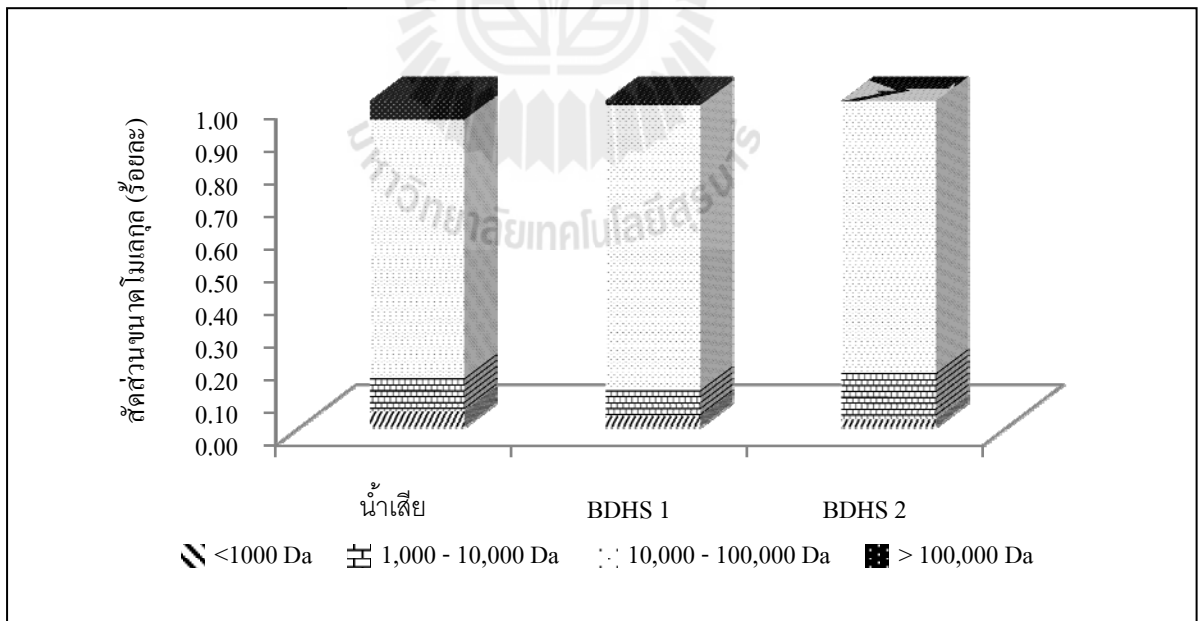
ส่วนของชุดการทดลองที่ 2 พบปริมาณสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่กว่า 100,000 ดาลตันลดลงจากร้อยละ 5.8 เหลือร้อยละ 1.3 ใน BDHS1 และไม่พบสารอินทรีย์ขนาดใหญ่กว่า 100,000 ดาลตันใน BDHS2 ส่วนสารอินทรีย์ที่มีขนาดระหว่าง 10,000 – 100,000 ดาลตัน พบปริมาณเพิ่มสูงขึ้นเช่นกันกับชุดการทดลองที่ 1 แต่เมื่อเปรียบเทียบความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ระหว่างชุดการทดลองที่ 1 และ 2 พบว่าชุดการทดลองที่ 1 มีปริมาณสูงกว่าอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ซึ่งได้ผลสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ เนื่องจากแบคทีเรียต้องมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายนอกเซลล์จนมีขนาดเล็กเพียงพอที่จะดูดซึมเข้าไปย่อยสลายภายในเซลล์ได้ ซึ่งในขั้นตอนดังกล่าวต้องใช้ระยะเวลา ดังนั้นเมื่อเปรียบเทียบการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ระหว่างเชื้อราและแบคทีเรียแบคทีเรีย (Jasti et al., 2006, Tripathi et al., 2007) จึงพบว่าเชื้อรามีประสิทธิภาพสูงกว่า

ชุดการทดลองที่ 3 จากการศึกษาการกระจายตัวของอนุภาคของชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ BDHS ที่บำบัดน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 จากผลการศึกษาในน้ำที่ออกจาก FBDHS1 พบสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่กว่า 10,000 ดาลตันเหลืออยู่น้อยเพียงร้อยละ 11.2 เท่านั้น ทั้งนี้เนื่องจากในส่วนที่เป็นเชื้อราในชุดการทดลองที่ 1 ทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ให้มีขนาดเล็กลง จนแบคทีเรียสามารถย่อยสลายได้ง่ายแล้ว จึงทำให้แบคทีเรียบำบัดน้ำที่มีสารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กจึงเกิดการย่อยสลายได้คตินั่นเอง และพบปริมาณสารอินทรีย์ที่มีขนาดกลางเพิ่มมากขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่เมื่อพิจารณาสารอินทรีย์ขนาดเล็กพบว่ามีปริมาณน้อยทั้งนี้เนื่องจากการนำสารอินทรีย์ในส่วนนี้ไปใช้ เพราะแบคทีเรียจะสามารถดูดซึมสารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กกว่า 1,000 ดาลตันไปใช้ได้คตินั่นเอง

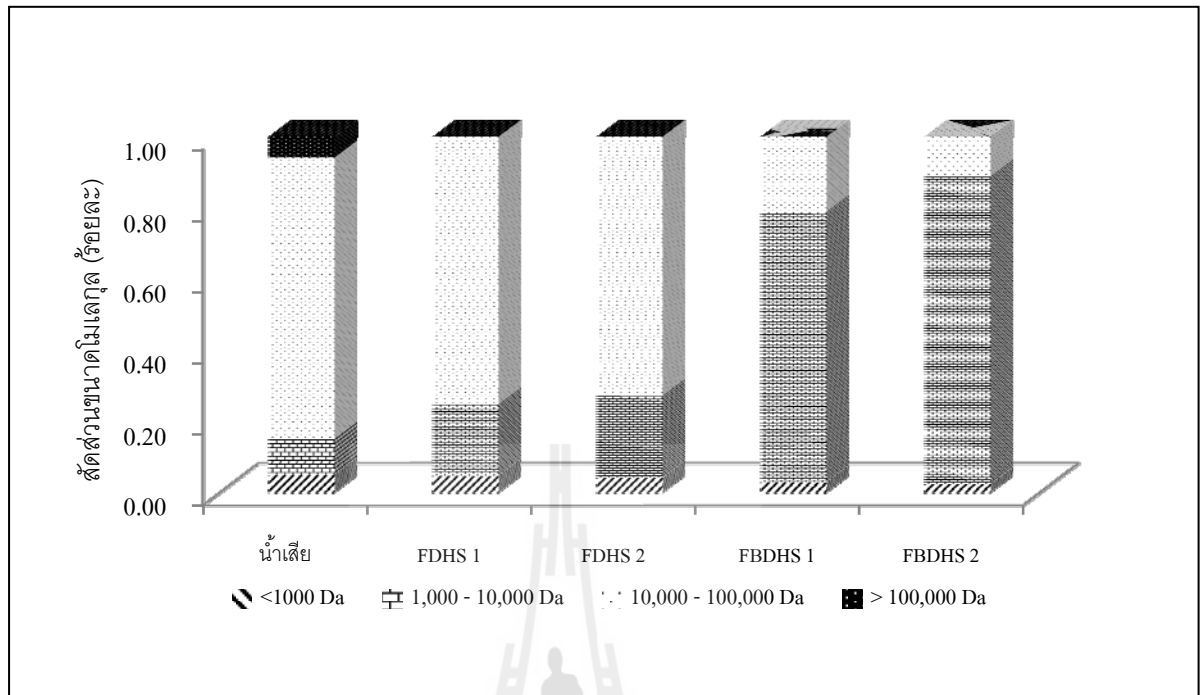
เมื่อพิจารณาขนาดโมเลกุลสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลอง 2 แล้วนั้น พบว่าในน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ชุดการทดลองมีปริมาณสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ (มากกว่า 10,000 ดาลตัน) มากกว่าร้อยละ 85 ของปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมด เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1 สูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 เนื่องจากชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ FDHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ ซึ่งมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยจากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าเชื้อรามีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนโมเลกุลใหญ่ได้ดี มีสัมประสิทธิ์ของอัตราการเกิดปฏิกิริยาในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรีย (Jasti et al., 2006, Tripathi et al., 2007) ดังนั้นขนาดของโมเลกุลของสารอินทรีย์จึงส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ BDHS มากกว่า



รูปที่ 4.15 การกระจายตัวของอนุภาคของชุดการทดลองที่ 1



รูปที่ 4.16 การกระจายตัวของอนุภาคของชุดการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.17 การกระจายตัวของอนุภาคของชุดการทดลองที่ 3

4.9 ลักษณะตะกอน

ศึกษาลักษณะตะกอนในตัวกลางฟองน้ำที่ใช้ในระบบ DHS ซึ่งใช้ในการอธิบายศักยภาพของระบบในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ เนื่องจากการย่อยสลายอินทรีย์เกิดจากตะกอนจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสีย โดย Tandukar et al. (2006a) ใช้ระบบ DHS เป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับน้ำเสียชุมชนได้กล่าวไว้ว่าตะกอนจุลชีพในระบบ DHS มีค่ามากกว่าระบบตะกอนเร่งและระบบโปรยกรอง 5 – 20 เท่า โดยวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอย (MLSS) และของแข็งระเหยง่าย (MLVSS) ได้ผลดังตารางที่ 4.13

ชุดการทดลองที่ 1 พบว่ามีปริมาณของแข็งระเหยง่าย ในส่วน FDHS1 และ FDHS2 ของระบบเป็น 52.13 และ 36.37 มก./ล. ซึ่งพบประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD และ TBOD ใน FDHS1 เป็นร้อยละ 53.09 และร้อยละ 67.28 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD และ TBOD ใน FDHS2 เป็นร้อยละ 18.7 และร้อยละ 3.15 ตามลำดับ ชุดการทดลองที่ 2 พบว่ามีปริมาณของแข็งระเหยง่าย ใน BDHS1 และ BDHS2 ของระบบเป็น 30.90 และ 25.36 มก./ล. ซึ่งพบประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD และ TBOD ใน BDHS1 เป็นร้อยละ 29.22 และร้อยละ 35.41 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD และ TBOD ใน BDHS2 เป็นร้อยละ 26.54 และร้อยละ 40.54 ตามลำดับ ชุดการทดลองที่ 3 พบว่ามีปริมาณของแข็งระเหยง่าย ใน BDHS1 และ BDHS2 ของระบบเป็น 17.77 และ 10.53 มก./ล. พบประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD และ TBOD ใน BDHS1 เป็นร้อยละ 4.62 และร้อยละ 12.33 ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัด

TCOD และ TBOD ใน BDHS2 เป็นร้อยละ 6.21 และร้อยละ 0.5 ตามลำดับ จากการศึกษาปริมาณของแข็งระเหยง่ายโดยส่วนใหญ่ใช้เป็นตัวแทนของจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งส่งผลกระทบต่อศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ (Patcharin Racho, 2009) หากพิจารณาของชุดการทดลองที่ 3 ในส่วนที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ พบปริมาณของแข็งระเหยง่ายเท่ากับ 17.77 ก./ล. และ 10.53 ก./ล. ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับในชุดการทดลองที่ 1 และ 2 พบปริมาณน้อยกว่าถึง 2-3 เท่า จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในส่วน of ชุดการทดลองที่ 3 ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพเกิดขึ้นน้อยตามไปด้วย

ตารางที่ 4.13 ผลการศึกษาลักษณะตะกอน

ตัวอย่าง		MLSS (ก./ลิตร _{พองน้ำ})	MLVSS (ก./ลิตร _{พองน้ำ})	MLVSS/MLSS
ชุดการทดลองที่ 1	FDHS1	65.07	52.13	0.80
	FDHS2	45.40	36.37	0.80
ชุดการทดลองที่ 2	BDHS1	38.625	30.9	0.80
	BDHS2	31.66	25.36	0.80
ชุดการทดลองที่ 3	FBDHS1	22.62	17.77	0.79
	FBDHS2	13.86	10.53	0.76

4.9.1 การศึกษาสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์

โดยทั่วไปของฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) จะประกอบไปด้วย เซลล์ที่มีชีวิต (Living Cells) เซลล์ที่ตาย (Dead Cells) และสิ่งที่อยู่ภายนอกเซลล์ที่เป็น โพลีเมอร์เรียกว่า สารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (Extracellular polymeric substances; EPS) (Laspidou and Rittmann, 2004a) องค์ประกอบของฟิล์มชีวภาพจะเปลี่ยนแปลงไปขึ้นอยู่กับความลึกของฟิล์มชีวภาพเนื่องจากข้อจำกัดของการถ่ายเทออกซิเจนละลาย (Dissolved oxygen) และสารอาหาร สารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (Extracellular polymeric substances; EPS) เป็นสารที่องค์ประกอบหลักของฟิล์มชีวภาพ โดยทั่วไปสามารถแบ่งออกเป็นน้ำ 95 เปอร์เซ็นต์และเป็นของแข็ง 5 เปอร์เซ็นต์ มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ของสารอินทรีย์คาร์บอนของแผ่นฟิล์มชีวภาพเป็น สารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ ถือว่ามีความสำคัญต่อการยึดติดของฟิล์มชีวภาพ และการก่อตะกอนของระบบตะกอนเร่ง

แบคทีเรียส่วนใหญ่จะผลิตสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (Extracellular Polymeric Substances; EPS) เป็นตัวตั้งต้นในการเจริญเติบโตทั้งในลักษณะและในระบบฟิล์มชีวภาพ โดยจุลชีพที่เป็นฟิล์มชีวภาพหรือตะกอนนั้นถูกเคลือบไปด้วยสารโพลีเมอร์โมเลกุลใหญ่ (EPS) รอบบริเวณผิวเซลล์ องค์ประกอบดังกล่าวจะถูกควบคุมด้วยกระบวนการที่ต่างกัน โดยสาร EPS จะถูกขับออกมาจากเซลล์เกิดการสะสมที่ตัว

เซลล์ทั้งที่เป็นตะกอนและแผ่นฟิล์มชีวภาพ ทำให้มีโครงสร้างเหมือนเกาะกำบังขึ้น (Barrier) สามารถป้องกันอันตรายที่จะเกิดต่อเซลล์ได้ โดยโครงสร้างของ EPS จะมีความหนาแน่นสูง สารที่จุลชีพผลิตออกมาอีกชนิดหนึ่งคือ Soluble Microbial Products (SMP) เป็นสารที่มีความสำคัญต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ ซึ่งสามารถแบ่ง SMP ออกเป็น 2 ส่วนได้แก่ 1) สารที่ผลิตออกมาโดยตรงระหว่างกระบวนการสลายสาร และสร้างเซลล์ (Substrate Utilization-Associated Products; UAP) 2) ส่วนที่ตายแล้ว (Lapidou and Ritmann, 2002a) โดยปกติของ EPS และ SMP เป็นสารอินทรีย์ที่จุลชีพผลิตขึ้นมาประกอบไปด้วยอิเล็กตรอนและคาร์บอน แต่ไม่เป็นเซลล์ที่มีความตื่นตัว (Active Cell) แต่มีความสำคัญเพราะมีอิเล็กตรอนและคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ ซึ่งมีผลต่อปริมาณเซลล์จุลชีพและอัตราการเจริญเติบโต ซึ่งตัวจ่ายอิเล็กตรอน (Electron-Donor Oxygen Demand; OD) มีความสำคัญคือเป็นตัวเปลี่ยนพลังงานที่เกิดขึ้นไปเป็นชีวมวล (Biomass) นั่นเอง โดยจากการศึกษาสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ของระบบ DHS ที่ได้ทำการศึกษาค้นคว้าได้ผลดังตารางที่ 4.14

ตารางที่ 4.14 ผลการศึกษาสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์

ชุดการทดลอง		Bound EPS			Soluble EPS		
		Protein (มก.ซีไอดี / ก. ของแข็ง)	Carbohydrate (มก.ซีไอดี / ก. ของแข็ง)	Total (มก.ซีไอดี / ก. ของแข็ง)	Protein (มก.ซีไอดี / ก. ของแข็ง)	Carbohydrate (มก.ซีไอดี / ก. ของแข็ง)	Total (มก.ซีไอดี / ก. ของแข็ง)
1	FDHS 1	40.2	15.5	55.7	34.7	17.5	52.2
	FDHS 2	28.9	11.3	40.2	30.2	14.3	44.5
2	BDHS 1	45.3	13.2	58.5	20.7	7.1	27.8
	BDHS 2	32.8	10.2	43.0	17.9	6.2	24.1
3	FBDHS 1	20.7	8.7	29.4	13.5	8.1	21.6
	FBDHS 2	18.6	8.3	26.9	10.4	6.9	17.3

จากผลการศึกษาสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ของชุดการทดลองที่ 1 พบว่ามีปริมาณ Bound EPS ใน FDHS1 และ FDHS2 มีค่าเป็น 55.7 และ 40.2 มิลลิกรัมซีไอดีต่อกรัมของแข็งแขวนลอย และมีปริมาณ Soluble EPS ใน FDHS1 และ FDHS2 มีค่าเป็น 52.2 และ 44.5 มิลลิกรัมซีไอดีต่อกรัมของแข็งแขวนลอย ซึ่งสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์เป็นส่วนประกอบของมวลชีวภาพเป็นส่วนที่มีความสำคัญทำหน้าที่แลกเปลี่ยนพลังงานและสารอาหารให้กับเซลล์จุลชีพ เมื่อพิจารณาพบว่าใน FDHS1 มีปริมาณสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ที่สูงกว่า FDHS2 โดยมีความสอดคล้องกับการศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์พบว่าใน FDHS1 เกิดการย่อยสลายได้ดีกว่าใน FDHS2 ของชุดการทดลองที่ 1

ชุดการทดลองที่ 2 พบว่ามีปริมาณ Bound EPS ใน BDHS1 และ BDHS2 มีค่าเป็น 58.5 และ 43.0 มิลลิกรัมซีไอดีต่อกรัมของแข็งแขวนลอย และมีปริมาณ Soluble EPS ใน BDHS1 และ BDHS2 มีค่าเป็น 27.8 และ 24.1 มิลลิกรัมซีไอดีต่อกรัมของแข็งแขวนลอย เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบชุดการทดลองที่ 1 และ ชุดการทดลองที่ 2 นั้นมีปริมาณสาร โพลีเมอร์ใกล้เคียงกันแต่พบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1 สูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 ทั้งนี้เนื่องจากสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์หากหลุดออกมากับน้ำเสียจะเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ซึ่งส่งผลต่อชุดการทดลองที่ 2 ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ เนื่องจากต้องใช้เวลามากกว่าเชื้อราในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์เชิงซ้อนโมเลกุลใหญ่

ชุดการทดลองที่ 3 พบว่ามีปริมาณ Bound EPS ใน FBDHS1 และ FBDHS2 มีค่าเป็น 29.4 และ 26.9 มิลลิกรัมซีไอดีต่อกรัมของแข็งแขวนลอย และมีปริมาณ Soluble EPS ใน FBDHS1 และ FBDHS2 มีค่าเป็น 21.6 และ 17.3 มิลลิกรัมซีไอดีต่อกรัมของแข็งแขวนลอย เมื่อพิจารณาปริมาณสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ของชุดการทดลองที่ 3 พบว่ามีปริมาณต่ำกว่าชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 เนื่องจากในส่วนของปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้ามาในระบบต่ำ อีกทั้งยังมีปริมาณจุลชีพอยู่น้อยจึงส่งผลต่อสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ที่เกิดขึ้น โดยสอดคล้องกับผลการศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์พบอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในชุดการทดลองที่ 3 มีค่าต่ำสุดเมื่อเทียบกับชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2



บทที่ 5

สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการศึกษา

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการทำงานของระบบ DHS โดยในการศึกษาค้างนี้ได้แบ่งการศึกษาออกเป็น 3 ชุดการทดลอง โดยชุดการทดลองที่ 1 ระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ (FDHS) ชุดการทดลองที่ 2 ระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ (BDHS) และชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ เพื่อบำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนของปริมาณคาร์โบไฮเดรตสูงจากผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์ มีค่าซีโอดีและบีโอดี, เท่ากับ 640.02 และ 310.06 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ โดยพบว่าสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดี (BOD/COD) ของน้ำเสียสังเคราะห์มีค่าเท่ากับ 0.48 ซึ่งในการศึกษาของ Deng et. Al. (2006) ระบุว่า เป็นน้ำเสียที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี ซึ่งความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพนั้นขึ้นอยู่กับอัตราส่วนระหว่าง BOD/COD โดย 1) BOD/COD >0.45 น้ำเสียนั้นสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี 2) BOD/COD = 0.30-0.45 เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างดี 3) BOD/COD = 0.20-0.30 สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ 4) BOD/COD น้อยกว่า 0.20 น้ำเสียนั้นไม่มีความเหมาะสมในการย่อยสลายทางชีวภาพ และเป็นน้ำเสียที่มีไนโตรเจนเพียงพอในการเจริญเติบโตของเฮโทรโทรฟของจุลินทรีย์ จากนั้นทำการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ DHS

5.1.1 ศักยภาพของระบบ DHS

1) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย

เมื่อเปรียบเทียบชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของชุดการทดลองที่ 1 สูงกว่า เนื่องจากใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ มีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากได้ดีกว่าในส่วนของชุดการทดลองที่ 2 ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ เมื่อพิจารณาชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ BDHS ที่บำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 พบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยรวมของทั้งส่วนที่เป็นเชื้อราและแบคทีเรียเป็นร้อยละ 95.83 โดยกลไกในการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่เกิดขึ้นในระบบ DHS นั้น Tawfik et al (2006a) กล่าวว่าไว้ว่าเกิดจากการสะสมของของแข็งแขวนลอยที่ตัวกลางฟองน้ำ จากนั้นถูกย่อยสลายด้วยเอนไซม์ภายนอกเซลล์จนมีขนาดเล็ก จนจุลชีพสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์และเกิดการย่อยสลายภายในเซลล์ได้ ซึ่งเอนไซม์นั้นถูกปล่อยออกมาโดยจุลชีพ โดยเอนไซม์แต่ละชนิดจะมีความจำเพาะในการเข้าทำปฏิกิริยาที่ต่างกัน ซึ่งความจำเพาะดังกล่าวมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ เมื่อสารอินทรีย์ผ่านการย่อยโดยไฮโดรไลซิสนั้นมีขนาดเล็กพอที่จุลชีพสามารถดูดซึมผ่านเยื่อเมมเบรนเข้าสู่เซลล์ได้เพื่อไปใช้ในการสร้างเซลล์และเกิดการย่อยสลายต่อไป

2) ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบว่าชุดการทดลองที่ 1 มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ได้สูงกว่าในชุดการทดลองที่ 2 เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาเป็นน้ำเสียที่มีคาร์โบไฮเดรตปนเปื้อนสูง ประกอบด้วยสารอินทรีย์เชิงซ้อนขนาดโมเลกุลใหญ่ ชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ จากการศึกษาที่ผ่านมา มีการรายงานว่าเชื้อรามีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนโมเลกุลใหญ่ได้ดี มีอัตราการเกิดปฏิกิริยาได้ดีกว่าแบคทีเรีย (Jasti et al., 2006, Tripathi et al., 2007) ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1 ดีกว่าชุดการทดลองที่ 2 นั้นเอง ส่วนชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ BDHS ที่บำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 เมื่อพิจารณาการทำงานร่วมของเชื้อราและแบคทีเรียร่วมกันแล้วพบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ค่อนข้างสูง ในส่วนแรกใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ ทำหน้าในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากให้สามารถย่อยสลายได้ง่ายขึ้น ด้วยเหตุผลที่ได้กล่าวข้างต้น เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ แบคทีเรียจะทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เหลือได้ง่ายขึ้น จึงทำให้การกำจัดสารอินทรีย์นั่นเอง นอกจากนี้ น้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 3 ยังผ่านเกณฑ์มาตรฐานที่กรมโรงงานอุตสาหกรรมกำหนดอีกด้วย และจากการศึกษาสมมูลมวลซีโอดีพบว่ากลไกในการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบเกิดจาก 4 กลไกหลักดังต่อไปนี้ 1) การออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของเซลล์ 2) สารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไปเพื่อสังเคราะห์เซลล์ 3) สารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไปเนื่องจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ 4) สารอินทรีย์มีการสะสมในระบบ เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ระบบ FDHS หรือ BDHS เพียงอย่างเดียว (Patcharin Racho, 2009) แล้วพบว่าเมื่อนำระบบ FDHS และ BDHS มาทำงานร่วมกันพบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่สูงกว่า

3) ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบว่าชุดการทดลองที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้ดีกว่าชุดการทดลองที่ 1 ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ เนื่องจากชุดการทดลองที่ 1 ต้องควบคุมค่าพีเอชของน้ำเสียก่อนป้อนเข้าสู่ระบบให้อยู่ในช่วง 4 ± 0.2 ทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของไนตริไฟอิงแบคทีเรีย โดยค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนาสมักจะอยู่ในช่วง 6.0 ถึง 9.0 ส่วนไนโตรแบคเตอร์มีค่าอยู่ในช่วง 6.3 ถึง 9.7 (Eding et al., 2006) หากพิจารณาชุดการทดลองที่ 3 ซึ่งเป็นระบบ BDHS ที่บำบัดน้ำทิ้งจากชุดการทดลองที่ 1 หากพิจารณาประสิทธิภาพของทั้ง 2 ระบบร่วมกัน จะเป็นการพิจารณาการทำงานร่วมกันของเชื้อราและแบคทีเรีย พบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงสุด เนื่องจากในส่วนแรกนั้นเป็นเชื้อราจะทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ให้เล็กลง เมื่อมีปริมาณสารอินทรีย์ลดลง ส่งผลให้น้ำก่อนป้อนเข้าสู่ส่วนของแบคทีเรียมีปริมาณสารอินทรีย์ในปริมาณต่ำ ส่งผลต่อปริมาณออกซิเจนเพื่อใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของเฮเทอโรโทรฟแบคทีเรียลดลง ทำให้มีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและพื้นที่ในถังปฏิกรณ์เหลือสำหรับแบคทีเรียออกซิไดซ์ไนโตรเจนได้ (Chae et. al., 2004) จึงเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ดีขึ้น จากการศึกษาสมมูลมวลไนโตรเจนสามารถสรุปกลไกในการกำจัดไนโตรเจนที่เกิดใน

ระบบ DHS ดังนี้ 1) กระทบการในตรีฟิเคชัน 2) กระทบการดีในตรีฟิเคชัน 2) การสะสมในระบบและใช้ในการสร้างเซลล์

4) การศึกษาค่าจลนศาสตร์

จากการศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ให้ค่าพบว่าให้ค่าที่สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบ พบว่า ชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งเป็นระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ ให้ค่า μ_{max} และค่า r_x ที่มากกว่าชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งเป็นระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ ส่วนค่าทางจลนศาสตร์ของชุดการทดลองที่ 3 เป็นระบบ BDHS ที่บำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 1 เมื่อพิจารณา ค่า μ_{max} และค่า r_x ของแบคทีเรียพบว่ามีความต่ำ ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียซึ่งเกิดขึ้นน้อยในส่วนนี้เช่นกัน ประกอบกับปริมาณจุลชีพในชุดการทดลองที่ 3 มีปริมาณน้อยจึงส่งผลให้การย่อยสลายสารอินทรีย์มีปริมาณต่ำกว่าชุดการทดลองอื่น

5) ลักษณะตะกอน

ศักยภาพที่ดีของระบบ เกิดจากการที่จุลชีพมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์และสิ่งปนเปื้อนในน้ำเสียได้ดี ฉะนั้นจุลชีพจึงมีความสำคัญในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ จากการศึกษาลักษณะตะกอนพบว่าในส่วนของชุดการทดลองที่ 1 มีปริมาณจุลชีพที่มากกว่าในชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งชุดการทดลองที่ 1 มีอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าชุดการทดลองที่ 2 แต่เมื่อพิจารณาในชุดการทดลองที่ 3 พบปริมาณจุลชีพน้อย ซึ่งส่งผลทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำตามไปด้วย

5.1.2 การศึกษาการกระจายตัวของขนาดโมเลกุล

เมื่อพิจารณาขนาดโมเลกุลสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลอง 2 แล้วนั้น พบว่าในน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ชุดการทดลองมีปริมาณสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ (มากกว่า 10,000 ดาลตัน) มากกว่าร้อยละ 85 ของปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมด เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1 และชุดการทดลองที่ 2 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1 สูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 เนื่องจากชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ FDHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ ซึ่งมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยจากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าเชื้อรามีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อน โมเลกุลใหญ่ได้ดี มีสัมประสิทธิ์ของอัตราการเกิดปฏิกิริยาในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรีย (Jasti et al., 2006, Tripathi et al., 2007) ดังนั้นขนาดของโมเลกุลของสารอินทรีย์จึงไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1 แต่ในชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งเป็นระบบที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในส่วนที่ 2 สูงกว่าส่วนที่ 1 ของระบบ ทั้งนี้เนื่องจากการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่แบคทีเรียต้องใช้ระยะเวลาในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ให้มีขนาดเล็กเพียงพอที่แบคทีเรียจะดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้ดีและง่ายขึ้น ดังนั้นขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์ ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ DHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพมากกว่าระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพ

5.2 ข้อเสนอแนะ

จากการทบทวนวรรณกรรมที่ผ่านพบว่ามีการใช้ระบบ FDHS และ BDHS เพื่อบำบัดน้ำทิ้งของระบบ UASB จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง พบข้อจำกัดว่าระบบ FDHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูง แต่ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ ส่วนระบบ BDHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ แต่ใช้ระยะเวลามากกว่าในระบบ FDHS และสามารถเกิดการกำจัดไนโตรเจนได้ในบริเวณที่มีสารอินทรีย์ลดลง จึงก่อให้เกิดการศึกษานี้ขึ้นมาโดยเป็นการศึกษาการทำงานร่วมกันของระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพ (ชุดการทดลองที่ 3) เพื่อให้เป็นระบบที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้สูง และมีความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนได้ในระบบเดียว จากการศึกษาพบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงถึงร้อยละ 82.62 และกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดได้ร้อยละ 51.34 เมื่อพิจารณาปริมาณสารอินทรีย์ ปริมาณไนโตรเจนของน้ำทิ้งที่ออกจากชุดการทดลองที่ 3 แล้วพบว่ามีความผ่านเกณฑ์มาตรฐานที่กรมโรงงานอุตสาหกรรมกำหนด แต่เพื่อให้เกิดความเข้าใจ และสามารถนำระบบ DHS ไปใช้ประโยชน์ได้นั้นควรมีการศึกษาเพิ่มเติมดังนี้

1) จากการศึกษาในครั้งนี้ชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งเป็นระบบ FDHS พบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ (TCOD) ส่วนใหญ่เกิดในส่วนที่ 1 และส่วนที่ 2 มีค่าเป็นร้อยละ 53.09 และร้อยละ 18.7 ตามลำดับ ในส่วนที่ 1 จะเกิดการกำจัดสารอินทรีย์ที่สูงกว่าในส่วนที่ 2 ค่อนข้างมาก ดังนั้นเมื่อพิจารณาจากผลการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนในครั้งนี้แล้ว ถ้านำระบบ FDHS ส่วนที่ 1 มาต่อด้วยระบบ BDHS ส่วนที่ 1 จะสามารถกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนได้มีประสิทธิภาพสูง เนื่องจากส่วนที่ 1 ของระบบ FDHS มีประสิทธิภาพเพียงพอสำหรับกำจัดสารอินทรีย์ เพื่อให้แบคทีเรียออกโตโทรปในระบบ BDHS เจริญเติบโตได้ดี นอกจากนี้ยังเป็นการลดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและการเดินระบบได้

2) ควรทำการศึกษาอัตราการใช้ในโตรเจน (Nitrogen uptake rate) และอัตราการใช้ในเตรต (Nitrate uptake rate) เพิ่มเติม เพื่อเป็นการยืนยันกลไกการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS ว่าเกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันจริง

3) จากการศึกษาครั้งนี้พบว่าระบบ DHS เป็นระบบที่มีศักยภาพทั้งในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน ประกอบกับการทบทวนเอกสารพบว่าเชื้อรามีความสามารถในการกำจัดโลหะหนัก จึงควรศึกษาเพิ่มเติมในส่วนของ การนำระบบ DHS มาใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะหนักปนเปื้อน หรือน้ำเสียที่มีโลหะหนักปนเปื้อน เนื่องจากมีความเป็นไปได้ อีกทั้งยังเป็นระบบที่ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างต่ำ ผลิตตะกอนส่วนเกินน้อย การดูแลและการเดินระบบสามารถทำได้ง่าย เป็นระบบที่ควรได้รับการศึกษาและพัฒนาต่อเนื่องเพื่อใช้ประโยชน์จริง

รายการอ้างอิง

- กรมโรงงานอุตสาหกรรม. (2540). **คู่มือการจัดการสิ่งแวดล้อมอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง แป้งมันต์ แปร์ และแป้งมันแปรรูป**. กรุงเทพฯ.
- Agrawal, L., Ohashi, Y., Mochida, E., Okui, H., Ueki, Y., Harada, H. and Ohashi, A. (1997). Treatment of raw sewage in a temperature climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process. **Water Sci. and Technol.** 36(6-7): 433-440.
- Ahmadi, M., Vahabzadeh, F., Bonakdarpour, B. and Mechrnian, M. (2006). Empirical modeling loofa-immobilized *Phanerochaete chrysosporium*. **Process Biochemistry.** 41: 1148-1154.
- Ahn, J.H. and Forster, C.F. (2000). Kinetic analyses of the operation of mesophilic and thermophilic anaetobic filters treating a simulated starch wastewater. **Process Chemistry.** 36. pp19-23.
- Alam, M. Z., Fakhru-Razi, A., Abd-Aziz, S. and Molla, A.H. (2003). Optimization of compatible mixed cultures for liquid state bioconversion of municipal wastewater sludge. **Water, Air, and Soil Pollution.** 149: 113-126.
- Annachhatre A. P. and Amatya P.L. (2000). UASB Treatment of Tapioca Starch Wastewater. **J. Envi. Eng.** 126(12): 1149-1152.
- APHA, AWWA, WEF, 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21 th ed. Washington, DC, USA.
- Araki, N., Ohashi, A., Mechdar, I. and Harada, H. (1999). Behaviors of nitrifiers in a novel biofilm reactor employing hanging sponge cubes as attachment site. **Water Sci. and Technol.** 39(7): 23-31.
- Barana A.C. & Cereda M.P. (2000). Cassava Wastewater (Munipureira) Treatment Using A Two-phase Anaerobic Biodigester. **Cienc Technol Aliment** [Online]. 20(2). Available: <http://www.scielo.br/scielo.php>.
- Barker, D.J., Mannucchi, G.A., Salvi, S.M.L. and Stuckey, D.C. (1998). Characterisation of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents. **Water Research.** 33: 2499-2510.

- Chaiprasertic, C., et al., (2005). **Thai Biogas Plants High Rate Anaerobic Fixed Film Technology for Agroindustrial Wastewater**. The Award contest of Best Program On New and Renewable Sources of Energy (off-Grid) in Year 2003, Research and development duster unit of waste utilization and management laboratory. King Mongkut's University of Technology Thonburi (KMUTT). Bangkok, Thailand.
- Chang, I.S., and Lee, C.H. (1998). Membrane filtration characteristics in membrane coupled activated sludge system-the effect of physiological states of activated sludge on membrane fouling. **Desalination**. 120: 221-223.
- Chea, K. J., Yim, S. K. and Choi, K. H. (2004). Application of a sponge media (Biocube) process for upgrading and expansion of existing caprolactum wastewater treatment plant for nitrogen removal. **International Conference on Wastewater Treatment for Nutrient Removal and Reuse 2004**. Phatumthanee, Thailand: Asian Institute of Technology.
- Christian Kohler. (2008). COD fraction dynamics: Respirometric analysis & modelling sewer processes. Ph.D. thesis. Technical University of Dresden. Germany.
- Chuang, H., Ohashi, A., Imachi, H., Tandukar, M. and Harada, H. (2007). Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. **Water Research**. 41: 295-302.
- Confer, D. R. and Logan, B. E. (1997a). Molecular weight distribution of hydrolysis products during biodegradation of model macromolecules in suspended and biofilm cultures I. bovine serum albumin. **Water Research**. 31(9): 2127-2136.
- Confer, D. R. and Logan, B. E. (1997a). Molecular weight distribution of hydrolysis products during biodegradation of model macromolecules in suspended and biofilm cultures II. dextran and dextrin. **Water Research**. 31(9): 2137-2145.
- Coulibaly, L., Gourene, G. and Agathos, N.S. (2003). Utilization of fungi for biotreatment of raw wastewater A Review. **African Journal Biotechnology**. 2(12): 620-630.
- Deng, W., Zheng, p. and Chen, Z. (2006). Anaerobic digestion and post-treatment of swine wastewater using IC-SBR process with bypass of raw wastewater. **Process of Biochemistry**. 41: 965-969.
- Dhouib, A., Aloui, F., Hamad, N. and Sayadi, S. (2006). Pilot-plant treatment of olive mill wastewater by *Phanerochaete chrysosporium* coupled to anaerobic digestion and ultrafiltration. **Process Biochemistry**. 41: 159-167.
- Dulekgurgen, E., Dogruel, S., Karahan, O. and Orhon, D. (2006). Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability. **Water Research**. 40: 273-282.

- Durruty, I., Zaritzky, N.E., and Gonzalez, J.F. (2012). Kinetic studies on the anaerobic degradation of soluble and particulate matter in potato wastewater. **Biosystems Engineering** 111: 195-205.
- Eding, E. H., Kamstra, A. J., Kamstra, A. J., Verreth, A. J., Huisman, E. A., and Klapwijk, A. (2006). Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. **Aquacultural Engineering**. 34: 234-260.
- Eusebio, A. et al. (2007). Characterization of the microbial communities in jet-loop (JACTO) reactors during aerobic olive oil wastewater treatment. **International Biodeterioration & Biodegradation**. 59: 226-233.
- Fakhrul-Razi, A. and Molla, A.H. (2007). Enhancement of bioseparation and dewaterability of domestic wastewater sludge by fungal treated dewatered sludge. **J. Hazardous Material**.
- Falih, A.M.K., and Wainwright, M. (1995). Nitrification in vitro by a range of filamentous fungi and yeasts. **Lett. Appl. Microbiol**. 21: 18-19.
- Fu, Y. and Viraraghavan, T. (2001). Fungal decolorization of dye wastewater: a review. **Bioresource Technology**. 79 : 251-262.
- Gatti, M.N., Garcia-Usach, F., Seco, A., and Ferrer, J. (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions, **Journal Chem Technol Biotechnol** 85: 536-544.
- Gavala, H.N., Angelidaki, I., and Ahring, B.K. (2003). Kinetics and Modeling of Anaerobic Digestion Process. **Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology** 81: 57-93.
- Gavalakis, E., Mamais, D., Marinos, C., and Andreadakis, A. (2006). An experimental and mathematical simulation of biological processes in a sewerage system. **Global NEST Journal** 8(1): 75-81.
- Grady Jr C. P. L., Daigger, T. G. and Lim H.C. (1999). **Biological Wastewater Treatment**. Marcel Dekker Inc. New York, USA.
- Grest R.K. and Smith (2002). A potential new role for fungi in a wastewater MBR biological nitrogen reduction system. **J. Environ. Sci**. 1: 433-437.
- Hai, F. I., Yamamoto, K. and Fukushi, K. (2006). Development of a submerged membrane fungi reactor for textile wastewater treatment. **Desalination**. 192: 315-322.
- Henzs, M., Harremoes, P., la Cour Jansen, J., and Arvin, E. (2002). **Wastewater Treatment Biological and Chemical Process**. New York.
- Hien, P. G., Oanh, L. T. K., L. T. K., Viet, N.T. and Lettingga, G. (1999). Closed Wastewater System in the Tapioca Industry in Vietnam. **Water Sci. and Technol**. 39(5): 89-96.

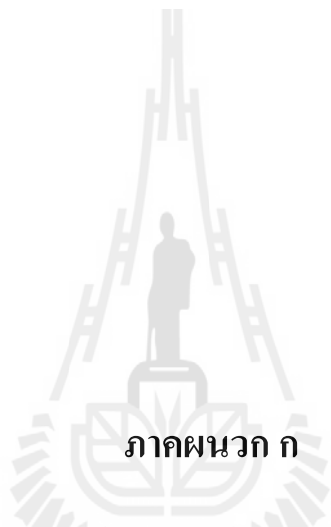
- Hwang, S., Lin, C., Chen, I., Chen, J., Liu, L. and Dodds, W.K. (2004). Removal of multiple nitrogenous waste by *Aspergillus niger* in a continuous fixed-slab reactor. **Bioresource Technology**. 93: 131-138.
- Jasti, N., Khanal, S.K., Anthony, L.P. and Leeuwen, J. (2006). Fungal treatment of corn processing wastewater in an attached growth system. **Water Practice & Technology**. 1(3)
- Jin, B., Leeuwen, H.J., Patel, B., Doelle, H.W. and Yu, Q. (1999). Production of fungal protein and glucoamylase by *Rhizopus oligosporus* from starch processing wastewater. **Process Biochemistry**. 34. pp 59-65.
- Karahan, O., Dogruel, S., Dulekgurgen, E. and Orhan, D. (2008). COD fractionation of tannery wastewater – Particle size distribution, biodegradability and modeling. **Water Research**. 42: 1083-1092.
- Kommedal, R., Milferstedt, K., Bakke, R. and Morgenroth, E. (2006). Effects of initial molecular weight on removal rate of dextran in biofilm. **Water Research**. 40: 1795-1804.
- Leiviska, T., Nurmesniemi, H., Poykio, P., Ramo, J., Kuokkanen, T. and Pellinen, J. (2008). Effect of biological wastewater treatment in the molecular weight of soluble organic compounds and on the reduction of BOD, COD, and P in pulp and paper mill effluent. **Water Research**. 42: 3952-3960.
- Logan, B.E. and Wagenseller, G.A. (2000). Molecular size distributions of dissolved organic matter in wastewater transformed by treatment in a full-scale trickling filter. **Water Environment Research**. 72(3): 277-281.
- Machdar, I., Harada, H., Ohashi, A., Sekigushi, Y., Okui, H. and Ueki, K. (1997). A novel & cost effective sewage treatment system consisting of UASB pretreatment and aerobic post treatment units for developing countries. **Water Sci. and Technol**. 36(12): 189-197.
- Machdar, I., Sekiguchi, Y., Sumino, H. and Harada, H. (2000). Combination of a UASB reactor and a curtain DHS reactor as cost effective sewage treatment system for developing countries. **Water Sci. and Technol**. 42(3): 83-89.
- Mai, H. N. P., Duong, H.T., Trang, T.T.T., and Viet, N.T. (2004). Sustainable treatment of tapioca processing wastewater in South Vietnam. **International Conference on Wastewater Treatment for Nutrient Removal and Reuse**. Asian Institute of Technology, Vol. 2, Bangkok: Thailand
- Mannan, S., Fakhur-Razi, A. and Alam, M.Z. (2005). Use of fungi improve bioconversion of activated sludge. **Water Research**. 39. pp 2935-2943.

- Marquet, M., Mietton-Peuchot, M. and Wheatley, A.D. (1999). Characterisation of trickling filter effluent by particle size distribution and high performance size exclusion chromatography. **Water Research**. 33: 1415-1424.
- Mathieu, S., and Etienne, P. (2000). Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various SO/XO ratios, **Water Research** 34(4): 1233-1246.
- Metcalf and Eddy Inc. (1991). **Wastewater Engineering**. Tchobanoglous and Burton (eds.). McGraw-Hill, Inc., New York, USA.
- Nakamura, Y., Sungusia, M.G., Sawada, T. and Kuwahara, M. (1999). Lignin-Degrading enzyme production by *Bjerrandera adusta* immobilized on polyurethane foam. **J. of Biosci. And Bioeng.** 88(1): 41-47.
- Oliveria, M. A. Reis, E. and Nozaki, J. (1999). Biological treatment of wastewater from the cassava meal industry. **Environmental Research**. 85: 177-283.
- Orhon, D., Ates, E., Sozen, S., and Cokgor, E.U. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. **Environmental Pollution** 95(2): 191-204.
- Pasztor, I., Thury, P., and Pulai, J. (2009). Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment. **International Journal of Environmental Science and Technology** 6(1): 51-56.
- Patcharin Racho. (2009). Investigation of downflow hanging sponge (DHS) system using bacterial and fungal cultures as a post treatment for the UASB effluent of a tapioca starch wastewater, Ph.D. thesis. Suranaree University of Technology. Nakhonratchasima, Thailand.
- Polprasert C. and Chatsangthao S. (1989). Sulfide Production during Anaerobic Lagoon Treatment of Tapioca Wastewater. **Environmental International**. 14: 563-567.
- Racho, P, Wichitsathain, B. and R. Jindal (2008). Feasibility of low cost post-treatment options for the anaerobic processes of tapioca starch wastewater: Fungal Down-flow Hanging Sponge (DHS) and Bacterial DHS systems. **KKU Research Journal**. 13(10): 1172-1184.
- Quek, E., Ting, Y. and Tan, H.M. (2005). *Rhodococcus sp.* F92 immobilized on polyurethane foam shows ability to degrade various petroleum products. **Bioresource Technology**. 97: 32-30.
- Rajbhandari, B.K. and Annachhetre, A.P. (2004). Anaerobic ponds treatment of starch wastewater: case study in thailand. **Bioresource Technology**. 95. pp 135-143.

- Reampim, J. (2002). **Kinetics of Tapioca Starch Wastewater Treatment Using Anaerobic Contact Process with Stell Plates**. M.S. thesis (ISBN 974-533-167-7) Suranaree University of Technology. Nakhon Ratchasima, Thailand.
- Rukvichitkul, T. (2002). **Treatment of Tapioca Starch Wastewater Using Anaerobic Attached Growth Pond**. M.S. thesis (ISBN 947-533-164-3). Suranaree University of Technology. Nakhon Ratchasima, Thailand.
- Sophonsiri, C. and Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial and agricultural wastewater. **Chemosphere**. 55: 691-703.
- Spanjers, H., and Vanrolleghem, P. (1995). Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge, **Water Science Technology** 31(2): 105-114.
- Tadukar, M., Machdar, I., Uemura, S., Ohashi, A. and Harada, H. (2006a). Potential of a novel sewage treatment system for developing countries: long term evaluation. **J. Envi. Eng.** 32(2): 166-172.
- Tadukar, M., Uemura, S., Machdar, I., Ohashi, A. and Harada, H. (2005). A low cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the “forth generation” downflow hanging sponge reactors. **Water Sci. and Technol.** 52(1-2): 323-329.
- Tadukar, M., Uemura, S., Ohashi, A. and Harada, H. (2006a). Combining UASB and the “forth generation” down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. **Water Sci. and Technol.** 53(3): 209-218.
- Tawfik, A., El-Gohary, F., Ohashi, A. and Harada, H. (2006b). The influence of physical-chemical and biology factors on the removal a fecal coliform through down-flow hanging sponge (DHS) system treatment UASB reactor effluent. **Water Research**. 40: 1877-1883
- Tawfik, A., Machdar, I., Uemura, S., Ohashi, A. and Harada, H. (2006a). Sewage treatment in a combined upflow anaerobic sludge blanket (UASB)-DHS system. **Biochemical Engineering J.** 26: 210-219.
- Thanh, N.C. and Simard, R.E. (1973). Biological treatment of domestic sewage by fungi. **Mycopathologia et Mycologia Applicata**. 51(2-3): pp 223-232.
- Tripathi, A.K., Harsh, N.S.K. and Gupta, N. (2007). Fungal treatment of Industrail effluent: a mini review. **Life Science Journal**. 4(2): 78-81.
- Tung, T. Q., Miyata, N. and Iwahori, K. (2004). Growth of *Aspergillus oryzae* during treatment of cassana starch processing wastewater with high content of suspended solids. Journal of **Bioscience and Bioengineering**. 97(5): pp 329-335.

- Uemara, S., Takahashi, K., Takaishi, a., Machdar, I., Ohashi, A. and Harada, H. (2002). Removal of indigenous coliphages and fecal coliforms by a noval sewage treatment system consisting of UASB and DHS units. **Water Sci. and Technol.** 46(1): 303-309.
- Vollertsen, J., and Hvitved-Jacobsen, T. (2002). Biodegradability of wastewater – a method for COD-fractionation. **Water Science and Technology** 45(3): 25–34.
- Wichitsathian, B. and Racho, P. (2009). Quantification of Organic and Nitrogen Removal in Downflow Hanging Sponge (DHS) Systems as a Post-Treatment of UASB Effluent.
- Zhiyi, D., Chaohai, W., and Xiufeng, Z. (2008). Start-up and Performance of a Novel Reactor--Jet Biogas Inter-loop Anaerobic Fluidized Bed. **Chinese Journal of Chemical Engineering** 16(1) : 143-150.





ภาคผนวก ก

ข้อมูลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ ก.1 ผลการศึกษาปริมาณสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 1

DHS Profile	ครั้งที่	TCOD	SCOD	TBOD	SBOD	A*	B*
น้ำเสีย	1	643.01	348.57	325.05	162.78	0.51	0.47
	2	636.01	342.57	295.45	155.34	0.46	0.45
	3	641.00	359.78	317.64	162.47	0.50	0.45
	4	641.00	360.98	314.01	165.24	0.49	0.46
	5	639.08	338.44	301.27	155.78	0.47	0.46
ค่าเฉลี่ย		640.02	350.07	310.68	160.32	0.49	0.46
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.64	10.08	12.11	4.48		
FDHS1	1	340.78	175.08	127.12	72.14	0.37	0.41
	2	336.48	165.27	115.18	65.02	0.34	0.39
	3	312.18	149.47	105.22	51.7	0.34	0.35
	4	245.65	128.97	79.64	49.24	0.32	0.38
	5	266.03	135.12	81.01	38.03	0.30	0.28
ค่าเฉลี่ย		300.22	150.78	101.63	55.23	0.34	0.36
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		36.31	14.27	15.61	9.78		
FDHS2	1	200.57	158.7	105.72	60.9	0.53	0.38
	2	188.12	134.85	96.62	52.2	0.51	0.39
	3	181.05	118.54	89.45	49.27	0.49	0.42
	4	165.43	98.59	88.97	51.11	0.54	0.52
	5	167.44	93.73	78.57	41	0.47	0.44
ค่าเฉลี่ย		180.52	120.88	91.87	50.90	0.51	0.43
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		8.33	13.77	5.90	4.78		

ตารางที่ ก.2 ผลการศึกษาลักษณะตะกอนของชุดการทดลองที่ 2

DHS Profile	ครั้งที่	TCOD	SCOD	TBOD	SBOD	A*	B*
น้ำเสีย	1	643.01	348.57	325.05	162.78	0.51	0.47
	2	636.01	342.57	295.45	155.34	0.46	0.45
	3	641.00	359.78	317.64	162.47	0.50	0.45
	4	641.00	360.98	314.01	165.24	0.49	0.46
	5	639.08	338.44	301.27	155.78	0.47	0.46
ค่าเฉลี่ย		640.02	350.07	310.68	160.32	0.49	0.46
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.64	10.08	12.11	4.48		
BDHS1	1	500.78	300.12	230.14	92.78	0.46	0.31
	2	487.23	285.48	213.54	85.78	0.44	0.30
	3	433.45	278.09	207.91	71.23	0.48	0.26
	4	429.45	257.57	186.3	66.27	0.43	0.26
	5	414.12	234.56	165.45	64.3	0.40	0.27
ค่าเฉลี่ย		453.01	271.16	200.67	76.07	0.44	0.28
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		28.13	20.06	19.31	8.61		
BDHS2	1	303.12	186.62	72.12	35.12	0.24	0.19
	2	295.72	166.2	65.28	33.21	0.22	0.20
	3	280.12	150.23	63.27	28.51	0.23	0.19
	4	271.21	142.12	59.08	22.54	0.22	0.16
	5	265.51	138.12	50.94	21.12	0.19	0.15
ค่าเฉลี่ย		283.14	156.66	62.14	28.10	0.22	0.18
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		11.62	11.27	5.61	4.90		

ตารางที่ ก.3 ผลการศึกษาปริมาณสารอินทรีย์ของชุดการทดลองที่ 3

DHS Profile	ครั้งที่	TCOD	SCOD	TBOD	SBOD	A*	B*
น้ำเสีย	1	200.57	158.7	105.72	60.9	0.53	0.38
	2	188.12	134.85	96.62	52.2	0.51	0.39
	3	181.05	118.54	89.45	49.27	0.49	0.42
	4	165.43	98.59	88.97	51.11	0.54	0.52
	5	167.44	93.73	78.57	41	0.47	0.44
ค่าเฉลี่ย		180.52	120.88	91.87	50.90	0.51	0.43
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		8.33	13.77	5.90	4.78		
BDHS3	1	188.75	120.21	60.72	45.21	0.32	0.38
	2	176.24	111.32	58.27	42.12	0.33	0.38
	3	155.21	109.28	55.12	38.07	0.36	0.35
	4	123.12	92.12	51.47	31.24	0.42	0.34
	5	112.48	71.02	42.21	22.09	0.38	0.31
ค่าเฉลี่ย		151.16	100.79	53.56	35.75	0.36	0.35
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		20.95	16.42	5.78	7.06		
BDHS4	1	130.01	113.24	70.78	32.45	0.54	0.29
	2	122.41	110.12	63.21	30.45	0.52	0.28
	3	110.06	99.27	52.47	22.54	0.48	0.23
	4	103.47	84.4	42.31	21.12	0.41	0.25
	5	90.23	70.12	31.27	19.57	0.35	0.28
ค่าเฉลี่ย		111.24	95.43	52.01	25.23	0.46	0.26
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		9.64	13.08	10.00	2.40		



ภาคผนวก ข

ข้อมูลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน

ตารางที่ ข.1 ผลการศึกษาปริมาณสารไนโตรเจนของชุดการทดลองที่ 1

DHS Profile	ครั้งที่	สารอินทรีย์	แอมโมเนีย	ไนไตรต์	ไนเตรด	ไนโตรเจน
		ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ทั้งหมด
		(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)
น้ำเสีย	1	50.24	7.47	0.10	0.10	57.91
	2	49.23	6.23	0.10	0.10	55.66
	3	46.54	5.21	0.10	0.10	51.95
	4	44.21	5.17	0.10	0.10	49.58
	5	43.92	4.45	0.10	0.10	48.57
ค่าเฉลี่ย		46.83	5.71	0.10	0.10	52.73
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.86	1.17	0.00	0.00	3.98
FDHS1	1	55.45	7.90	0.10	0.10	63.55
	2	52.14	7.20	0.10	0.10	59.54
	3	51.45	6.01	0.10	0.10	57.66
	4	49.27	5.00	0.10	0.10	54.47
	5	46.14	4.90	0.10	0.10	51.24
ค่าเฉลี่ย		50.89	6.20	0.10	0.10	57.29
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		3.46	1.33	0.00	0.00	4.72
FDHS2	1	55.45	7.70	0.10	0.10	63.35
	2	53.21	7.20	0.10	0.10	60.61
	3	52.47	7.02	0.10	0.10	59.69
	4	50.22	6.80	0.10	0.10	57.22
	5	47.91	6.80	0.10	0.10	54.91
ค่าเฉลี่ย		51.85	7.10	0.10	0.10	59.16
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.89	0.37	0.00	0.00	3.23

ตารางที่ ข.2 ผลการศึกษาปริมาณสารไนโตรเจนของชุดการทดลองที่ 2

DHS Profile	ครั้งที่	สารอินทรีย์	แอมโมเนีย	ไนไตรต์	ไนเตรต	ไนโตรเจน
		ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ทั้งหมด
		(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)
น้ำเสีย	1	50.24	7.47	0.10	0.10	57.91
	2	49.23	6.23	0.10	0.10	55.66
	3	46.54	5.21	0.10	0.10	51.95
	4	44.21	5.17	0.10	0.10	49.58
	5	43.92	4.45	0.10	0.10	48.57
ค่าเฉลี่ย		46.83	5.71	0.10	0.10	52.73
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.86	1.17	0.00	0.00	3.98
BDHS1	1	38.92	6.25	0.45	0.24	45.86
	2	37.48	5.53	0.69	0.21	43.91
	3	35.02	5.21	0.74	0.20	41.17
	4	34.03	5.12	0.80	0.19	40.14
	5	30.14	5.01	0.83	0.18	36.16
ค่าเฉลี่ย		35.12	5.42	0.70	0.20	41.45
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		3.39	0.50	0.15	0.02	3.72
BDHS2	1	31.10	3.22	0.41	2.85	37.58
	2	30.24	3.25	0.41	2.85	36.75
	3	29.15	3.20	0.39	2.11	34.85
	4	25.23	3.18	0.39	2.11	30.91
	5	24.76	3.15	0.39	2.11	30.41
ค่าเฉลี่ย		28.10	3.20	0.40	2.41	34.10
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.92	0.04	0.01	0.41	3.30

ตารางที่ ข.3 ผลการศึกษาปริมาณสารไนโตรเจนของชุดการทดลองที่ 3

DHS Profile	ครั้งที่	สารอินทรีย์	แอมโมเนีย	ไนไตรต์	ไนเตรด	ไนโตรเจน
		ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ไนโตรเจน	ทั้งหมด
		(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-N/L)
น้ำเสีย	1	55.45	7.70	0.10	0.10	63.35
	2	53.21	7.20	0.10	0.10	60.61
	3	52.47	7.02	0.10	0.10	59.69
	4	50.22	6.80	0.10	0.10	57.22
	5	47.91	6.80	0.10	0.10	54.91
ค่าเฉลี่ย		51.85	7.10	0.10	0.10	59.16
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.89	0.37	0.00	0.00	3.23
BDHS3	1	26.75	3.60	3.75	1.65	35.75
	2	26.23	3.35	3.73	1.65	34.96
	3	26.23	2.95	3.55	1.65	34.38
	4	25.23	2.82	3.51	1.50	33.06
	5	23.11	2.79	3.47	1.50	30.87
ค่าเฉลี่ย		25.51	3.10	3.60	1.59	33.80
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		1.45	0.36	0.13	0.08	1.91
BDHS4	1	16.23	1.84	1.34	7.30	26.71
	2	16.01	1.83	1.21	7.25	26.30
	3	15.47	1.81	1.19	7.21	25.68
	4	14.89	1.79	1.15	7.15	24.98
	5	14.25	1.75	1.12	7.09	24.21
ค่าเฉลี่ย		15.37	1.80	1.20	7.20	25.58
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		0.81	0.04	0.08	0.08	1.01



ภาคผนวก ค

ข้อมูลการศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์

ตารางที่ ค.1 ผลการศึกษาตัดส่วนสารอินทรีย์

ชุดการทดลอง		COD Concentration (mg/l)				Soluble (mg/l)		Particulate (mg/l)	
		TCOD	SCOD	TBOD ₂₀	SBOD ₅	Si	Ss	Xi	Xs
Inlet		640.02	350.07	185.37	160.32	350.07	160.32	104.58	25.05
1	FDHS1	300.23	150.78	60.28	55.23	150.78	55.23	89.17	5.05
	FDHS2	180.52	120.88	55.27	50.9	120.88	50.9	4.37	4.37
2	BDHS1	453.01	271.16	90.27	76.07	271.16	76.07	91.58	14.2
	BDHS2	283.14	156.66	45.78	28.1	156.66	28.1	80.7	17.68
3	BDHS3	150.98	100.79	45.89	35.75	100.79	35.75	4.3	10.14
	BDHS4	119.27	92.45	26.18	25.23	95.43	25.23	0.64	0.95





ภาคผนวก ง

ข้อมูลการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

ตารางที่ ง.1 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของชุดการทดลองที่ 1

ถัง	S_0/X_0	S (mg/l)	OC (mg O ₂ /l)	OUR _{x,t} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,e} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,ox} (mg O ₂ /mg VSS.h)	R _x (mg COD removed/ mg VSS.h)	Y (mg VSS/ mg COD removed)	μ (h ⁻¹)
FDHS1	0.05	15	6.120000	0.004975	0.000457	0.004518	0.011074	3.160575	0.034999
	0.2	60	6.240000	0.005890	0.000564	0.005326	0.051212	4.783573	0.244974
	0.4	120	6.460000	0.005247	0.000621	0.004626	0.085932	5.051403	0.434077
	0.6	180	6.830000	0.010150	0.000745	0.009405	0.247862	5.136231	1.273078
	0.8	240	7.140000	0.010400	0.004870	0.005530	0.185882	5.179979	0.962867
FDHS2	0.05	15	5.860000	0.001528	0.000653	0.000875	0.002240	3.253114	0.007286
	0.2	60	5.880000	0.002500	0.000758	0.001742	0.017776	4.815606	0.085600
	0.4	120	5.970000	0.003759	0.000795	0.002964	0.059578	5.073203	0.302251
	0.6	180	6.120000	0.006090	0.000545	0.005545	0.163088	5.157290	0.841093
	0.8	240	6.250000	0.006374	0.005700	0.000674	0.025882	5.199778	0.134579

ตารางที่ ง.2 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของชุดการทดลองที่ 2

ถัง	S_0/X_0	S (mg/l)	OC (mg O ₂ /l)	OUR _{x,t} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,c} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,ox} (mg O ₂ /mg VSS.h)	R _x (mg COD removed/ mg VSS.h)	Y (mg VSS/ mg COD removed)	μ (h ⁻¹)
BDHS1	0.05	15	5.470000	0.011610	0.010574	0.001036	0.002841	3.391923	0.009636
	0.2	60	6.090000	0.005248	0.004320	0.000928	0.009143	4.796920	0.043858
	0.4	120	6.240000	0.006758	0.005475	0.001283	0.024673	5.061191	0.124875
	0.6	180	6.230000	0.008540	0.006321	0.002219	0.064112	5.154027	0.330437
	0.8	240	6.740000	0.010574	0.007840	0.002734	0.097353	5.188877	0.505153
BDHS2	0.05	15	5.930000	0.014540	0.010700	0.003840	0.009713	3.228200	0.031357
	0.2	60	6.120000	0.003457	0.001011	0.002446	0.023980	4.794251	0.114968
	0.4	120	6.290000	0.009740	0.000978	0.008762	0.167161	5.058966	0.845660
	0.6	180	6.300000	0.009736	0.007800	0.001936	0.055314	5.151951	0.284976
	0.8	240	6.340000	0.004572	0.003241	0.001331	0.050385	5.197775	0.261889

ตารางที่ 3.3 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของชุดการทดลองที่ 3 (ต่อ)

ถัง	S_0/X_0	S (mg/l)	OC (mg O ₂ /l)	OUR _{x,t} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,c} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,ox} (mg O ₂ /mg VSS.h)	R _x (mg COD removed/ mg VSS.h)	Y (mg VSS/ mg COD removed)	μ (h ⁻¹)
BDHS3	0.05	15	5.650000	0.000754	0.000547	0.000207	0.000550	3.327858	0.001829
	0.2	60	5.990000	0.000847	0.000798	0.000049	0.000491	4.805818	0.002359
	0.4	120	6.020000	0.000957	0.000912	0.000045	0.000895	5.070979	0.004539
	0.6	180	6.120000	0.010980	0.008973	0.002007	0.059029	5.157290	0.304432
	0.8	240	6.220000	0.011074	0.009640	0.001434	0.055331	5.200445	0.287747
BDHS4	0.05	15	5.550000	0.009570	0.006780	0.002790	0.007541	3.363450	0.025362
	0.2	60	5.890000	0.008470	0.005530	0.002940	0.029949	4.814716	0.144196
	0.4	120	5.990000	0.010410	0.008570	0.001840	0.036861	5.072313	0.186973
	0.6	180	6.100000	0.010580	0.009645	0.000935	0.027590	5.157883	0.142307
	0.8	240	6.120000	0.011040	0.009780	0.001260	0.049412	5.202669	0.257073



ตารางที่ จ.1 ผลการศึกษาลักษณะตะกอนของชุดการทดลองที่ 1

DHS Profile	ครั้งที่	MLSS (g/L _{Sponge})	MLVSS (g/L _{Sponge})	COD (g/L _{Sponge})	TKN (g/L _{Sponge})
FDHS1	1	68.08	54.78	11.21	0.1542
	2	67.57	53.27	10.03	0.1278
	3	65.43	53.12	9.55	0.1148
	4	63.27	50.21	9.12	0.1102
	5	61.01	49.27	8.95	0.1024
ค่าเฉลี่ย		65.07	52.13	9.77	0.12
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.96	2.30	0.91	0.02
FDHS2	1	47.12	38.57	5.81	0.1165
	2	46.32	37.45	5.63	0.1153
	3	45.12	36.12	5.41	0.1148
	4	44.32	35.21	5.36	0.1123
	5	44.12	34.52	5.29	0.1112
ค่าเฉลี่ย		45.40	36.37	5.50	0.11
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		1.29	1.65	0.21	0.00

ตารางที่ จ.2 ผลการศึกษาลักษณะตะกอนของชุดการทดลองที่ 2

DHS Profile	ครั้งที่	MLSS (g/L _{Sponge})	MLVSS (g/L _{Sponge})	COD (g/L _{Sponge})	TKN (g/L _{Sponge})
BDHS1	1	39.11	31.6	6.45	0.97
	2	39.01	31.1	6.33	0.95
	3	38.89	30.8	6.25	0.93
	4	38.61	30.7	6.21	0.91
	5	38.11	30.6	6.11	0.9
ค่าเฉลี่ย		38.625	30.9	6.25	0.93
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		0.40	0.22	0.09	0.02
BDHS2	1	33.12	27.21	6.23	0.05
	2	32.25	26.78	6.14	0.04
	3	31.78	25.11	6.09	0.04
	4	30.89	24.54	5.98	0.05
	5	30.24	23.15	6.12	0.03
ค่าเฉลี่ย		31.66	25.36	6.11	0.04
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		0.90	1.50	0.07	0.01

ตารางที่ จ.3 ผลการศึกษาลักษณะตะกอนของชุดการทดลองที่ 3

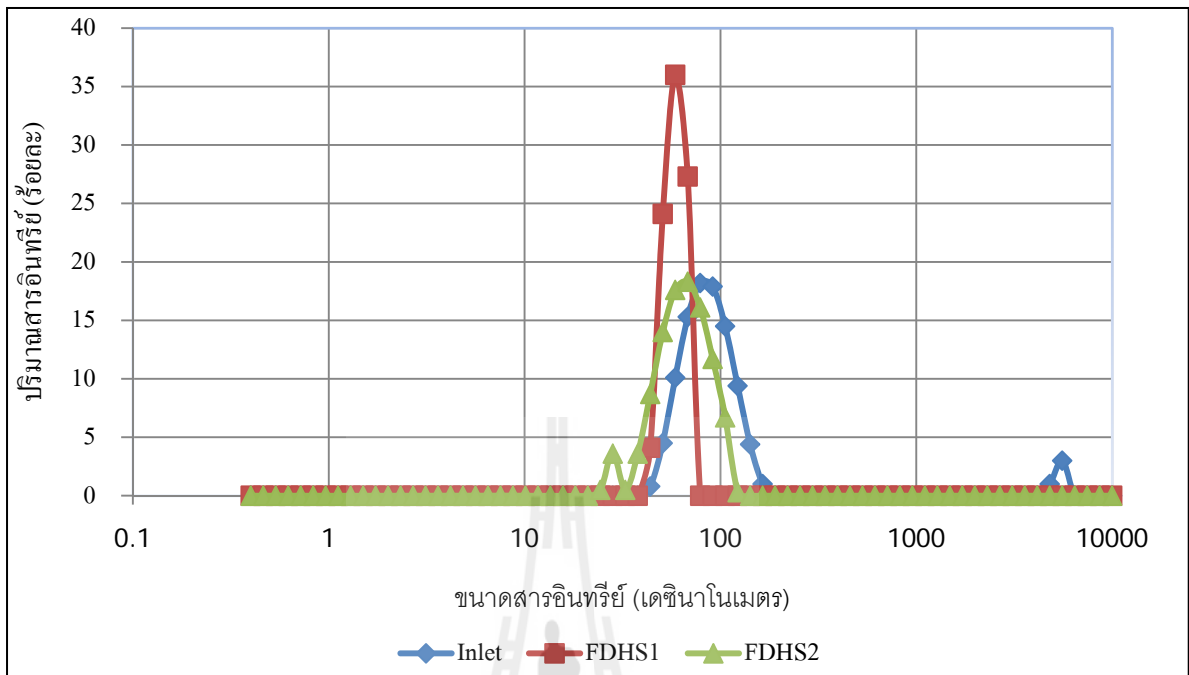
DHS Profile	ครั้งที่	MLSS (g/L _{Sponge})	MLVSS (g/L _{Sponge})	COD (g/L _{Sponge})	TKN (g/L _{Sponge})
FBDHS1	1	24.12	20.98	4.78	0.68
	2	23.48	18.57	4.62	0.65
	3	22.74	17.42	4.55	0.65
	4	21.63	16.42	4.32	0.64
	5	21.11	15.48	4.28	0.64
ค่าเฉลี่ย		22.62	17.77	4.51	0.65
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		1.07	1.33	0.17	0.01
FBDHS2	1	15.5	11.54	4.32	0.09
	2	14.23	10.75	3.99	0.087
	3	14.01	10.21	3.87	0.085
	4	13.11	10.11	3.78	0.083
	5	12.47	10.04	3.69	0.082
ค่าเฉลี่ย		13.86	10.53	3.93	0.09
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		0.82	0.32	0.13	0.00



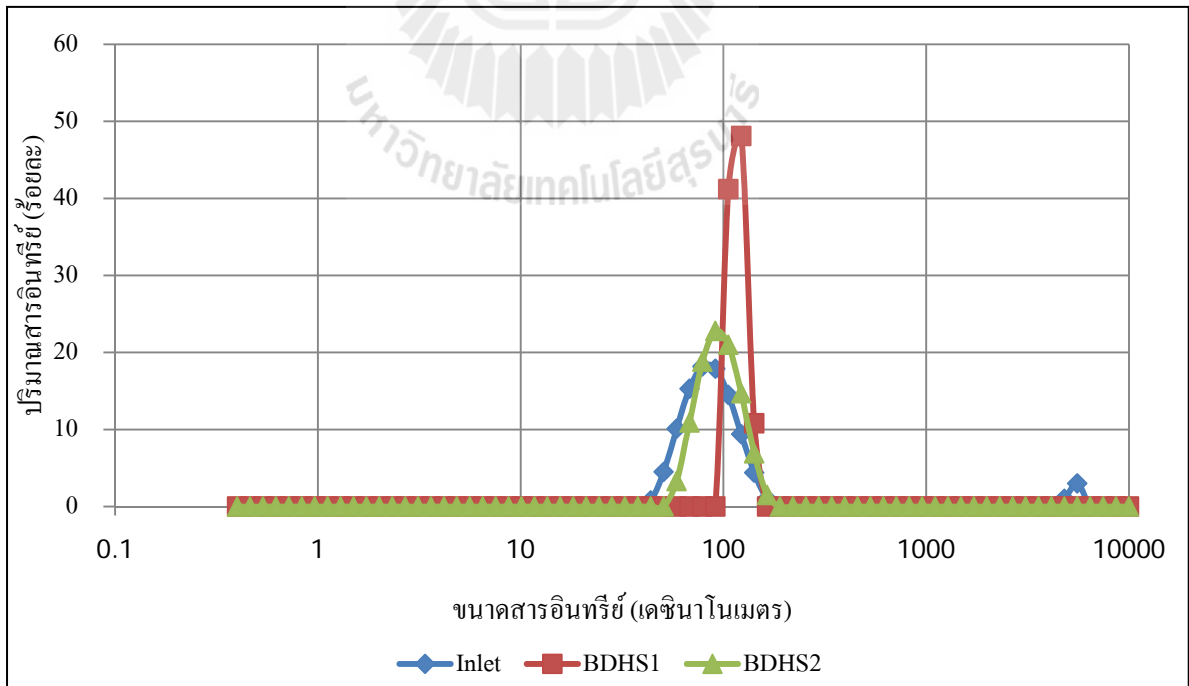
ภาคผนวก ฉ

ข้อมูลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลสารอินทรีย์

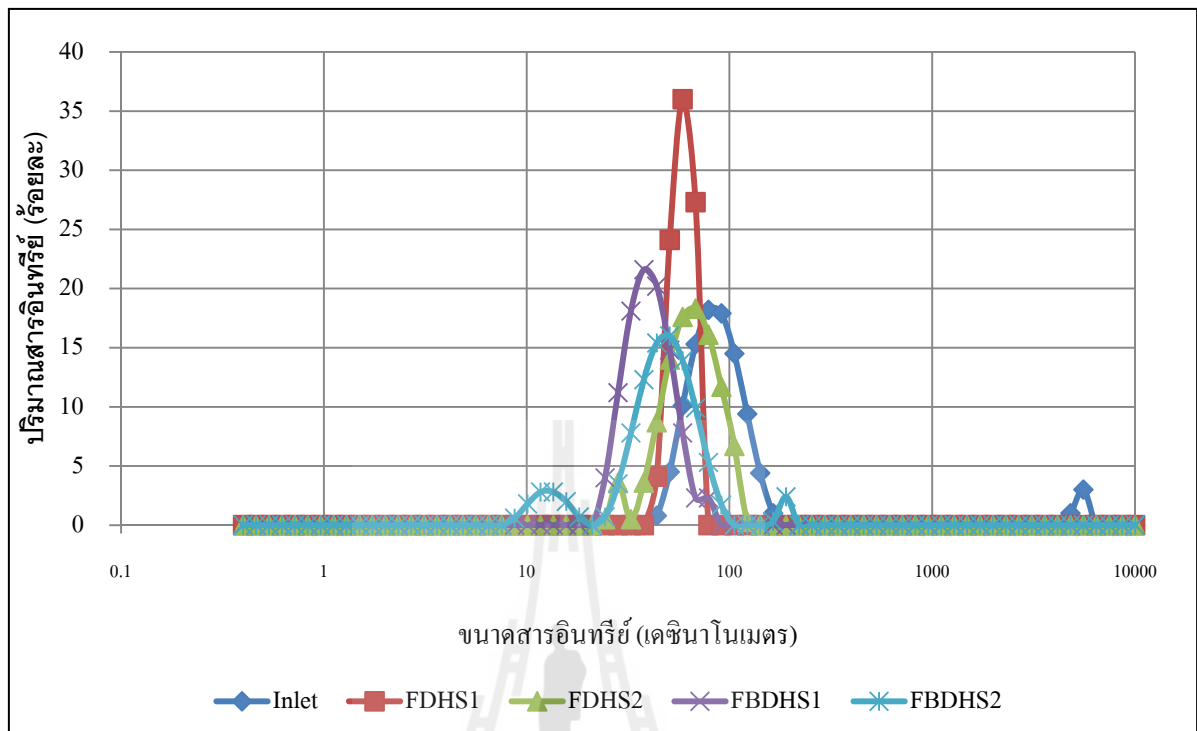
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



รูปที่ ๑.1 ผลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลของชุดการทดลองที่ 1



รูปที่ ๑.2 ผลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลของชุดการทดลองที่ 2



รูปที่ ๓.3 ผลการศึกษาการกระจายตัวของโมเลกุลของชุดการทดลองที่ 3

ตารางที่ ๑.1 ผลการศึกษาการกระจายตัวของขนาดโมเลกุล

MW (Dalton)	สัดส่วนขนาดโมเลกุล (ร้อยละ)								
	น้ำเสีย	ชุดการทดลองที่ 1		ชุดการทดลองที่ 2		ชุดการทดลองที่ 3			
		FDHS	FDHS	BDHS	BDHS	FDHS	FDHS	BDHS	BDHS
		1	2	1	2	1	2	3	4
< 1,000	5.00	4.70	4.10	3.50	2.40	4.70	4.10	2.90	2.36
1,000 – 10,000	10.00	20.00	23.00	8.00	14.2	20.00	23.00	76.00	86.44
10,000 – 100,000	79.20	75.30	72.9	88.50	83.40	75.30	72.9	21.10	11.20
> 100,000	5.80	0.00	0.00	1.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00





ภาคผนวก ช

บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

รายชื่อบทความที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

Thammaporn, S., Racho P, Wichitsathain B. and Jindal R. (2010). Biokinetic Parameters as an Indicator to Biodegradability Assessment of Down-flow Hanging Sponge (DHS) System. **Thai Environmental Engineering Journal**. 24(3): 1-10.

พัชรินทร์ ราโช ศิริกานดา ธรรมพร บุญชัย วิจิตรเสถียร และรัญจนา จินดา. (2554). คุณภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีไอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS). วารสารวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมไทย. 25(2): 97-105.

ศิริกานดา ธรรมพร พัชรินทร์ ราโช และบุญชัย วิจิตรเสถียร. (2555). กระบวนการบำบัดน้ำเสียร่วมระหว่างระบบ Down-flow Hanging Sponge โดยใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพ. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 11.



Biokinetic Parameters as an Indicator to Biodegradability Assessment of Down-flow Hanging Sponge (DHS) System การประเมินการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS) ด้วยค่าคงที่ทางจลศาสตร์

ศิริกานดา ธรรมพร* พัชรินทร์ ราโช* บุญชัย วิจิตรเชษียร* และ รัญญาจินดา**

Sirikanda Thammaporn* Patcharin Racho* Boonchai Wichitsathian* and Ranjna Jindal**

*School of Environmental Engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology,

Nakhon Ratchasima, Thailand 30000

**School of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Mahidol University, Nakorn Pathom, Thailand 73170

E-mail : racho_p@hotmail.com, boonchai@sut.ac.th

Abstract

The objective of the study was for a better understanding to the nature and composition of organic substrate and organic biodegradability of down-flow hanging sponge (DHS) system treating the UASB effluent of tapioca starch wastewater, leading to the concept of COD fractionations and biokinetic parameters. Ability of biodegradation in the DHS system decreased in biodegradation soluble chemical oxygen demand (BSCOD) of the DHS height but biodegradation particulate chemical oxygen demand (BPCOD) increased in DHS effluent of segment 1 and segment 4 as values about 119 mg/L to 456 mg/L and 185 mg/L to 382 mg/L, respectively. This caused of high accumulated biomass in these segments then it became to BPCOD fraction in the DHS effluent by sloughed biomass. BPCOD are large organic molecules that require a process of hydrolysis for small molecule before uptake or utilization into cells. Moreover, most BSCOD fractions were removed in the first segment of the DHS system. Considering biokinetic coefficient in aerobic heterotrophs as substrate utilization rate (r_u) and specific growth rate (μ_{max}) were higher of the second and forth segment of the system. This caused by microbial cells in a DHS system have been capable hydrolysis of more complex molecules to smaller units before uptake and utilization was found in the DHS system.

Keywords : downflow hanging sponge (DHS) system; biodegradation; COD fractions; biokinetic parameters; tapioca industry



วารสารวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ไทย ปีที่ 25 ฉบับที่ 2 : หน้า 197-105 (2554)

www.ccut.or.th

คุณภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีและ ไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS) Mass Balance Assessment of COD and Nitrogen Removal during a Down-flow Hanging Sponge (DHS) System

Patcharin Rache*, Sirikanda Thammaporn* Boonchai Wichitsathian* and Ranjana Jindal**

พัชรินทร์ ราชะ* สิริกานดา ธรรมพร* บุญชาติ วิจิตรสถินทร* และ รัญจนา จินดา**

*สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา 30000

**สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยอิมพิเรียล นครปทุม 73170

E-mail : patcha@out.ac.th, boonchai@out.ac.th

บทคัดย่อ

บทความนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและข้อจำกัดของกระบวนการกำจัดค่าซีโอดีและไนโตรเจนด้วยหลักการของการทำสมดุลมวลในระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS) ชนิดสุ่ม (random type) เพื่อปรับแก้ที่ถังจากระบบ GASB ในอุตสาหกรรมเปปซินส์แปะก๊วย ระบบ DHS ประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ 4 ส่วนเรียงต่อกันโดยมีขนาดแตกต่างกัน การศึกษาสมดุลมวลของซีโอดีและไนโตรเจนทำการศึกษาทั้ง 4 ส่วนของถังปฏิกรณ์ ระบบ DHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดค่าซีโอดีและซีโอดีออกซิไดซ์ (SCOD) และไนโตรเจนทั้งหมดได้เท่ากับร้อยละ 60 และ 64 ตามลำดับ โดยจากการศึกษาการสมดุลมวลซีโอดีและไนโตรเจนพบว่าค่ากำจัดซีโอดีเกิดขึ้นได้เนื่องจากการใช้งานเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับแอมโมเนีย เซลล์ไรโบโซม และแบคทีเรียดีไนโตรฟิเคชัน ซึ่งที่พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นเนื่องจากกระบวนการไนโตรฟิเคชันและดีไนโตรฟิเคชัน และจากการดูดซับเข้าสู่เซลล์ (microbial assimilation) ปริมาณร้อยละ 54.6 และ 9.4 ของประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดตามลำดับ

คำสำคัญ : ระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS); สมดุลมวลซีโอดี; สมดุลมวลไนโตรเจน



22R3-10

กระบวนการบำบัดน้ำเสียร่วมระหว่างระบบ Down-flow Hanging Sponge โดยใช้ราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพ

Combination of Fungal and Bacterial Downflow Hanging Sponge Wastewater Treatment Processes

ศิริกานดา ธรรมพร^{1*} พชรินทร์ ราโช² และ บุญชัย วิจิตรเสถียร³Sirikanda Thammaporn^{1*} Patcharin Racho² and Boonchai Wichitsthai³¹นักศึกษาคณะวิศวกรรมศาสตร์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา 30000

*โทรศัพท์ : 044-224431, โทรสาร : 044-224606, E-mail : sirikanda@gmail.com

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้จัดทำขึ้นเพื่อศึกษาการทำงานร่วมกันของระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบ DHS ที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ได้ดีกว่าระบบ BDHS ที่ใช้แบคทีเรียเป็นจุลชีพ โดยมีค่าลบของผลตั้งต้นอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (maximum specific growth rates; μ_{max}) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (Substrate Utilization rate; r) ที่มีค่าสูงในระบบ FDHS แต่เมื่อมีการทำงานร่วมกันของระบบ DHS ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพร่วมกันแล้วนั้น โดยการทำงานร่วมกันของระบบ DHS นั้นจะใช้มีเชื้อรา 2 ส่วนและแบคทีเรีย 2 ส่วนต่ออนุกรมเข้าด้วยกัน พบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดเป็นร้อยละ 53.09 ร้อยละ 18.70 ร้อยละ 4.62 และร้อยละ 6.21 เปรียบเทียบกับค่าเดิม โดยในส่วนที่เป็นแบคทีเรียมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดต่ำ ซึ่งสอดคล้องกับค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ที่ต่ำกว่าในส่วนที่ 1 และ 2 ของเชื้อรา ทั้งนี้เนื่องมาจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้ามาปริมาณต่ำ ทั้งนี้อาจไม่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำตามไปด้วย

คำสำคัญ : ระบบบำบัดน้ำเสียแบบกรวดชีวภาพ; การบำบัดน้ำเสีย; สารอินทรีย์ในเสถียรใหญ่; ค่าคงที่ทางคณิตศาสตร์; ระบบ DHS

ประวัติผู้เขียน

นางสาวศิริกานดา ธรรมพร เกิดเมื่อวันที่ 26 ธันวาคม 2527 ที่จังหวัดพระนครศรีอยุธยา สำเร็จการศึกษาระดับมัธยมปลายจาก โรงเรียนจอมสุรางค์อุปถัมภ์ จังหวัดพระนครศรีอยุธยา สำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) จากมหาวิทยาลัยรามคำแหง จังหวัดกรุงเทพมหานคร ในปี พ.ศ. 2550 และได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยขณะศึกษาได้รับทุนในการทำวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ในระหว่างที่ทำการศึกษาได้เสนอผลงานวิชาการในการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 11 ประจำปี 2555 เรื่อง “กระบวนการบำบัดน้ำเสียร่วมระหว่างระบบ Down-flow Hanging Sponge โดยใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพ” ในระหว่างวันที่ 21-23 มีนาคม 2555 ที่โรงแรมโพธิ์หวัด รีสอร์ท แอนด์ สปา จังหวัดเชียงราย และได้ตีพิมพ์บทความเรื่อง “การประเมินการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบ Down-flow Hanging Sponge ด้วยค่าคงที่ทางจลนศาสตร์” ในวารสารวิชาการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมไทย ปีที่ 24 ฉบับที่ 3 หน้า 1-10 และตีพิมพ์บทความเรื่อง “คุณภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS)” ในวารสารวิชาการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมไทย ปีที่ 25 ฉบับที่ 2 หน้า 97-105 ดังแสดงในภาคผนวก ฉ.