



รายงานการวิจัย

**การบำบัดน้ำเสียรูปแบบใหม่ด้วยระบบ UASB และระบบ Downflow
Hanging Sponge
(A Novel Wastewater Treatment System Using a UASB Reactor
and a Downflow Hanging Sponge)**

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจาก
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว



รายงานการวิจัย

การบำบัดน้ำเสียรูปแบบใหม่ด้วยระบบ UASB และระบบ Downflow Hanging Sponge (A Novel Wastewater Treatment System Using a UASB Reactor and a Downflow Hanging Sponge)

คณะผู้วิจัย

หัวหน้าโครงการวิจัย

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

ผู้ร่วมวิจัย

1. นางสาวพัชรินทร์ ราโช

2. นางสาวศิริกานดา ธรรมพร

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ปีงบประมาณ 2548-2549

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว

เมษายน 2553

กิตติกรรมประกาศ

รายงานวิจัยฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยความกรุณาอย่างดีจากผู้ช่วยศาสตราจารย์บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ที่ปรึกษาและหัวหน้าโครงการวิจัยที่กรุณาให้คำแนะนำในด้านต่าง ๆ พร้อมทั้งตรวจทานแก้ไขข้อบกพร่องและข้อเสนอแนะ คณะผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณเป็นอย่างสูงไว้ ณ โอกาสนี้

ขอขอบพระคุณคณะเจ้าหน้าที่ประจำห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่าน และคุณ นรี กลิ่นกลาง เจ้าหน้าที่บริหารงานทั่วไปสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำหรับความช่วยเหลือให้โครงการสำเร็จได้ด้วยดี

ขอขอบพระคุณมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่ได้ให้ทุนอุดหนุนการทำวิจัย

สุดท้ายคุณความดีหรือประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัยฉบับนี้ คณะผู้วิจัยขอบแต่บุพการี ผู้มีพระคุณทุกท่านและครูอาจารย์ที่ได้ประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ให้แก่คณะผู้วิจัยมาตั้งแต่อดีต จนถึงปัจจุบัน

คณะผู้วิจัย

กุมภาพันธ์ 2553

บทคัดย่อ

การศึกษาประสิทธิภาพของระบบ Downflow hanging sponge (DHS) เพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับระบบ UASB ในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และไนโตรเจนสูง แต่โดยทั่วไประบบกรองชีวภาพจำเป็นต้องควบคุมค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ให้ต่ำและคงที่ เนื่องจากในภาวะบรรทุกสารอินทรีย์สูงจะสนับสนุนการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟทำให้มวลชีวภาพในระบบสูงจึงเกิดการอุดตันขึ้นกรองได้ อีกทั้งการล้างย้อนไม่สามารถทำได้ในระบบ DHS เชื้อราจึงได้รับความสนใจเพื่อนำมาเป็นจุลินทรีย์ในระบบ DHS เนื่องจากสามารถสร้างเอนไซม์ได้หลายชนิดและย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเชิงซ้อน เช่น สารแขวนลอยและเซลล์ที่ตายแล้วได้ดี ดังนั้นการศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินประสิทธิภาพของระบบ DHS โดยใช้เชื้อรา (FDHS) และแบคทีเรีย (BDHS) เป็นจุลินทรีย์ในการเป็นบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วงเวลาซึ่งมีระยะเวลาในการกักเก็บใน RUN I เท่ากับ 4 ชั่วโมง และใน RUN II และ III เท่ากับ 1 ชั่วโมง จากผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ FDHS สูงกว่าระบบ BDHS ในทุกช่วงของการศึกษา โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดค่าบีโอดีทั้งหมด (TBOD) ในช่วง 83-95% ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนพบว่าระบบ BDHS พบสูงสุดใน RUN I โดยสามารถกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดได้ประมาณ 68% แต่ระบบ FDHS ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้ อีกทั้งจากการศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์พบอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (μ_{max}) สูงสุดในระบบ FDHS ส่วนที่ I ซึ่งเป็นส่วนที่สามารถกำจัดค่า TBOD ได้สูงสุดเช่นกัน ส่วนการศึกษาองค์ประกอบของตะกอนพบว่าค่าของแข็งระเหยง่าย (VSS) ในตะกอนที่อยู่ในตัวกลางฟองน้ำของระบบ FDHS มีค่าค่อนข้างคงที่แสดงถึงความสามารถในการย่อยสลายตะกอนเกิดได้ค่อนข้างดีจึงทำให้เกิดสมดุลของตะกอนขึ้นในระบบ และการเกิดเส้นใยของเชื้อราทำให้โครงสร้างของระบบฟิล์มตรึงหลวมและการถ่ายเทมวลของอาหารและออกซิเจนเข้าสู่ภายในฟิล์มตรึงเกิดได้ดี อีกทั้งการศึกษายังพบว่าระบบ DHS ทั้งสองระบบมีเสถียรภาพเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงค่า HLR อีกทั้งผลสรุปของผลการศึกษายังระบุว่าระบบ DHS เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการเป็นระบบบำบัดน้ำเสียขั้นหลังระบบ UASB

คำสำคัญ: ระบบ downflow hanging sponge, ระบบฟิล์มตรึงของเชื้อรา, ระบบฟิล์มตรึงของเชื้อแบคทีเรีย, น้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง, ความหนาแน่นของฟิล์มตรึง

ABSTRACT

Investigations were carried out to evaluate the performance of downflow hanging sponge (DHS) system as a post treatment for industrial wastewater effluents containing high organic and nitrogen concentration. In general, it is important to keep the organic waste load for biofilter constant and as low as possible because a high heterotroph bacteria combined with biofilm detachment may clog a biofilter, backwashing is not possible in DHS system. Fungi offer an attractive culture in DHS system. They have a wide range of enzymes, and are capable of metabolizing complex mixtures of organic compounds such as particulate matters and dead cells. Thus, this study aimed at performance evaluation of mixed fungal (FDHS) and bacterial (BDHS) downflow hanging sponge system for post treatment of UASB effluents in tapioca starch industry. The whole experimental period was divided into three runs (RUN I, RUN II and III) with the hydraulic retention time (HRT) at 4 h, 1 h and 1 h, respectively. The organic removal efficiency of FDHS system was higher than BDHS system during three runs, ranging 83%-95%. The highest total nitrogen removal efficiency was found during RUN I about 68% for BDHS system. But nitrogen was not significantly removed in FDHS system by nitrification and denitrification. Values of biokinetic coefficients of aerobic heterotrophs indicated that substrate utilization rate (r_x) and maximum specific growth rate ($\mu_{\max}$) were higher in the first segment of fungal culture in FDHS system. Moreover, the VSS concentration in retained sludge of FDHS system remained almost constant suggesting that the degradation of old biomass nearly balanced the accumulation of the fresh one. Filamentous fungi formed as loose biofilm that presence sufficient high substrate and oxygen mass transport.

Furthermore, two DHS systems exhibited substantial stability with respect to fluctuations in hydraulic loading. The results of this study showed that the proposed DHS systems maybe promising post treatment for UASB effluents.

Keywords: DOWNFLOW HANGING SPONGE / FUNGAL BIOFILM / BACTERIAL BIOFILM / TAPIOCA STARCH WASTEWATER / BIOFILM DENSITY

สารบัญ

หน้า

กิตติกรรมประกาศ	ก
บทคัดย่อ (ไทย)	ข
บทคัดย่อ (อังกฤษ)	ค
สารบัญ	จ
สารบัญตาราง	ฉ
สารบัญรูป	ช
คำอธิบายสัญลักษณ์	ณ

บทที่

1	บทนำ	1
1.1	ความสำคัญและที่มาของปัญหาการวิจัย	1
1.2	วัตถุประสงค์ของการวิจัย	2
1.3	ขอบเขตของการวิจัย	2
1.4	ข้อตกลงเบื้องต้น	3
1.5	ประโยชน์ที่ได้รับจากงานวิจัย	3
2	ปรีทัศน์วรรณกรรม	4
2.1	อุตสาหกรรมเป้่งมันสำปะหลัง	4
2.2	ลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเป้่งมันสำปะหลัง	4
2.3	ระบบบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมเป้่งมันสำปะหลัง	6
2.3.1	ระบบบำบัดน้ำเสียทางกายภาพและเคมี	6
2.3.2	ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ	7
2.3.3	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบหลายระบบร่วมกัน	11
2.4	ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS)	13
2.4.1	ชนิดของถังปฏิกรณ์ DHS	14

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.4.2	การศึกษาที่ผ่านมาของระบบ DHS	17
2.5	การเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบ DHS กับ การบำบัดน้ำเสียรูปแบบอื่น	19
2.6	การใช้เชื้อราในการบำบัดน้ำเสีย	23
2.6.1	การบำบัดตะกอน	23
2.6.2	การบำบัดสีที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย	24
2.6.3	ระบบบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหาร	25
3	วิธีดำเนินการวิจัย	26
3.1	สถานที่เก็บตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบ UASB	26
3.2	การเลี้ยงและปรับสภาพตะกอน	27
3.2.1	การเลี้ยงตะกอนเชื้อราและแบคทีเรีย	27
3.2.2	การปรับสภาพตะกอน	27
3.3	ระบบ Downflow Hanging Sponge	29
3.3.1	ตัวกลางฟองน้ำ	29
3.2.2	ถังปฏิกรณ์ BDHS และ FDHS	30
3.4	การศึกษาลักษณะทางจุลศาสตร์	31
3.5	การศึกษาผลกระทบเนื่องจากภาวะบรรทุกันที่รี	35
3.6	การศึกษาค่าคงที่ทางจุลศาสตร์	33
3.7	การศึกษาลักษณะของตะกอน	34
3.7.1	ความเข้มข้นของตะกอนในระบบ DHS	34
3.7.2	การจำแนกชนิดของจุลินทรีย์	34
3.7.3	รูปร่างของฟิล์มชีวภาพ	35
3.7.4	Extracellular Polymeric Substances (EPS)	35
3.8	แผนการศึกษา	36
3.9	วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษา	37

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

4	ผลการศึกษาและการวิเคราะห์ข้อมูล	37
4.1	ลักษณะทางศาสตร์ของระบบ DHS	37
4.2	ลักษณะของน้ำเสีย	39
4.3	ประสิทธิภาพการเติมอากาศของระบบ DHS	40
4.4	ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์	41
4.5	ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน	45
4.6	สัดส่วนสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากระบบ DHS	48
4.7	ผลกระทบของการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งต่อประสิทธิภาพ ของระบบ DHS	50
4.8	ค่าคงที่ทางจลศาสตร์	53
4.9	ลักษณะตะกอนในระบบ DHS	54
4.9.1	ความเข้มข้นของ volatile suspended solids	54
4.9.2	ความเข้มข้นของ extracellular polymeric substances (EPS)	54
4.9.3	ผลกระทบของค่า EPS ต่อค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ ในน้ำทิ้งจากระบบ DHS	56
4.9.4	การศึกษาโครงสร้างของเซลล์	56
4.10	การจำแนกจุลชีพในตะกอน DHS	58
4.10.1	จุลชีพในระบบ FDHS	58
4.10.2	จุลชีพในระบบ BDHS	61
4.11	การควบคุมปัญหาในการเดินระบบ DHS	64
4.11.1	ปัญหาเรื่องแมลงและหนอนในระบบ	64
4.11.2	ปัญหาเรื่องการอุดตันในชั้นกรอง	65
5	สรุปผลการศึกษา	66
4.1	สรุปผลการศึกษา	66
4.2	ข้อเสนอแนะ	67

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

บรรณานุกรม.....	68
ภาคผนวก ก	76
ภาคผนวก ข	78
ภาคผนวก ค	84
ภาคผนวก ง.....	107
ภาคผนวก จ.....	123
ภาคผนวก ฉ	127
ภาคผนวก ช	130
ประวัตินักวิจัย.....	139

สารบัญตาราง

หน้า

ตารางที่ 2.1	ลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเป้งมันสำปะหลัง	6
ตารางที่ 2.2	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนในอุตสาหกรรมเป้งมันสำปะหลัง	8
ตารางที่ 2.3	ลักษณะน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมเป้งมันสำปะหลัง	10
ตารางที่ 2.4	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนในอุตสาหกรรมเป้งมันสำปะหลัง	12
ตารางที่ 2.5	การเปรียบเทียบการเดินระบบ DHS กับระบบบำบัดอื่น ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน	20
ตารางที่ 2.6	คุณภาพน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียต่างๆ ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน	21
ตารางที่ 2.7	การเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายในการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย	22
ตารางที่ 3.1	พารามิเตอร์ควบคุมในขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อราและแบคทีเรีย	29
ตารางที่ 3.2	ลักษณะสมบัติของตัวกลางฟองน้ำ	29
ตารางที่ 3.3	พารามิเตอร์ควบคุมในระบบ DHS	33
ตารางที่ 3.4	พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์	34
ตารางที่ 3.5	พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์	36
ตารางที่ 4.1	ผลการศึกษาสารติดตามในระบบ DHS	37
ตารางที่ 4.2	ลักษณะน้ำทิ้งจากระบบ UASB	39
ตารางที่ 4.3	ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์และไนโตรเจนในระบบ DHS	42
ตารางที่ 4.4	ประสิทธิภาพของระบบ FDHS และ BDHS	43
ตารางที่ 4.5	ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของตะกอนในระบบ DHS	53
ตารางที่ 4.6	ความเข้มข้นของ VSS และ SS ในระบบ DHS	54
ตารางที่ 4.7	ความเข้มข้นของค่า Soluble EPS ในน้ำทิ้งจากระบบ DHS	56
ตารางที่ ข.1	ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางจลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 0.9 ชั่วโมง	70
ตารางที่ ข.2	ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางจลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 1.7 ชั่วโมง	80
ตารางที่ ข.3	ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางจลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 2.6 ชั่วโมง	81
ตารางที่ ข.4	ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางจลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 6.9 ชั่วโมง	82
ตารางที่ ข.5	ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางจลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 11.5 ชั่วโมง	83

สารบัญตาราง (ต่อ)

หน้า

ตารางที่ ค.1	ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ในช่วงศึกษาการเดินระบบระยะเวลา 522 วัน....	85
ตารางที่ ค.2	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ DHS (RUN I).....	92
ตารางที่ ค.3	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN I).....	93
ตารางที่ ค.4	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN I).....	94
ตารางที่ ค.5	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN I).....	95
ตารางที่ ค.6	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN I).....	96
ตารางที่ ค.7	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ DHS (RUN II)	97
ตารางที่ ค.8	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN II).....	98
ตารางที่ ค.9	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN II).....	99
ตารางที่ ค.10	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN I).....	100
ตารางที่ ค.11	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN I).....	101
ตารางที่ ค.12	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ DHS (RUN II)	102
ตารางที่ ค.13	ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN III)	103

สารบัญตาราง (ต่อ)

หน้า

ตารางที่ ค.14 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN III)	104
ตารางที่ ค.15 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN III)	105
ตารางที่ ค.16 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN I)	106
ตารางที่ ง.1 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ UASB บำบัดน้ำเสีย จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง (RUN I)	108
ตารางที่ ง.2 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN I)	109
ตารางที่ ง.3 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN I)	110
ตารางที่ ง.4 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN I)	111
ตารางที่ ง.4 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN I)	112
ตารางที่ ง.5 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ UASB บำบัดน้ำเสีย จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง (RUN II)	113
ตารางที่ ง.7 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN II)	114
ตารางที่ ง.8 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN II)	115
ตารางที่ ง.9 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN II)	116
ตารางที่ ง.10 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN II)	117

สารบัญตาราง (ต่อ)

หน้า

ตารางที่ ง.11	ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ UASB บำบัดน้ำเสีย จากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง (RUN III)	118
ตารางที่ ง.12	ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN III)	119
ตารางที่ ง.13	ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN III)	120
ตารางที่ ง.14	ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN III)	121
ตารางที่ ง.15	ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN III)	122
ตารางที่ จ.1	ผลการศึกษการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionation) ในระบบ BDHS (RUN I)	124
ตารางที่ จ.2	ผลการศึกษการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionation) ในระบบ FDHS (RUN I)	124
ตารางที่ จ.3	ผลการศึกษการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionation) ในระบบ BDHS (RUN II)	125
ตารางที่ จ.4	ผลการศึกษการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionation) ในระบบ FDHS (RUN II)	125
ตารางที่ จ.5	ผลการศึกษการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionation) ในระบบ BDHS (RUN III)	126
ตารางที่ จ.6	ผลการศึกษการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionation) ในระบบ FDHS (RUN III)	126
ตารางที่ ฉ.1	ผลการศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์ในระบบ BDHS	128
ตารางที่ ฉ.2	ผลการศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์ในระบบ FDHS	129
ตารางที่ ช.1	ผลการศึกษาค่า MLSS และ MLVSS ในระบบ DHS (RUN I)	131

สารบัญตาราง (ต่อ)

หน้า

ตารางที่ ข.2	ผลการศึกษาค่า MLSS และ MLVSS ในระบบ DHS (RUN II).....	132
ตารางที่ ข.3	ผลการศึกษาค่า MLSS และ MLVSS ในระบบ DHS (RUN III)	133
ตารางที่ ข.4	ผลการศึกษาความเข้มข้นของ EPS ในระบบ DHS (RUN I)	134
ตารางที่ ข.5	ผลการศึกษาความเข้มข้นของ EPS ในระบบ DHS (RUN II).....	135
ตารางที่ ข.5	ผลการศึกษาความเข้มข้นของ EPS ในระบบ DHS (RUN III).....	136

สารบัญรูป

หน้า

รูปที่ 2.1	ขั้นตอนการผลิตแ่งมันสำปะหลังและจุดกำเนิดน้ำเสียในกระบวนการผลิตแ่งมันสำปะหลัง.....	5
รูปที่ 2.2	แผนภาพจำลองระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาของ Hein et al (1999)	12
รูปที่ 2.3	แผนภาพจำลองระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาของ Mai et al (1999)	13
รูปที่ 2.4	แผนภาพระบบบำบัดน้ำเสียของบริษัท เจนเนอรัลสตาร์ช จำกัด และบริษัท สี่มาอินเตอร์โปรดักส์ จำกัด	13
รูปที่ 2.5	ระบบ DHS แบบ cube type.....	15
รูปที่ 2.6	ระบบ DHS แบบ curtain type	15
รูปที่ 2.7	ระบบ DHS แบบ trickling filter type	16
รูปที่ 2.8	ระบบ DHS แบบ random type	17
รูปที่ 2.9	ระบบ DHS แบบ closed type	17
รูปที่ 3.1	ลักษณะของถังปฏิกรณ์ UASB และจุดเก็บน้ำเสีย	26
รูปที่ 3.2	ขั้นตอนการเลี้ยงและการเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์เพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS	28
รูปที่ 3.2	ขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อราและแบคทีเรียในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS.....	28
รูปที่ 3.4	ลักษณะของตัวกลางฟองน้ำ	30
รูปที่ 3.5	การติดตั้งระบบ BDHS และ FDHS	30
รูปที่ 3.6	รูปแบบการเดินระบบ DHS ใน RUN I, RUN II และ RUN III	32
รูปที่ 3.7	การติดตั้งระบบ respirometer	33
รูปที่ 3.8	แผนการศึกษา.....	36
รูปที่ 4.1	ความเข้มข้นของสารติดตามในระบบ DHS ตามระยะเวลากักเก็บ	38
รูปที่ 4.2	C-curve แสดงแบบจำลองการกระจายใน closed vessel.....	38
รูปที่ 4.3	ประสิทธิภาพการเติมอากาศของระบบ DHS.....	40
รูปที่ 4.4	ประสิทธิภาพการกำจัด SCOD ของระบบ FDHS.....	42
รูปที่ 4.5	ประสิทธิภาพการกำจัด SCOD ของระบบ BDHS	43

สารบัญรูป (ต่อ)

หน้า

รูปที่ 4.6	ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ตามระดับความสูง ของระบบ BDHS และ FDHS	44
รูปที่ 4.7	ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนตามระดับความสูง ของระบบ BDHS	47
รูปที่ 4.8	สัดส่วนของสารอินทรีย์ในระบบ DHS	49
รูปที่ 4.9	ผลกระทบของการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS ต่อประสิทธิภาพการกำจัดค่า BOD	52
รูปที่ 4.10	ผลกระทบของการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS ต่อประสิทธิภาพการกำจัดค่าไนโตรเจนในระบบ BDHS	52
รูปที่ 4.11	ความเข้มข้นของ EPS ในตะกอนของระบบ BDHS และ FDHS	55
รูปที่ 4.12	ลักษณะยืดยาวของตะกอนในตัวกลางฟองน้ำ.....	57
รูปที่ 4.13	ลักษณะของเซลล์ในระบบ BDHS ภาพถ่ายด้วย SEM	57
รูปที่ 4.14	ลักษณะของเซลล์ในระบบ FDHS ภาพถ่ายด้วย SEM.....	58
รูปที่ 4.15	<i>Trichoderma</i> cultures	59
รูปที่ 4.16	<i>Aspergillus</i> cultures.....	60
รูปที่ 4.17	<i>Candida</i> cultures	61
รูปที่ 4.18	<i>Pseudomonas</i> cultures.....	62
รูปที่ 4.19	<i>Bacillus</i> cultures.....	63
รูปที่ 4.20	<i>Nitrosomonas</i> cultures.....	63
รูปที่ 4.21	<i>Nitrobacter</i> cultures	64

คำอธิบายสัญลักษณ์

DHS	Downflow Hanging Sponge
FDHS	Fungal Downflow Hanging Sponge
BDHS	Bacterial Downflow Hanging Sponge
TCOD	ค่าซีโอดีทั้งหมด
SCOD	ค่าซีโอดีละลายน้ำ
TBOD	ค่าบีโอดีทั้งหมด
SBOD	ค่าบีโอดีละลายน้ำ
UPCOD	ค่าซีโอดีแขวนลอยที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้
USCOD	ค่าซีโอดีละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้
BPCOD	ค่าค่าซีโอดีแขวนลอยที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้
BSCOD	ค่าค่าซีโอดีละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้
OLR	ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์
HLR	ค่าภาระบรรทุกทางพลศาสตร์
F/M ratio	อัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อจุลชีพ
MLSS	ค่าของแข็งแขวนลอยในระบบ
MLVSS	ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายในระบบ
EPS	Extracellular Polymeric Substances

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหาการวิจัย

ปัจจุบันระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) ได้รับความนิยมอย่างสูงในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังเนื่องจากเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ด้วยการะบรทุกอินทรีย์ (OLR) สูงๆ ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและเดินระบบต่ำ ประหยัดพื้นที่ในการก่อสร้างระบบ ตะกอนส่วนเกินจากระบบเกิดน้อย อีกทั้งมีผลพลอยได้จากการบำบัดน้ำเสีย เช่น พลังงานจากก๊าซชีวภาพ แต่อย่างไรก็ตามโดยทั่วไปแล้วระบบ UASB เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถกำจัดค่าซีโอดีได้ประมาณ 90-95% แต่ยังมีข้อจำกัดคือค่าซีโอดีที่เหลือในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังยังคงสูงกว่าที่มาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรมกำหนด (Amtaya, 1999; Annachhtre and Amtaya, 2000; Annachhtre and Amornkaew, 2001) และมีค่าแอมโมเนียในโตรเจนค่อนข้างสูงเนื่องจากกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) ซึ่งมีการเปลี่ยนสารอินทรีย์ในโตรเจนให้เป็นแอมโมเนียในโตรเจนในกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน ทำให้ต้องมีการบำบัดขั้นหลัง (post treatment) เพื่อบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังเพื่อกำจัดค่าซีโอดีและในโตรเจน

ระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS) เป็นระบบน้ำเสียทางชีวภาพขั้นหลังแบบใช้ออกซิเจนที่ถูกพัฒนาขึ้นโดยทีมนักวิจัยของ Nagaoka University of Technology ในประเทศญี่ปุ่นมานานกว่า 20 ปี เพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับระบบ UASB ซึ่งระบบ DHS เป็นระบบฟิล์มตรึงแบบใช้ออกซิเจน (aerobic biofilms) แต่ไม่ต้องการพลังงานเพื่อการเติมอากาศ โดยมีหลักการคล้ายกับ Trickling filter และมีฟองน้ำเป็นตัวกลาง (polyurethane foam media) มีช่องว่าง (void space) มากกว่า 90% และพื้นที่สัมผัสของตัวกลางฟองน้ำสูงถึง $2,400 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ทำให้เกิดการกักจุลินทรีย์ในระบบได้ปริมาณสูงถึง 34 gVSS/L-sponge และเวลาในการกักตะกอน (SRT) สูงถึงประมาณ 10-100 วันอีกด้วย การเติมอากาศของระบบ DHS เกิดเนื่องจากการที่น้ำไหลผ่านตัวกลางฟองน้ำที่ลอยอยู่ในอากาศทำให้น้ำเกิดการกระจายตัวของน้ำเสียทำให้มีพื้นที่ผิวสัมผัสของน้ำเสียนับอากาศเพิ่มมากขึ้นทำให้การถ่ายเทมวลของออกซิเจนเข้าสู่ น้ำเสียได้มากขึ้นตามไปด้วย การเติมอากาศจึงเกิดโดยไม่ต้องใช้พลังงาน (Tandurkar et. al., 2006a) ระบบ DHS มีลักษณะของพื้นที่การ

เกิดปฏิกิริยา 2 ลักษณะคือ (1) บริเวณที่มีออกซิเจน (aerobic zone) คือ ผิวสัมผัสด้านนอกของตัวกลางฟองน้ำและส่วนที่ลึกลงไปประมาณ 0.75 เซนติเมตร และ (2) บริเวณที่เป็นแบบกึ่งมีออกซิเจน (anoxic zone) คือ ส่วนที่ลึกจากผิวด้านนอกของตัวกลางมากกว่า 0.75 เซนติเมตรลงไปถึงจุดศูนย์กลางของตัวกลางฟองน้ำ ทำให้ระบบ DHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยแบคทีเรียในกลุ่ม aerobic heterotrops และสามารถกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการ Nitrification-Denitrification (Araki et. al., 1999) ระบบ UASB-DHS ได้รับการยืนยันด้วยการศึกษาจากหลายงานวิจัยว่าเป็นระบบบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนชั้นหลังระบบ UASB ที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียชุมชน (Agrawal et. al., 1997, Araki et. al., 1999, Chuang et. al., 2007, Machdar et. al., 1997, Machdar et. al., 2000, Tandurkar et. al., 2005, Tandurkar et. al., 2006a, Tandurkar et. al., 2006b, Tawfik et. al., 2006a, Tawfik et. al., 2006b) และการบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมฟอกย้อม (Ohashi et. al., 2006) แต่อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงกว่าในการบำบัดน้ำเสียชุมชนมากกว่า 5 เท่าตัว (มีค่าบีโอดีละลายน้ำประมาณ 200-500 mg/L) และมีการเปื้อนของแอมโมเนียไนโตรเจนสูงถึงประมาณ 63-270 mg-N/L (Racho and Wichitsathian, 2008) อีกทั้งในปัจจุบันยังขาดการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ DHS เพื่อเป็นระบบบำบัดชั้นหลังให้กับระบบ UASB เพื่อบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

- 1.2.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) ในการบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง
- 1.2.2 เพื่อศึกษาพารามิเตอร์ที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) ในการบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

- 1.3.1 ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) ที่ใช้ในการศึกษาเป็นถึงปฏิกรณ์ขนาดนำร่อง (pilot scale) ติดตั้ง ณ อาคารเครื่องมือ 4 (F4) มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

- 1.3.2 น้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาเป็นน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง โดยระบบ UASB ที่ใช้ในการศึกษาเป็นระบบบำบัดจริงติดตั้ง ณ บริษัท เจนเนอรัลสตาร์ช จำกัด อำเภอลำลูกเกด จังหวัดนครราชสีมา
- 1.3.3 ประสิทธิภาพของระบบ DHS ทำการศึกษาโดยศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดค่าบีโอดี ซีโอดี ในโตรเจน ลักษณะของตะกอน ค่าคงที่ทางจุลชีวศาสตร์ และระบุเชื้อจุลินทรีย์จำเพาะที่เด่นในระบบ DHS

1.4 ข้อตกลงเบื้องต้น

หลังจากดำเนินการศึกษาแล้วเสร็จผลการศึกษาดังกล่าวนำเผยแพร่ในการประชุมวิชาการระดับชาติหรือระดับนานาชาติ

1.5 ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย

- 1.5.1 การพัฒนาระบบการจัดการน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังรูปแบบใหม่ ซึ่งเป็นระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน ประหยัดพลังงานในการเติมอากาศ พื้นที่ในการก่อสร้างระบบน้อย ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและเดินระบบต่ำ และตะกอนส่วนเกินเกิดขึ้นน้อย ซึ่งเป็นองค์ประกอบหนึ่งหนึ่งในกลไกการพัฒนาการจัดการของเสียอุตสาหกรรมแบบยั่งยืน
- 1.5.2 การพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับระบบ UASB ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดทั้งสารอินทรีย์และไนโตรเจนด้วยขั้นตอนการบำบัดที่ไม่ซับซ้อน และไม่ต้องการบุคลากรที่มีความชำนาญสูงในการดูแลระบบ
- 1.5.3 การศึกษากลไกการทำงานของระบบ DHS และปัจจัยที่มีผลกระทบในการออกแบบและควบคุมระบบ DHS เพื่อให้เกิดความเข้าใจและการพัฒนาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนของระบบให้สูงขึ้น

บทที่ 2

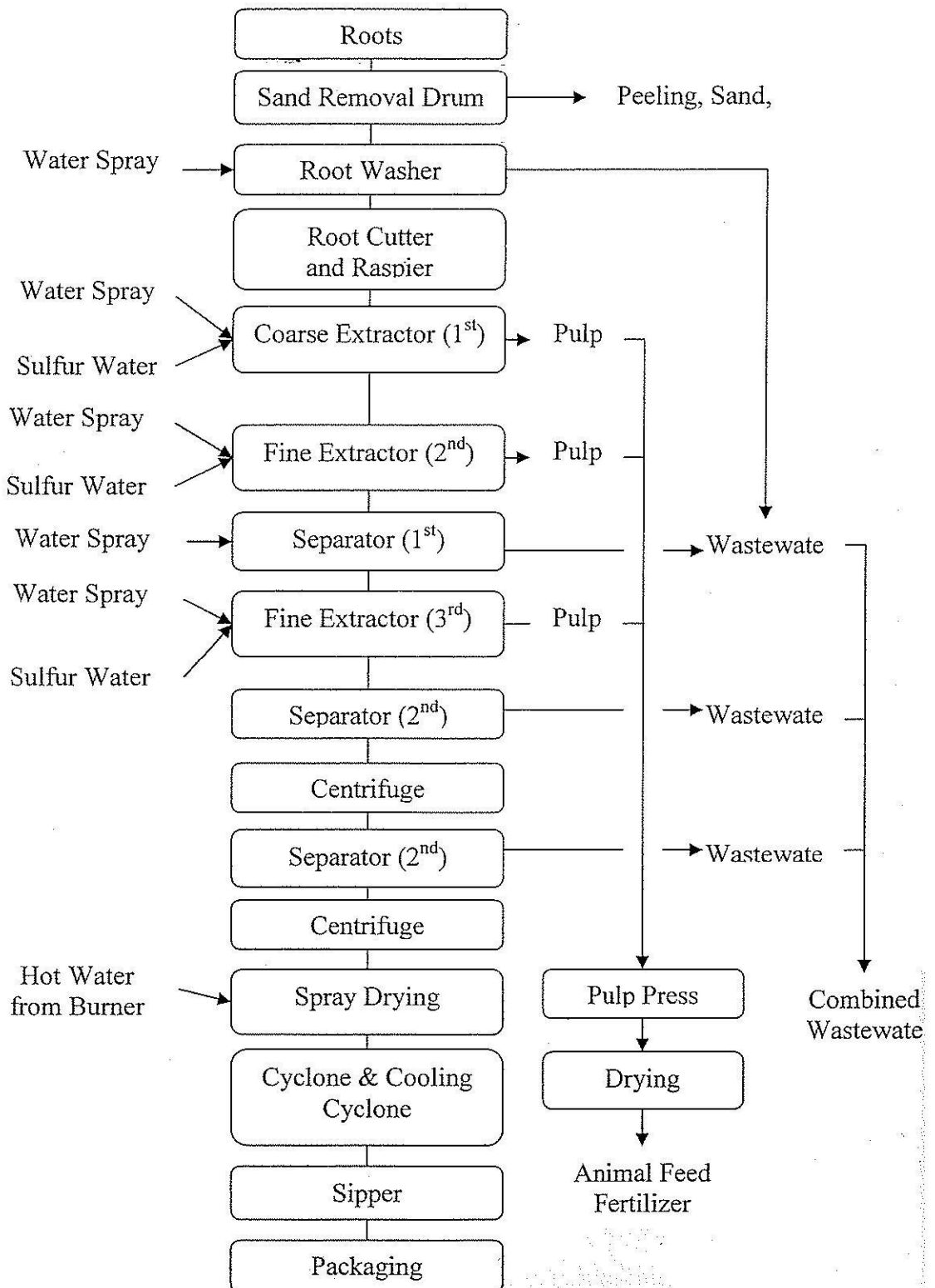
ปรีทัศน์วรรณกรรม

2.1 อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง เป็นอุตสาหกรรมเกษตรที่สำคัญของประเทศไทยให้เนื่องจากมันสำปะหลังเป็นพืชเศรษฐกิจหลักและหัวมันสำปะหลังสดซึ่งเป็นวัตถุดิบที่หาได้ภายในประเทศ อีกทั้งเป็นอุตสาหกรรมที่ตอบสนองนโยบายการพัฒนาพืชเศรษฐกิจของไทย ในปัจจุบันประเทศไทยมีโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังมากกว่า 60 โรงงาน โดยแป้งมันสำปะหลังที่ผลิตได้ประมาณร้อยละ 54 จะถูกส่งไปจำหน่ายยังต่างประเทศ ซึ่งในกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังมีการใช้น้ำค่อนข้างสูงประมาณ 30 ลูกบาศก์เมตรต่อตันแป้ง (Loha et. al., 2003) โดยน้ำเสียส่วนใหญ่จะเกิดในขั้นตอน wet processing ดังแสดงในแผนภาพในรูปที่ 2.1 โดยน้ำเสียรวมจะเป็นน้ำเสียจากการล้างหัวมันและกระบวนการหึ่งแยกเพื่อแยกแป้งออกจากน้ำ

2.2 ลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังเกิดจาก 2 กระบวนการหลัก คือ (1) ขั้นตอนการล้างหัวมัน น้ำเสียในขั้นตอนนี้มีสารปนเปื้อนส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปสารแขวนลอยสามารถนำมาผ่านกระบวนการตกตะกอนและนำกลับมาใช้ใหม่ได้ (2) น้ำเสียจาก extraction process ซึ่งมีสารอินทรีย์ปนเปื้อนสูงเนื่องจากการปนเปื้อนของน้ำแป้งดังคุณสมบัติที่แสดงในตารางที่ 2.1 ซึ่งพบว่านอกจากความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงแล้วยังพบความเข้มข้นของสารแขวนลอยความเป็นกรดสูง อีกทั้งพบการปนเปื้อนของไซยาไนด์อีกด้วย กระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพจึงเป็นวิธีที่มีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง เนื่องจากพบสัดส่วนของ $BOD/COD > 0.5$ ซึ่งในการศึกษาของ Deng et. al. (2006) ระบุว่าถ้าอัตราส่วน $BOD/COD > 0.45$ น้ำเสียเกิดย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี; $BOD/COD = 0.30-0.45$ เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างดี; $BOD/COD = 0.20-0.30$ เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ และถ้าน้อยกว่า 0.20 น้ำเสียนั้นไม่มีความเหมาะสมในการย่อยสลายทางชีวภาพ



รูปที่ 2.1 ขั้นตอนการผลิตแป้งมันสำปะหลังและจุตกำเนิดน้ำเสีย (Loha et. al., 2003)

ตารางที่ 2.1 ลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

Parameters/ Processes	Extraction step	Combined wastewater	Combined wastewater	Combined wastewater	Washing step	Extraction step
pH	3.4-3.7	3.8-4.5	4.1-4.3	-	5.1-5.6	4.3-5.6
TSS (g/L)	0.4-1.8	2.2-4.0	5.5-9.0	2.5-7.8	10.5-12.8	4.2-7.6
COD _i (g/L)	12.9-15.5	13.5-25.0	21.5-25.0	4.0-27.3	4.5-7.6	12.1-19.1
COD _f (g/L)	-	10.4-24.5	-	-	-	-
BOD ₅ (g/L)	9.9-12.9	-	13.0-16.0	2.4-13.7	-	-
TKN (mg/L)	259.0-462.0	85.0-250.0	85.0-180.0	59.6-297.9	-	-
Org-N (mg/L)	196.0-392	-	-	-	-	-
NH ₃ -N (mg/L)	63.0-77.0	-	-	-	67.0-85.0	161.0-187.0
Total P (mg/L)	39.0-73.0	-	50.0-85.0	41.0-235.0	-	-
Ortho-PO ₄	-	25.0-48.0	-	-	-	-
CN (mg/L)	30.1-35.6	10.0	-	-	-	4.5-6.7
BOD:COD	0.8	-	0.6	0.5	-	-
References	Mai et.al. (2004)	Annachhatre & Amatya (2000) and Annachhatre & Amornkeaw (2001)	Polprasert & Chatsanguthai (1988)	Reampim (2002)	Hein et.al. (1999)	

2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

ปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังประกอบด้วยกระบวนการบำบัดค่าสารแขวนลอยด้วยวิธีทางกายภาพและเคมีซึ่งใช้เป็นระบบบำบัดเบื้องต้น (pretreatments) ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (biological treatment) เป็นระบบบำบัดหลัก และระบบบำบัดด้วยวิธีธรรมชาติเป็นระบบบำบัดขั้นหลัง (post treatments) โดยมีหลายรูปแบบ เช่น anaerobic lagoon, anaerobic digestion, activated sludge และ stabilization pond เป็นต้น โดยมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

2.3.1 ระบบบำบัดทางกายภาพและเคมี (Physical and Chemical Treatments)

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันมีค่าสารแขวนลอยและคอลลอยด์ค่อนข้างสูง ทำให้ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ซึ่งในหลายการศึกษา (Lettinga and Hulshoff, 1991; Hein et. al., 1999; Annachhatre and Amatya, 2000; Annachhatre and

Amornkaew , 2001 และ Seejuhn, 2002) แนะนำให้มีกระบวนการตกตะกอนน้ำเสียเพื่อกำจัดค่า SS ก่อนนำเข้าสู่ระบบบำบัดทางชีวภาพ ตัวอย่างเช่นในการศึกษาของ Olivera et. al. (2001) ทำการบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการก่อก้อนและรวมตะกอน (coagulation-flocculation) แล้วทำการตกตะกอน (sedimentation) โดยการใช้เกลืออลูมิเนียม (aluminum salts) เป็นสารก่อก้อนพบว่าสามารถลดค่า COD จาก 14,000 mg/L เป็น 2,000 mg/L ก่อนนำไปบำบัดด้วยระบบ activated sludge ต่อไป จากผลการศึกษาของ Olivera et. al. (2001) แสดงให้เห็นว่าค่า COD ส่วนใหญ่ในน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังเป็นเป็นสารแขวนลอยและ/หรือสารคอลลอยด์

2.3.2 ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (Biological Treatments)

ระบบทางชีวภาพเป็นระบบบำบัดหลักในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ซึ่งมีทั้งระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนและระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนโดยมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

2.3.2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ได้รับความนิยมมากในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังเพราะสามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR) ได้สูง ประหยัดพลังงาน และมีก๊าซชีวภาพเป็นผลพลอยได้ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนจึงถูกนำมาใช้เป็นระบบบำบัดหลักในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง โดยมีตัวอย่างและประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแสดงดังตารางที่ 2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนในประเทศไทยในอดีตส่วนใหญ่เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อฝังไร้ออกซิเจน (anaerobic lagoon) ซึ่งค่อนข้างมีปัญหาเรื่องกลิ่นของ H_2S จากกระบวนการบำบัดน้ำเสีย จากการศึกษาของ Polprasert and Chatsaguthai (1989) ได้พบว่าค่า pH และ OLR เป็นปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดกลิ่นในระบบ anaerobic lagoon โดยการปรับเพิ่มค่า pH ของน้ำเสียให้มีค่าประมาณ 8 และลด OLR ลงให้เหลือประมาณ $0.25 \text{ kgCOD/m}^3\text{-d}$ สามารถลดกลิ่นได้แต่กลับทำให้ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและการใช้พื้นที่สูงขึ้น ซึ่งโดยปกติการใช้พื้นที่ของระบบ anaerobic lagoon ก็ค่อนข้างสูงอยู่แล้ว ซึ่งตามรายงานในการศึกษาของ Rajbhandari and Annachhatre (2004) พบว่าที่อัตราการใช้ของน้ำเสีย $5,000 \text{ m}^3/\text{d}$ ใช้พื้นที่สำหรับก่อสร้างบ่อ anaerobic ponds เท่ากับ 7.39 ha และพื้นที่สำหรับก่อสร้าง facultative ponds อีกประมาณ 29.11 ha และพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดค่า COD และ SS ได้ 90% อีกทั้งสามารถกำจัด cyanide ได้ 51%

ตารางที่ 2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

Treatments	OLR (kgCOD/m ³ -d)	HRT (d)	COD removal (%)	References
UASB	33.0-40.0	0.5	94.0-98.0	Hein et.al. (1999)
UASB	10.0-16.0	0.2	>95.0	Annachhtre and Amatya (2000)
UASB	28.6-42.7	0.3	84.3-90.2	Mai et.al. (2004)
AFF	2.0-10.0	2.0-4.0	70.0-80.0	Chaiprasert et.al. (2003)
AFF	2.3	3.0	88.9	Barana and Cereda (2000)
Anaerobic contactor	-	1.0-10.0	32.0-80.0	Reampim (2002)
Anaerobic pond	2.8	10.0	57.0	Polprasert and Chatsanguthai (1989)
Anaerobic attached growth waste stabilization pond	-	8.0	60.0-70.0	Rukvichitkul (2002)

และต่อมาในการศึกษาของ Rukvichitkul (2002) ได้ทำการศึกษาการใช้ตัวกลางเพื่อให้จุลชีพเกาะระบบบ่อฝังไร้อากาศ (anaerobic attached growth stabilization ponds) เพื่อลดการใช้พื้นที่ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อ พบว่าสามารถลดค่า HRT และพื้นที่ในการก่อสร้างบ่อบำบัดแบบไร้ออกซิเจนลงได้ถึง 50% แต่อย่างไรก็ตามการใช้พื้นที่ก็ยังคงจัดอยู่ในระดับที่ค่อนข้างสูง อีกทั้งในปัจจุบันชุมชนเมืองมีการขยายตัวมากขึ้น เกิดปัญหาเรื่องกลิ่นในระบบบ่อฝังส่งผลกระทบต่อชุมชนนำไปสู่การศึกษาเพื่อพัฒนาระบบ anaerobic lagoons ไปเป็นระบบ cover lagoons เพื่อลดกลิ่นรบกวนและเป็นการรวบรวมก๊าซชีวภาพมาใช้ในการผลิตพลังงาน บ่อหมักแบบ covered lagoon เป็นบ่อหมักก๊าซชีวภาพอีกรูปแบบหนึ่ง โครงสร้างบ่ออาจเป็นบ่อคอนกรีตหรือดินชุกก็ได้ ในกรณีที่เป็นบ่อดินชุก อาจปูแผ่นยางที่ใช้ปูสระเก็บน้ำมาปูทับ เพื่อไม่ให้เกิดการรั่วซึมของของเสียลงได้

ดิน คำนวณของบ่อคลุมด้วยพื้นพลาสติกขนาดใหญ่เพื่อรวบรวมก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นก่อนนำก๊าซไปใช้ประโยชน์ และเพื่อป้องกันไม่ให้กลิ่นแพร่กระจายออกไป ระบบนี้สามารถดัดแปลงจากระบบบ่อฝังจึงไม่จำเป็นต้องสร้างบ่อใหม่

แต่อย่างไรก็ตามการพัฒนารูปแบบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนในปัจจุบันส่วนใหญ่ให้ความสนใจเกี่ยวกับกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยที่สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง (high rate anaerobic reactors) เพื่อบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง เนื่องจากใช้พื้นที่ในการบำบัดน้อย เกิดตะกอนส่วนเกินน้อย และสามารถเก็บรวบรวมก๊าซชีวภาพซึ่งเป็นพลังงานทดแทนได้ง่าย โดยมีตัวอย่างของการศึกษาที่ผ่านมาดังต่อไปนี้

- Barana and Cerrada (2000) ทำการศึกษาระบบ anaerobic biological digester แบบ 2 เฟสโดยเฟสที่ 1 คือ acidogenic fermentation เป็นการหมักแบบกะ (batch process) เฟสที่ 2 เป็น methanogenic fermentation เป็นระบบ up-flow anaerobic fixed bed reactor โดยใช้ท่อ PVC ตัดขนาดยาว 3 เซนติเมตร $\times$ เส้นผ่านศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร ซึ่งทำการศึกษาประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยการแปรเปลี่ยนค่า OLR ของการเดินระบบให้อยู่ในช่วง 0.33-8.48 gCOD/L-d พบประสิทธิภาพของก๊าซชีวภาพสูงสุดที่ค่า OLR 0.33 gCOD/L-d โดยมีอัตราส่วนของมีเทน 80.9% และประสิทธิภาพของก๊าซชีวภาพต่ำสุดที่ค่า OLR 8.48 gCOD/L-d โดยมีอัตราส่วนของมีเทน 56.8% ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดค่า COD สูงสุดที่ค่า OLR 2.25 gCOD/L-d เท่ากับ 80.9% และประสิทธิภาพการกำจัดค่า COD ต่ำสุดที่ค่า OLR 8.48 gCOD/L-d เท่ากับ 54.95%

- Chaiprasert et. al. (2003) ทำการศึกษาระบบ anaerobic fixed film (AFF) reactor เพื่อบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง การศึกษาทำการเดินระบบด้วยค่า OLR 2-10 kgCOD/m³-d หรือ HRT 2-4 วัน พบประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพเท่ากับ 0.4-0.5 m³/kgCOD_{removed} ซึ่งประกอบด้วยมีเทน 60-70% แต่อย่างไรก็ตาม fixed film process เป็นระบบที่ต้องใช้ระยะเวลาในการ start up ระบบค่อนข้างนาน

- Roh et. al. (2006) ทำการศึกษาระบบ anaerobic digester membrane โดยใช้ hallow fiber membrane เป็นเมมเบรนแบบจมน (immersed membrane) เพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีสารปนเปื้อนหลักเป็นแป้ง เดินระบบด้วยระยะเวลาพักเก็บ (HRT) 1.5-10 วัน พบประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ระหว่าง 80-95% ขึ้นกับค่า HRT พบอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเท่ากับ 0.74 m³/kgCOD_{removed} แต่อย่างไรก็ตามราคาก่อสร้างระบบ anaerobic digester membrane ค่อนข้างสูง

จากการพัฒนาระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนในหลายรูปแบบ พบว่าระบบ up-flow sludge blanket (UASB) เป็นกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยไม่ใช้ออกซิเจนที่รองรับ OLR ได้สูงที่สุดที่ได้รับความนิยมมากที่สุดในประเทศไทยเนื่องจาก (1) ไม่ต้องมีตัวกลางในถังปฏิกรณ์ (2) ระยะเวลา

ในการเริ่มเดินระบบขึ้น และ (3) ไม่ต้องมีการไหลวนกลับน้ำเสีย (recirculation) เหมือนในระบบ fluidized bed reactors โดยในหลายการศึกษาพบว่าระบบ UASB สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ถึง 95% ที่ค่า OLR 10-16 kgCOD/m³-d และมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพประมาณ 5-8 m³/m³-d และพบประสิทธิภาพในการกำจัดไซยาไนด์ได้ถึง 93-98% (Annachhatre and Amatya, 2000; Annachhatre and Amornkaew, 2001; Hein et. al, 1999; Mai et. al, 2004) โดยคุณภาพน้ำทิ้งจากระบบ UASB แสดงดังตารางที่ 2.3 ในการศึกษาของ Mai et. al (2004) ค่า COD ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ประมาณ 1,005-2,627 mg/L สัดส่วนค่า COD:N:P เท่ากับ 100:4:2 ซึ่งพบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในการศึกษาของ Mai et. al. (2004) ค่อนข้างต่ำและแตกต่างกับน้ำทิ้งจากระบบ UASB ซึ่งทำการเดินระบบจริงของบริษัท เจเนอรัลสตาร์ช จำกัดและบริษัท สีม่าอินเตอร์โปรดักส์ จำกัด ในจังหวัดนครราชสีมา พบสัดส่วนค่า COD:N:P เท่ากับ 100:49:1.3 และ 100:25:0.9 ตามลำดับ (ตารางที่ 2.3) จึงทำให้ระบบบำบัดขั้นหลังระบบ UASB จึงต้องมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน โดยเมื่อพิจารณาความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการ nitrification-denitrification ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบว่าจะเกิดสถานะขาดแคลนสารอินทรีย์เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนในกระบวนการ denitrification ซึ่งในการศึกษา Grady et. al. (1999) ระบุว่า BOD/TKN <2.5, BOD/NH₃ <4 และ BOD/TKN <5 แสดงว่าระบบต้องการแหล่งคาร์บอนจากภายนอกซึ่งทำให้ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบเพิ่มขึ้นอีกด้วย

ตารางที่ 2.3 ลักษณะน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

Parameters/ References	Mai et.al. (2004)	Sima-Inter Products Co.,Ltd.	General Starch Co.,Ltd.
pH	7.8-8.3	7.3-7.7	7.2-7.5
TSS (mg/L)	120-320	500-1,000	300-500
COD _i (mg/L)	1,005-2,627	734-1,006	250-550
BOD ₅ (mg/L)	-	-	125-295
TKN (mg/L)	57-95	200-250	141-250
Org-N (mg/L)	15-31	5-7	5-11
NH ₃ -N (mg/L)	36-68	195-243	130-245
Total P (mg/L)	12-60	7.5	5.2
COD/TKN	25	4	2
COD:N:P	100:4:2	100:25:0.9	100:49:1.3

2.3.2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนเพื่อบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังนิยมใช้เป็นระบบบำบัดขั้นหลัง (post treatments) ให้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน เนื่องด้วยความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังสูงมาก การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจนเพียงอย่างเดียวจึงสิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการเติมอากาศสูง แต่อย่างไรก็ตามระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนมีความเหมาะสมในการเป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมีข้อจำกัดในการบำบัดสารอินทรีย์โดยน้ำเสียที่ออกจากระบบยังมีค่าอินทรีย์สูงกว่ามาตรฐาน อีกทั้งมีค่าแอมโมเนียในโตรเจนสูงจากกระบวนการ ammonification เพื่อย่อยสลาย organic nitrogen ในสถานะไร้ออกซิเจน ตัวอย่างการศึกษาที่ผ่านมาของระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนเพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังในอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง เช่น การศึกษาของ Hein et. al. (1999) ทำการบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยระบบเติมอากาศร่วมกับระบบฟิล์มชีวภาพแบบจมพบประสิทธิภาพในการกำจัดค่า COD มากกว่า 85% โดยลดค่า COD จากค่าเริ่มต้น 500-400 mg/L เป็นน้อยกว่า 87 mg/L ที่ค่า HRT เท่ากับ 10 ชั่วโมง และ SRT เท่ากับ 10 วัน การศึกษาของ Oliveira et. al. (1999) ทำการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยระบบ activated sludge โดยมีระบบก่อนหน้าคือระบบ flocculation และ sedimentation พบประสิทธิภาพการกำจัดค่า COD จาก 2,000 mg/L เหลือประมาณ 140-220 mg/L คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดค่า COD ประมาณ 89-93% และประสิทธิภาพในการกำจัดไซยาไนด์ประมาณ 95-99% อีกทั้งไม่พบ fecal และ total coliforms หลังกระบวนการ flocculation และ sedimentation และการศึกษาของ Mai et. al. (2004) ซึ่งทำการศึกษาดังปฏิกรณ์แบบเติมอากาศ (aerated reactor) เริ่มเดินระบบด้วย OLR เท่ากับ 0.5 kgCOD/m³-d และค่า F/M ratio เท่ากับ 0.3-0.4 โดยใช้ตะกอนจากถัง septic เป็นตะกอนเริ่มต้น และทำการเพิ่มค่า OLR ขึ้นตามลำดับจนถึง 2.1 kgCOD/m³-d พบประสิทธิภาพในการกำจัดค่าซีโอดีประมาณ 93-95% ดังแสดงในตารางที่ 2.4

2.3.3 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบหลายระบบร่วมกัน (Combined Treatments)

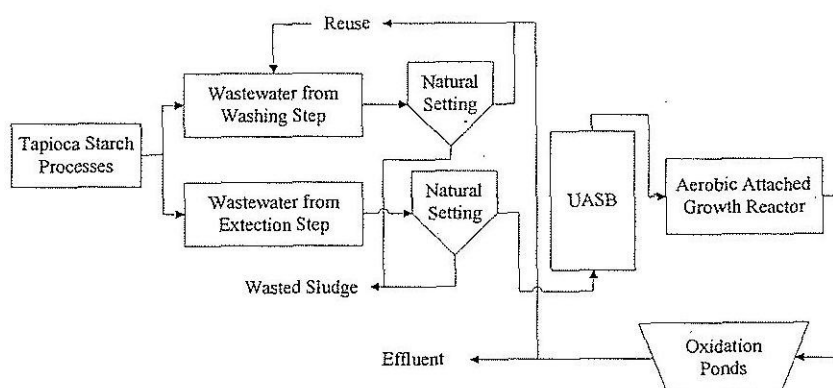
น้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง ทำให้การใช้ระบบบำบัดเพียงระบบเดียวไม่เพียงพอที่จะลดค่า COD ในน้ำเสียให้ต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรมได้ ในการศึกษาของ Hein et. al. (1999) จึงได้จำลองระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังขนาดใหญ่ให้มีขนาดทดลองในห้องปฏิบัติการ (laboratory scale) ดังแสดงตามแผนภาพในรูปที่ 2.2 ประกอบด้วยระบบตกตะกอนเบื้องต้น ระบบ UASB และเติมอากาศแบบฟิล์มตรึงแบบจมพบว่าสามารถกำจัดค่า COD จากค่าเริ่มต้น 11,077-19,083 mg/L ให้มีค่า

ต่ำกว่า 87 mg/L ในน้ำทิ้งจากถังเติมอากาศ และน้ำทิ้งจากถังเติมอากาศจะพักเพื่อปรับสภาพในระบบ oxidation ponds เป็นระยะเวลา 12-20 วัน แล้วจึงนำกลับไปใช้ในเป็นน้ำใช้ในการเกษตร

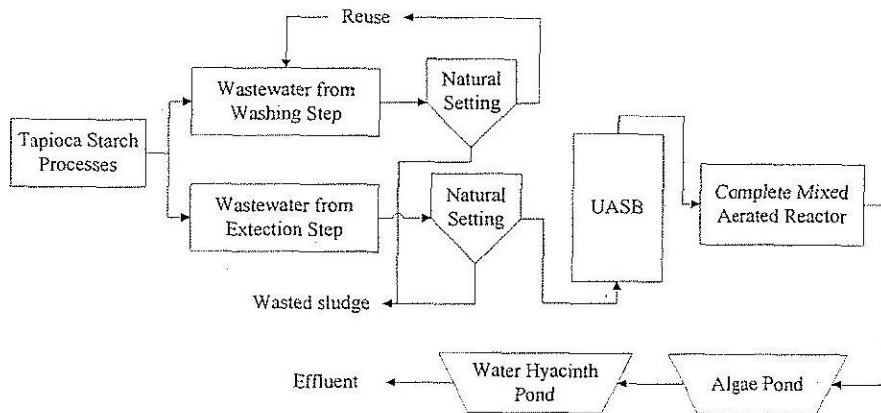
ตารางที่ 2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง

Treatments	OLR (kgCOD/m ³ -d)	HRT (d)	COD removal (%)	References
Activated sludge	0.5-1.4	1.4-4.2	>90	Oliverira et.al. (2001)
Attached growth reactor	1-1.4	0.5	83-87	Hein et.al. (1999)
Aerated pond	2.1	0.5	93-97	Mai et.al. (2004)

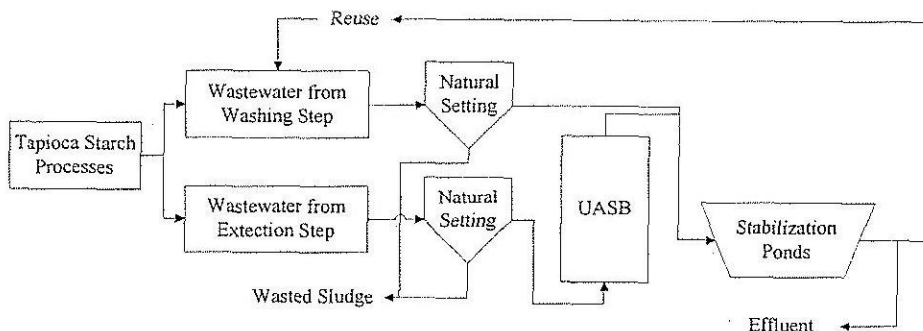
การศึกษาของ Mai et. al. (2004) แสดงผังรูปที่ 2.4 ประกอบด้วยระบบ upflow anaerobic process (UAF) เพื่อเป็นระบบบำบัดเบื้องต้นในการกำจัดค่าสารแขวนลอยก่อนจะเข้าสู่ระบบ UASB ตามด้วยระบบเติมอากาศและระบบบ่อเสถียรกับการศึกษาของ Hein et. al. (1999) และจากการสำรวจโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังในจังหวัดนครราชสีมาจำนวน 2 โรงงานได้แก่ บริษัท เจเนอรัลสตาร์ช จำกัดและบริษัท สีมานีเตอร์โปรดักส์ จำกัดดังแสดงในรูปที่ 2.4 ประกอบด้วยระบบตกตะกอน ระบบ UASB และระบบบ่อบำบัดตามลำดับ จากการศึกษาข้อมูลในการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าการบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยส่วนใหญ่ในประเทศไทยยังคงเป็นระบบบำบัดที่ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบสูงและรองรับค่า OLR ได้ต่ำ (slow rate wastewater treatments)



รูปที่ 2.2 แผนภาพการจำลองระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาของ Hein et.al. (1999)



รูปที่ 2.3 แผนภาพการจำลองระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาของ Mai et.al. (2004)



รูปที่ 2.4 แผนภาพระบบบำบัดน้ำเสียของบริษัท เจเนอรัลสตาร์ช จำกัด
และบริษัท สยามอินเตอร์โปรดักส์ จำกัด

2.4 ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS)

ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ทำการศึกษาเพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับระบบ UASB โดยการพัฒนาของกลุ่มนักวิจัยชาวญี่ปุ่นแห่ง Nagaoka University of Technology มานานกว่า 20 ปี ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน (Agrawal et. al., 1997; Araki et. al., 1999; Chuang et. al., 2007; Machdar et. al., 1997; Machdar et. al., 2000; Tandurkar et. al., 2005; Tandurkar et. al., 2006a; Tawfik et. al., 2006a; Tawfik et. al., 2006b) และในอุตสาหกรรมฟอกย้อม (Ohashi et. al., 2006) ระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS) เป็นระบบน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน ที่ไม่ต้องการพลังงานเพื่อการเติมอากาศมีหลักการคล้ายกับ Trickling filter แต่ใช้ฟองน้ำเป็นตัวกลางในชั้นกรอง (Polyurethane foam media) ซึ่งตัวกลางฟองน้ำมีช่องว่าง (void space) มากกว่า 90% ทำให้สามารถกักจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้มากกว่าตัวกลาง

ในระบบ Trickling filter ทั่วไป และสามารถย่อยตะกอนส่วนเกินในระบบได้เป็นอย่างดีทำให้ระยะเวลาในการกักตะกอน (SRT) ค่อนข้างนาน การเติมอากาศของระบบ DHS เกิดจากการที่น้ำไหลผ่านตัวกลางฟองน้ำซึ่งลอยอยู่ในอากาศ ทำให้น้ำเกิดกระบวนการกระจายตัวและมีการถ่ายเทมวลของออกซิเจนลงสู่ น้ำได้ จึงทำให้เกิดการเติมอากาศโดยไม่ต้องใช้พลังงาน (Tandurkar, 2006a) ระบบ DHS มีพื้นที่การเกิดปฏิกิริยา 2 บริเวณคือ (i) บริเวณที่มีออกซิเจน (aerobic zone) คือด้านบนของตัวฟองน้ำและส่วนที่ลึกลงไปประมาณ 0.75 เซนติเมตร เป็นบริเวณที่แบคทีเรียกลุ่ม aerobic heterotrophs สามารถเจริญเติบโตได้ในบริเวณนี้และ (ii) บริเวณที่เป็นแบบกึ่งมีออกซิเจน (anoxic zone) คือบริเวณที่ลึกลงจากผิวด้านบนของตัวกลางมากกว่า 0.75 เซนติเมตร เป็นบริเวณที่ facultative bacteria สามารถเจริญเติบโตได้ดีและสามารถกำจัดไนโตรเจนและไนเตรทในกระบวนการ denitrification จึงทำให้ระบบ DHS มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนด้วยกระบวนการ Nitrification-Denitrification (Araki et. al., 1999)

2.4.1 ชนิดของถังปฏิกรณ์ DHS

ระบบ DHS มีการศึกษาและพัฒนารูปแบบของถังปฏิกรณ์ DHS เพื่อให้เกิดการพัฒนาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน โดยจากการศึกษาที่ผ่านพบการพัฒนา รูปแบบของระบบ DHS ดังรายละเอียดต่อไปนี้

2.4.1.1 Cube Type Reactor

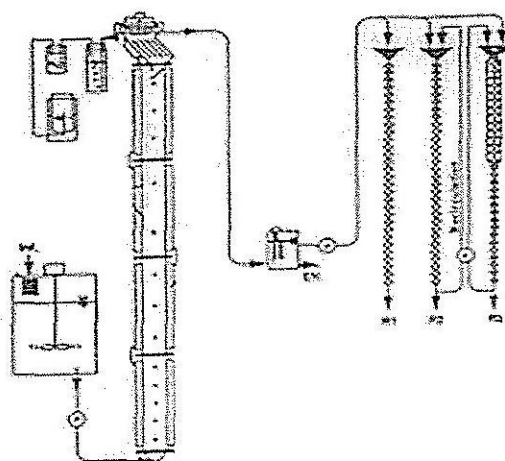
การศึกษาของระบบ DHS รูปแบบแรก คือ cube type reactor โดย Agrawal et. al. (1997) เป็นการศึกษาในรูปแบบของ laboratory scale ตัวกลางฟองน้ำรูปทรงลูกบาศก์ขนาด $1.5 \times 1.5 \times 1.5$ เซนติเมตรห้อยติดกันเป็นมุมทแยงตามแนวตั้งดังแสดงในรูปที่ 2.5

2.4.1.2 Curtain Type Reactor

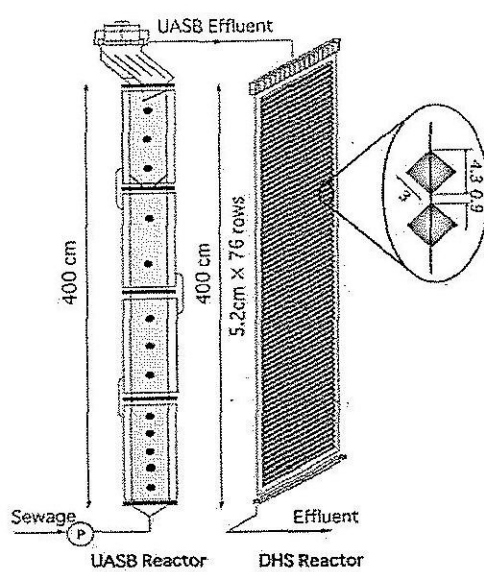
ถังปฏิกรณ์ DHS ชนิดที่สอง คือ curtain type มีลักษณะคล้ายผ้า幔หรือมู่ลี่ซึ่งทำการศึกษาโดย Mechdar et. al. (2000) และ Tandukar et. al. (2006a) ตัวกลางฟองน้ำมีรูปร่างแบบปริซึมสี่เหลี่ยมขนาด $3 \times 3 \times 75$ เซนติเมตรห้อยติดกันเป็นมุมทแยงตามแนวตั้งดังแสดงในรูปที่ 2.6 ถังปฏิกรณ์แบบ curtain type มีระบบที่ก่อสร้างจริงในประเทศอินเดียภายใต้การดูแลของ Yamuna Action Plan (Tandukar et. al., 2006a)

2.4.1.3 Trickling Filter Type Reactor

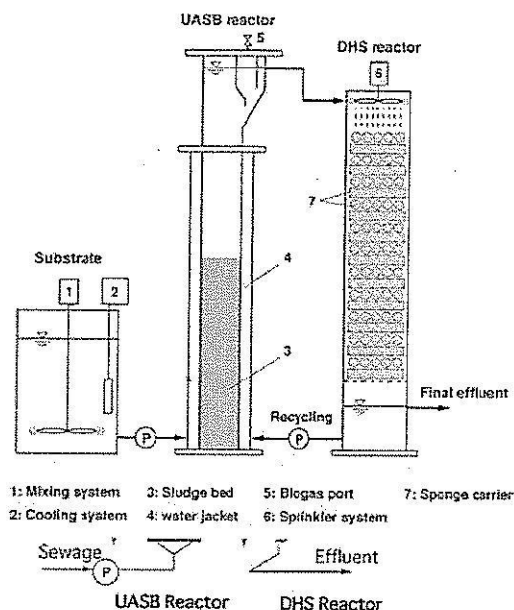
ถังปฏิกรณ์ DHS ชนิดที่สองคือ trickling filter type reactor มีลักษณะคล้าย trickling filter ซึ่งทำการศึกษาโดย Tandukar et. al. (2005) และ Tandukar et. al. (2006b) ใช้ตัวกลางฟองน้ำแบบเส้นขนาด $2.5 \times 2.5 \times 50$ เซนติเมตร วางสานสลับกันในแต่ละชั้นดังแสดงในรูปที่ 2.7



รูปที่ 2.5 ระบบ DHS แบบ cube type



รูปที่ 2.6 ระบบ DHS แบบ curtain type



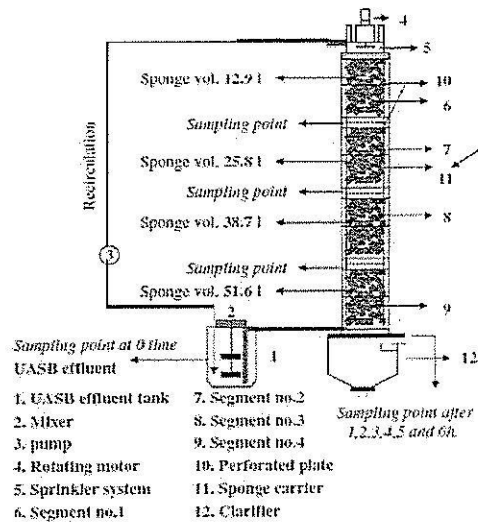
รูปที่ 2.7 ระบบ DHS แบบ trickling filter type

2.4.1.4 Random Type Reactor

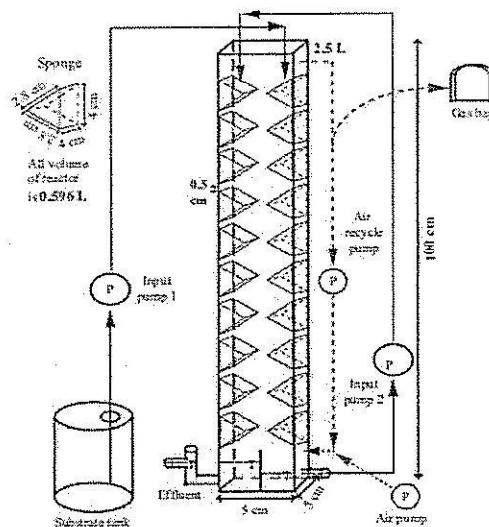
ระบบ DHS แบบ random type ถูกออกแบบขึ้นเพื่อให้ง่ายในการก่อสร้างระบบ และเหมาะสมกับการใช้งานจริงมากขึ้น ในการศึกษาของ Tawfik et. al. (2006a) และ Tawfik et. al. (2006b) ใช้ตัวกลางฟองน้ำมีรูปทรงกระบอกยาว 2.4 เซนติเมตร $\times$ เส้นผ่านศูนย์กลาง 2.2 เซนติเมตรและมีตาข่ายพลาสติกวัสดุเป็น polypropylene หุ้มเพื่อสร้างความแข็งแรงและป้องกันการยุบตัวของฟองน้ำ ตัวกลางฟองน้ำถูกบรรจุในถังปฏิกรณ์ DHS แบบเติมปกติเหมือนกับตัวกลางใน biofilter ทว่าไปทำให้เกิดการกระจายตัวกลางโดยการวางเรียงสลับด้านแบบสุ่ม (random type) ในถังปฏิกรณ์ DHS ดังแสดงในรูปที่ 2.8

2.4.1.5 Closed DHS Reactor

ระบบ DHS แบบ closed type ถูกสร้างขึ้นโดยมีวัตถุประสงค์เพื่อให้เกิดกระบวนการ partial nitrification ในระบบ DHS เป็นระบบปิดและมีการใช้พลังงานในการเติมอากาศจากภายนอกแบบกะเพื่อให้เกิดสภาวะ aerobic แบบไม่สมบูรณ์และเกิดปฏิกิริยา nitrification บางส่วนได้สารผลิตภัณฑ์คือไนไตรท์เพื่อเป็นสารตั้งต้นร่วมกับแอมโมเนียในกระบวนการ anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) ตัวกลางฟองน้ำรูปทรงปริซึมสามเหลี่ยมขนาด $2.8 \times 2.8 \times 4$ เซนติเมตรติดตั้งระบบแสดงดังรูปที่ 2.9



รูปที่ 2.8 ระบบ DHS แบบ random type



รูปที่ 2.9 ระบบ DHS แบบ closed type

2.4.2 การศึกษาที่ผ่านมาของระบบ DHS

จากการศึกษาและพัฒนาประสิทธิภาพของระบบ DHS มานานกว่า 20 ปี พบประสิทธิภาพและสถานะควบคุมในการเดินระบบ (operating conditions) โดยสรุปแสดงในตารางที่ 2.5 ซึ่งการศึกษาแรกของระบบ DHS คือชนิด cube type reactor โดย Machdar et. al. (1997) เป็นการศึกษาใน laboratory scale ทำการเดินระบบเป็นระยะเวลา 6 เดือนเพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าระบบ

UASB-DHS มีประสิทธิภาพการกำจัด TCOD 94% และ SCOD 81% ส่วนค่า SS และ TBOD ได้เกือบ 100 % ที่ระยะเวลาพักเก็บของทั้งสองระบบรวมเท่ากับ 8.3 ชั่วโมง (UASB 7 ชั่วโมง; DHS 1.3 ชั่วโมง) และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน 73-78% ด้วยกระบวนการ nitrification จากความสำเร็จในการศึกษาของ Mechdar et. al. (1997) ทำให้ระบบ DHS ได้รับความสนใจในการพัฒนาให้เป็นระบบบำบัดน้ำเสียขั้นหลังให้กับระบบ UASB เพื่อกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน อีกทั้งในการศึกษาของ Araki et. al. (1999) ทำการศึกษาเพื่อยืนยันประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยการประยุกต์ใช้เทคนิค Fluorescence In-Situ Hybridization (FISH) เพื่อศึกษาอัตราส่วน *Nitrosomonas* และ *Nitrobacter* กับเซลล์ทั้งหมด พบสัดส่วนของ *Nitrosomonas* และ *Nitrobacter* เท่ากับ 1.40% และ 0.18% ตามลำดับ ซึ่งการตรวจพบความเข้มข้นของเซลล์ nitrifying bacteria เป็นการยืนยันถึงความสามารถและกลไกในการออกซิไดซ์แอมโมเนียและออกซิไดซ์ไนโตรเจนในระบบ DHS ว่าเกิดเนื่องจากปฏิกิริยา nitrification

ในยุคที่สองของการศึกษาเป็นการพัฒนาระบบ DHS คือชนิด curtain type ในการศึกษาของ Mechadar et. al. (2000) เป็นการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ DHS โดยการเดินระบบเป็นระยะเวลา 550 วันพบว่าระบบ UASB-DHS มีประสิทธิภาพในการกำจัด TBOD, TCOD และ SS จากน้ำเสียชุมชนเท่ากับ 94-97%, 81-84% และ 63-79% ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนเท่ากับ 52-61% ที่ระยะเวลาพักเก็บรวมเท่ากับ 8 ชั่วโมง (UASB 6 ชั่วโมง; DHS 2 ชั่วโมง) แต่อย่างไรก็ตามพบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเพียง 25-31% เท่านั้น ซึ่งอาจเนื่องมาจากเกิดการขาดแคลนสารอินทรีย์ในกระบวนการ denitrification ในการศึกษาของ Uemura et. al. (2002) ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดจุลินทรีย์ที่เป็นเชื้อโรค (pathogenic removal) พบว่าน้ำทิ้งจากระบบ DHS มีค่า total coliphages, RNA coliphages และ fecal coliforms เท่ากับ 2.01 log, 2.02 log และ 2.57 log ตามลำดับ และในการศึกษาของ Tandukar et. al. (2006a) ทำการศึกษาโดยการเดินระบบ DHS ชนิด curtain type เป็นระยะเวลานานถึง 3.5 ปี ด้วยการแปรเปลี่ยนค่าภาระบรรทุกอินทรีย์เป็น 3 ช่วงตามระยะเวลาโดยในทุกช่วงการศึกษพบประสิทธิภาพการกำจัด TCOD 80%, TBOD 95% และ SS 70% และค่าออกซิเจนละลายน้ำในน้ำทิ้งจากระบบ DHS ประมาณ 5-7 mg/L อีกทั้งในการศึกษาของ Tandukar et. al. (2006a) ทำการศึกษาผลกระทบของการเพิ่มค่า OLR และภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์ (HLR) แบบเฉียบพลันต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนในระบบ DHS พบว่าประสิทธิภาพการเกิด nitrification ลดลงเมื่อมีการเพิ่ม OLR และ HLR แบบเฉียบพลัน แต่อย่างไรก็ตามเมื่อการเดินระบบเข้าสู่สภาวะปกติประสิทธิภาพของระบบ DHS ก็กลับคืนอย่างรวดเร็วเช่นกัน

ในยุคที่ 3 ของการศึกษาที่เกี่ยวข้องกับระบบคือ DHS ชนิด trickling type ทำการศึกษาโดย Tandurka et. al. (2005) และ Tandurka et. al. (2006b) ทำการเดินระบบด้วยระยะเวลาในการกักเก็บของระบบ UASB-DHS เท่ากับ 8 ชั่วโมง (UASB 6 ชั่วโมง; DHS 2 ชั่วโมง) โดยระบบ UASB รองรับ OLR เท่ากับ $2.15 \text{ kgCOD/m}^3\text{-d}$ และระบบ DHS รองรับ OLR $2.35 \text{ kgCOD/m}^3\text{-d}$ พบประสิทธิภาพการกำจัด TCOD, TBOD และการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเท่ากับ 91%, 96% และ 28% ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS ชนิด trickling filter ค่อนข้างต่ำกว่าระบบ DHS ชนิดอื่น

ในยุคที่ 4 ของการศึกษาที่เกี่ยวข้องกับระบบ DHS เป็นระบบ DHS ชนิด random type ซึ่งทำการศึกษาโดย Tawfik et. al. (2006a) และ Tawfik et. al. (2006b) ทำการเดินระบบเป็นระยะเวลา 6 เดือนด้วยระยะเวลาในการกักเก็บของระบบ UASB-DHS เท่ากับ 10.7 ชั่วโมง (UASB 8 ชั่วโมง; DHS 2.7 ชั่วโมง) SRT 88 วัน พบประสิทธิภาพการกำจัด TCOD, TBOD และ TKN เท่ากับ 90%, 98% และ 77% ตามลำดับ ในการศึกษาของ Tawfik et. al. (2006a) ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ DHS แยกเป็น segment 1, 2, 3, 4 ตามลำดับ พบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เกิดใน segment 1 แต่ไม่พบการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันใน segment 1 เนื่องจากยังมีสารอินทรีย์อยู่ในปริมาณสูงทำให้ heterotroph bacteria เจริญเติบโตได้ดีจึงเกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของ nitrifying bacteria แต่อย่างไรก็ตามใน segment 2, 3, 4 สามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้เนื่องจากการลดลงของสารอินทรีย์ใน segment 3 ดังกล่าว

ในยุคที่ 5 ของการศึกษาที่เกี่ยวข้องกับระบบ DHS เป็นการศึกษาในระบบ DHS ชนิด closed type ทำการศึกษาโดย Chuang et. al. (2005) ในการศึกษาที่มีความต้องการให้เกิดกระบวนการ partial nitrification ขึ้นในระบบ DHS จึงเป็นระบบแบบปิดและมีการใช้พลังงานในการเติมอากาศแบบกะเพื่อให้เกิดไนโตรทในกระบวนการไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์เพื่อเป็นสารตั้งต้นในกระบวนการ anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX)

2.5 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบ DHS กับระบบบำบัดขั้นหลังรูปแบบอื่น

การทบทวนวรรณกรรมในส่วนนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อหาระบบบำบัดขั้นหลังที่มีความเหมาะสมในการเป็นระบบบำบัดขั้นหลัง (Post Treatment) ให้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง โดยคำนึงถึงปัจจัยที่เป็นข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนรวมถึงความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน ซึ่งในปัจจุบันมีการศึกษาที่เกี่ยวข้องกับระบบบำบัดร่วมระหว่างระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนกับแบบใช้ออกซิเจนค่อนข้างมากทั้งในระดับการวิจัย และการใช้งานจริง ตารางที่ 2.5 2.6 และ 2.7 แสดงการเปรียบเทียบ

เชิงวิเคราะห์ระหว่างระบบ DHS และระบบบำบัดขั้นหลังรูปแบบอื่น (Chemicharo, 2006; Tawfik et. al., 2006a; Tandurkar et. al., 2007) ซึ่งมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

- ตารางที่ 2.5 แสดงการเปรียบเทียบสถานะการเดินระบบ DHS กับระบบบำบัดขั้นหลังอื่นๆ ในการศึกษาที่ผ่านมาเพื่อเป็นระบบบำบัดขั้นหลังให้กับระบบ UASB ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน
- ตารางที่ 2.6 แสดงค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของค่าและประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษในน้ำเสียของระบบ DHS เปรียบเทียบกับระบบบำบัดขั้นหลังอื่นๆ ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน
- ตารางที่ 2.7 แสดงการเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียของระบบ DHS เปรียบเทียบกับระบบบำบัดขั้นหลังอื่นๆ ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน

ตารางที่ 2.5 การเปรียบเทียบการเดินระบบ DHS กับระบบบำบัดขั้นหลังอื่นในการบำบัดน้ำเสียชุมชน

ระบบ/การเดินระบบ	DHS	RBC	Trickling Filter
1. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ($\text{kgBOD}/\text{m}^2\text{-d}$)	$(0.6-1.4) \times 10^{-2}$	$(1.0-6.5) \times 10^{-2}$	$(0.5-1.0) \times 10^{-2}$
2. ภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ ($\text{m}_{\text{ww}}^3/\text{m}^2\text{-d}$)	30-40	4.0×10^{-2}	20-250
3. ภาระบรรทุกไนโตรเจน ($\text{kgNH}_4/\text{m}^2\text{-d}$)	0.5×10^{-2}	$(0.2-1.8) \times 10^{-3}$	$(0.1-0.3) \times 10^{-2}$

ที่มา: Chernicharo, (2006); Tawfik et al., (2006a); Tandurkar et al., (2006); Grady et al. (1999); Eding et al. (2006); Al-Ahmady (2005); Demetrios et al., (2006)

ตารางที่ 2.6 คุณภาพน้ำทิ้งจากระบบบำบัดต่างๆ ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน

Systems	Average quality of effluent							Average removal efficiency						
	BOD ₅ (mg/L)	COD (mg)	TSS (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	Total N (mg/L)	Total P (mg/L)	FC (log units)	BOD ₅ (%)	COD (%)	TSS (%)	NH ₄ -N (%)	Total N (%)	Total P (%)	FC (log units)
1. UASB reactor	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 + Activated Sludge	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 ponds	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 system	4-30	32-92	4-32	3-15	12-24	-	<10 ⁴	94.3	89.7	94.8	59.9	55.9	-	4

ที่มา: ปรับปรุงจาก Chernicharo (2006); Tawfik et al. (2006a) and Tandukar et al. (2007)

ตารางที่ 2.7 การเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายในการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย

Systems	Land requirements (m ² /inhab)	Power for aeration		Sludge volume		Cost	
		Install power (W/inhab.year)	Consumed power (kW/h/inhab.year)	Liquid sludge to be treated (l/inhab.year)	Dewatered sludge to be disposed of (l/inhab.year)	Construction (US\$/inhab)	Operation and maintenance (US\$/inhab.year)
1. UASB reactor	0.03-0.10	0	0	70-220	10-35	12-20	1.0-1.5
2. UASB + Activated Sludge	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 ponds	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 system	0.1-0.2	0	0	12-27	1-4	25-35 ^(a)	2.0-3.0 ^(b)
หมายเหตุ: Construction, operation and maintenance costs based Brazilian experience (basis: year 2002) a, b were taken from the cost as same as UASB + high rate trickling filter combined wastewater treatment system							

ที่มา: ปรับปรุงจาก Chernicharo (2006); Tawfik et al. (2006a) and Tandukar et al. (2007)

2.6 การใช้เชื้อราในการบำบัดน้ำเสีย

การศึกษาเชื้อราในการบำบัดน้ำเสียเริ่มประมาณปี ค.ศ. 1950-1960 ในปัจจุบันเชื้อราได้รับความสนใจในการบำบัดน้ำเสียค่อนข้างมาก เนื่องจากสามารถเจริญเติบโตได้ในสารตั้งต้น (substrate) ที่หลากหลายและสามารถผลิตเอนไซม์เพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลขนาดใหญ่ได้ (Geust and Smith, 2002) ซึ่งตัวอย่างของการบำบัดน้ำเสียที่ใช้เชื้อราเป็นจุลชีพมีรายละเอียดแยกตามชนิดของน้ำเสียดังต่อไปนี้

2.6.1 ใช้ในการบำบัดตะกอน

ปัจจุบันตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นปัญหาหนึ่งในด้านสิ่งแวดล้อม เชื้อราเป็นจุลชีพมีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น ตะกอนชีวภาพได้เป็นอย่างดี จึงได้รับความสนใจและพัฒนาให้เป็นจุลชีพในกระบวนการเปลี่ยนรูปทางชีวภาพ (bioconversion) หรือกระบวนการเปลี่ยนสัดส่วนของ soluble organic/insoluble organic ให้เกิดการย่อยสลายตะกอนและกำจัดค่า COD ที่อยู่ในรูปสารละลาย (SCOD) อีกทั้งยังเป็นการเพิ่มมูลค่าของตะกอนเนื่องจากเชื้อราเป็นเซลล์โปรตีน (single cells proteins) สามารถนำมาเป็นวัตถุดิบในกระบวนการผลิตอาหารสัตว์ได้ โดยตัวอย่างรายละเอียดของการใช้เชื้อราในการบำบัดตะกอนแสดงดังต่อไปนี้

- Alam et. al. (2003) ได้ทำการเลือก *Penicillium corylphilum* , *Aspergillus niger* และ *Trichoderma hazianum* และ *Phanerochate chrysosporium* พบประสิทธิภาพการกำจัดค่า COD ในตะกอนสูงที่สุดถึง 90% และลดระยะเวลาในการกรองตะกอนลดลงได้อีกด้วยในการบำบัดเชื้อที่เพาะเลี้ยงแบบผสม (mixed cultures) ระหว่าง *Penicillium c.* และ *Aspergillus n.* อีกทั้งยังพบว่าค่า pH เป็นพารามิเตอร์ที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดตะกอน
- Mannan et. al. (2005) ทำการศึกษาการย่อยตะกอนจากระบบ activated sludge ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ด้วยเชื้อราแบบเส้นใย 2 ชนิด คือ *Penicillium corylphilum* และ *Aspergillus niger* การศึกษาทำภายใต้สภาวะธรรมชาติโดยไม่มี sterilized conditions ในการศึกษาพบว่าเชื้อราทั้งสองชนิดสามารถเจริญเติบโตและเป็นจุลชีพเด่นในการบำบัดตะกอนได้ภายใน 2 วัน และพบว่า *Penicillium c.* มีประสิทธิภาพในการกำจัดค่า COD เท่ากับ 94.40% การกำจัดค่าความขุ่นในกระบวนการกรองเท่ากับ 98.95% อีกทั้งในการศึกษาพบว่า *Penicillium c.* มีประสิทธิภาพดีกว่า *Aspergillus n.* และการย่อยตะกอนของเชื้อราเกิดได้ดีในสภาวะที่เป็นกรด

- Fakhru'l-Razi and Molla (2007) ทำการศึกษาการใช้เชื้อรา *Mucor hiemalis* เพื่อบำบัดตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าเชื้อราชนิดนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดค่า COD เท่ากับ 87% การกำจัดค่าความขุ่นเท่ากับ 99% และกำจัดค่า TSS ในกระบวนการกรองได้เท่ากับ 98%

2.6.2 การกำจัดสีที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย

การศึกษาเชื้อราเพื่อกำจัดสีที่ปนเปื้อนในน้ำเสียได้รับความสนใจและพัฒนาให้กลายเป็นส่วนหนึ่งของระบบบำบัดน้ำเสียซึ่งเพิ่มเติมจากการบำบัดสารอินทรีย์และสารอาหารจากระบบการบำบัดน้ำเสียปกติ เนื่องจากสีเป็นปัญหาสำคัญในระบบบำบัดน้ำเสียเนื่องจากโครงสร้างของโมเลกุลมีขนาดใหญ่เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก เนื่องจากเชื้อราสามารถผลิตเอนไซม์ในกลุ่ม Lactase Peroxidase และ Linin peroxidase (Tripathi et. al., 2007; Thanh and Simard, 1973) เพื่อย่อยสารอินทรีย์โมเลกุลเชิงซ้อน (Complex organic compounds) เช่น สารแขวนลอย (suspended solids) และ Lignocellulosic substrates ได้เป็นอย่างดี (Mannan et. al., 2005; Tung et. al., 2004; Guest et. al., 2002) โดยมีตัวอย่างรายละเอียดของการใช้เชื้อราในการกำจัดสีดังต่อไปนี้

- Fu and Viraraghvan (2001) เป็นการศึกษาโดยการทบทวนเอกสารที่เกี่ยวข้องกับเชื้อราในการกำจัดสี พบประสิทธิภาพของเชื้อราหลายชนิดด้วยกันที่มีความสามารถในการกำจัดสี และพบว่าประสิทธิภาพส่วนใหญ่เกิดเนื่องจากกลไกการย่อยสลายประกอบเชิงซ้อนของสีโดยเซลล์เชื้อราที่มีชีวิตมากกว่าการเกิดกระบวนการ biosorption ที่บริเวณพื้นที่ผิวสัมผัสของเซลล์เชื้อราที่ตายแล้ว
- Hai et. al. (2006) การศึกษาระบบ submerged microfiltration membrane โดยใช้เชื้อรา white-rot fungus, *Coriolus versicolor* เป็นจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมสิ่งทอ พบว่าเป็นระบบที่มีเสถียรภาพและประสิทธิภาพในการกำจัดค่า TOC ได้ถึง 97% และกำจัดสีได้ถึง 99%
- Dbouib et. al. (2006); Ahmadi et. al. (2006); Eusébio et. al. (2007) ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียในโรงสีมะกอก (olive mill wastewater, OMW) ซึ่งมีการปนเปื้อนของสาร phenolic compounds ทำให้การสะสมสารอินทรีย์สูงและน้ำเสียจากระบบการสีมะกอก (olive mill) มีสีดำเข้มอีกด้วย โดยทั้งสามการศึกษาใช้ white-rot fungi ในการบำบัดสารอินทรีย์และย่อยสลายลิกลินในน้ำเสีย OMW พบว่า white-rot fungi เป็นเชื้อราที่มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์และสีได้อย่างมีประสิทธิภาพ
- Blázquez et. al. (2007) การศึกษาระบบ fluidized bed bioreactor โดยใช้เชื้อรา *Trametes versicolor* เป็นจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อม พบ

ประสิทธิภาพการกำจัด $>80\%$ ที่ค่า HRT ในช่วง 18-120 ชั่วโมง หรือคิดเป็นอัตราเร็วในการกำจัด เท่ากับ 6.73 ถึง 1.16 mg/L-h

2.6.3 การบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหาร

ในอุตสาหกรรมอาหารเชื้อราค่อนข้างมีบทบาทสำคัญทั้งในการกำจัดน้ำเสียและกระบวนการผลิตเนื่องจากมีประสิทธิภาพในการย่อย complex polymers เช่น cellulose, hemicellulose และ lignin อีกทั้งยังสามารถสร้างเซลล์ได้จำนวนมาก โดยปกติเชื้อราสามารถเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะที่เป็นกรด และน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารก็มีสภาวะเป็นกรดเช่นกันการใช้เชื้อราเป็นจุลินทรีย์หลักในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารจึงทำให้ไม่สิ้นเปลืองสารเคมีในการปรับสภาพน้ำ (Jasti et. al., 2006) โดยมีตัวอย่างรายละเอียดของการใช้เชื้อราในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารดังต่อไปนี้

- Jin et. al. (1999) ทำการศึกษาการบำบัดของเสียจากอุตสาหกรรมอาหารโดยการเปลี่ยนสารอินทรีย์เหลือใช้ให้มีมูลค่าโดยการย่อยสลายด้วยเชื้อรา ซึ่งเป็นการสร้างเซลล์โปรตีน (single cell protein) ที่สามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์ได้
- Tung et. al. (2004) ทำการทดลองใช้เชื้อรา *Aspergillus oryzae* ในการบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง การศึกษานี้ทำในระดับห้องปฏิบัติการพบว่า *Aspergillus o.* สามารถย่อยสลายน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังได้ดี และมีความสามารถในการเจริญเติบโตแบบเป็นเม็ดตะกอน (micelial growth) ได้ดีอีกด้วย
- Jasti et. al. (2006) ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจาก corn processing โดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ attached growth ด้วยเชื้อราชนิด *Rhizopus oligosporus* ซึ่งเป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ พบประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงสุดเท่ากับ 78% ที่ HRT 5 ชั่วโมง โดยมี biomass yield เท่ากับ 0.44 gVSS/gCOD_{removed} และ biomass yield มีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 0.48 gVSS/gCOD_{removed} เมื่อลดค่า HRT ลงเท่ากับ 2.5 ชั่วโมง แต่อย่างไรก็ตามพบประสิทธิภาพการกำจัด COD ลดลงเป็น 70%

บทที่ 3

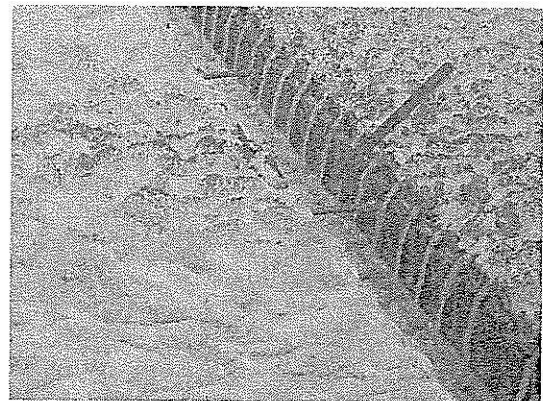
วิธีการดำเนินการวิจัย

3.1 สถานที่เก็บตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบ UASB

ตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบ UASB ที่ใช้ในการศึกษานี้เป็นน้ำทิ้งจากระบบ UASB ที่มีการเดินระบบจริงติดตั้ง ณ บริษัท เจนเนอรัลสตรีช จำกัด อำเภอศรีนครินทร์ จังหวัดนครราชสีมา มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 23 m สูง 11 m ขนาดความจุ (working volume) 3,428 m^3 เดินระบบด้วยอัตราการไหล 150 m^3/h บริเวณด้านบนของระบบ UASB เป็นส่วนที่ใช้ในการแยกก๊าซชีวภาพ ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเพื่อใช้ในการศึกษาบริเวณรางน้ำไหลต้นของถังปฏิกรณ์ UASB โดยทำการเก็บตัวอย่างครั้งละประมาณ 3 m^3 ทุก 2-4 สัปดาห์และนำมาเก็บรักษาที่ห้องเย็นอุณหภูมิ 4°C ในมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีก่อนนำมาใช้ในการศึกษาและเดินระบบ DHS รูปที่ 3.1 แสดงลักษณะของถังปฏิกรณ์ UASB และจุดเก็บน้ำเสียเพื่อใช้ในการศึกษา



(ก) ลักษณะของถังปฏิกรณ์ UASB



(ข) จุดเก็บน้ำทิ้งจากระบบ UASB

รูปที่ 3.1 ลักษณะของถังปฏิกรณ์ UASB และจุดเก็บน้ำเสีย

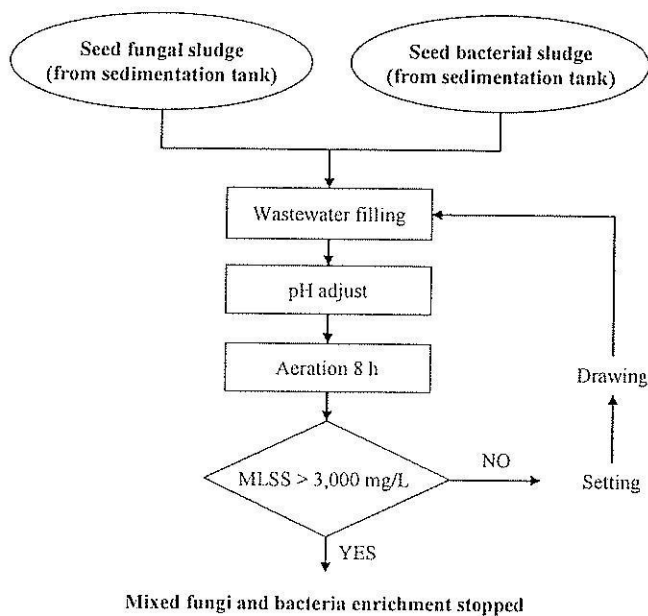
3.2 การเลี้ยงและปรับสภาพตะกอน (Seed and Acclimatized Sludge)

3.2.1 การเลี้ยงตะกอนเชื้อราและแบคทีเรีย

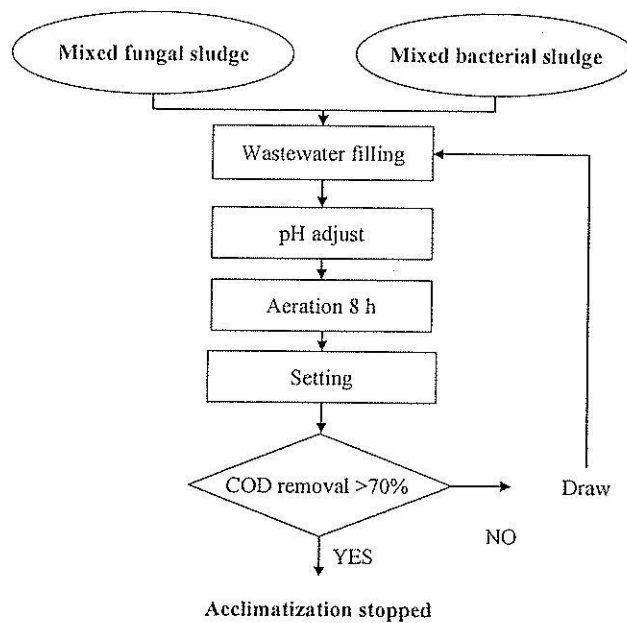
การเลี้ยงตะกอนเพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS ทำการเลี้ยงจากตะกอนเริ่มต้นในก้นบ่อฝัง (stabilization pond) เพื่อรองรับน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง เนื่องจากเป็นตะกอนที่มีแนวโน้มที่จะมีทั้งเชื้อแบคทีเรียและเชื้อราผสมอยู่และสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ได้ดี ขั้นตอนการเลี้ยงตะกอนเชื้อราและแบคทีเรียเพื่อให้เพิ่มจำนวนก่อนนำมาใช้ในการเดินระบบ Fungal Downflow Hanging Sponge (FDHS) และระบบ Bacterial Downflow Hanging Sponge (BDHS) ดำเนินการตามขั้นตอนในรูปที่ 3.2 การเลี้ยงตะกอน ทำการศึกษาด้วยการเติมและถ่ายน้ำเสียแบบกะ (fill-draw processes) ด้วยน้ำทิ้งจากระบบ UASB ในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ตะกอนจากก้นบ่อพักน้ำทิ้งจากระบบ UASB จะถูกแยกเลี้ยงในถังปฏิกรณ์ขนาด 36 ลิตร วัสดุทำจากโพลีเอทิลีน (PE) จำนวน 2 ถัง โดยถังที่หนึ่งทำการควบคุมค่า pH เท่ากับ 4.0 ± 0.2 เพื่อสร้างสภาวะที่เหมาะสมให้เชื้อราเจริญเติบโตและป้องกันการปนเปื้อนของแบคทีเรีย (Elmaleh et. al., 1996) ส่วนในถังใบที่สองทำการควบคุมค่า pH เท่ากับ 7.0 ± 0.2 เพื่อให้เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของเชื้อแบคทีเรีย กระบวนการถ่ายและเติมน้ำเสียแบบกะดำเนินการตามรูปที่ 3.2 โดยมีระยะเวลาในการเติมอากาศ (aeration time) แต่ละกะเท่ากับ 8 ชั่วโมง ระยะเวลาในการตกตะกอน (settling time) 3 ชั่วโมง หลังจากนั้นทำการปล่อยน้ำเสียส่วนที่เป็นน้ำใสด้านบนทิ้งประมาณ 24 ลิตร แล้วจึงเริ่มเติมน้ำเสีย (fill-draw processes) จำนวน 24 ลิตร ระยะเวลาในการถ่ายและเติมน้ำเสียประมาณ 1 ชั่วโมง (เวลาในการกักเก็บของระบบเท่ากับ 12 ชั่วโมง) หลังจากนั้นทำการเติมอากาศในกะต่อไป การศึกษาการเลี้ยงตะกอนของเชื้อราและแบคทีเรียทำการวิเคราะห์ค่า MLSS ในระบบ โดยการศึกษาสิ้นสุดเมื่อค่า MLSS ของทั้งสองระบบเพิ่มปริมาณขึ้นถึง 3,000 mg/L จากค่า MLSS เริ่มต้นเท่ากับ 500 mg/L

3.2.2 การปรับสภาพตะกอน (Acclimatized Sludge)

หลังจากเลี้ยงตะกอนของเชื้อราและเชื้อแบคทีเรียมีการเพิ่มจำนวนจนมีค่า MLSS 3,000 mg/L แล้วจึงทำการปรับสภาพจุลชีพในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ การปรับสภาพตะกอนของเชื้อราและเชื้อแบคทีเรียทำโดยการเติมและถ่ายน้ำเสียแบบกะ โดยมีขั้นตอนดังแสดงรูปที่ 3.3 โดยการปรับสภาพจุลชีพจะสิ้นสุดเมื่อประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) มากกว่า 70% และพารามิเตอร์ควบคุมดังแสดงในตารางที่ 3.1



รูปที่ 3.2 ขั้นตอนการเลี้ยงและการเพิ่มจำนวนจุลชีพเพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS



รูปที่ 3.3 ขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อราและแบคทีเรียในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อใช้ในการเดินระบบ DHS

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์ควบคุมในขั้นตอนการปรับสภาพของเชื้อราและเชื้อแบคทีเรีย

Operating condition	Fungal sludge	Bacterial sludge
COD (mg/L)	400±100	400±100
pH	4.0±0.2	7.0±0.2
Temperature (°C)	30±5	30±5
MLSS (mg/L)	3,000	3,000
BOD/COD	0.5±0.2	0.5±0.2
HRT (h)	12	12

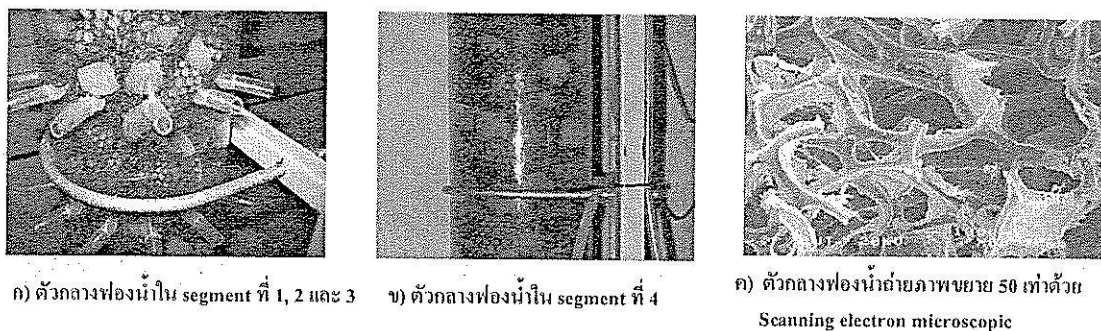
3.3 ระบบ Downflow Hanging Sponge (DHS)

3.3.1 ตัวกลางฟองน้ำ (Sponge Media Carriers)

ตัวกลางที่ใช้บรรจุอยู่ในถังกรองสำหรับให้จุลินทรีย์เกาะเป็นตัวกลางฟองน้ำ (polyurethane foam) มีลักษณะและสมบัติของตัวกลางดังตารางที่ 3.2 ตัวกลางฟองน้ำถูกตัดเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยมกรอบด้วยตาข่ายพลาสติกทำจากวัสดุ polyethylene (PE) เพื่อป้องกันการยุบตัวของตัวกลางดังรูปที่ 3.4 ระบบ DHS ในแต่ละ segments บรรจุตัวกลางฟองน้ำปริมาตร 5.4 ลิตร โดยใน segments 1-3 บรรจุฟองน้ำขนาด 2×2×2 เซนติเมตร และใน segment 4 บรรจุฟองน้ำขนาด 3×3×3 เซนติเมตร การเตรียมตัวกลางฟองน้ำก่อนนำไปใช้ในการเริ่มเดินระบบ FDHS และ BDHS ทำโดยใช้ฟองน้ำเป็นตัวกลางลอยอิสระ (moving bed media) เป็นระยะเวลา 1 เดือนด้วยกระบวนการ fill-draw processes ซึ่งมีขั้นตอนเหมือนกับการปรับสภาพตะกอนก่อนนำมาใช้เป็นตัวกลางในระบบ DHS

ตารางที่ 3.2 ลักษณะและสมบัติของตัวกลางฟองน้ำ (sponge media characteristics)

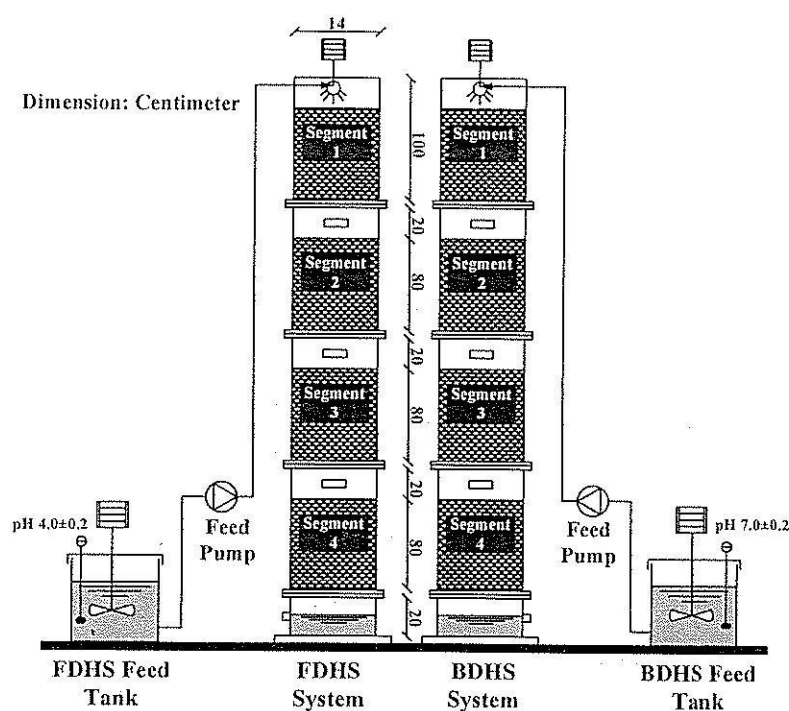
Characteristics	Dimensions
1. Specific surface area (m^2/m^3)	600
2. Void ratio	0.9
3. Pore size (mm)	0.7-1.0
4. Density (kg/m^3)	2.5
5. Sponge media loading ($\text{m}^2/\text{m}^3\text{-reactor}$)	210



รูปที่ 3.4 ลักษณะของตัวกลางฟองน้ำในระบบ DHS

3.3.2 ถึงปฏิกรณ์ BDHS และ FDHS

ระบบ DHS ที่ใช้ศึกษาเป็นชนิด random type ประกอบด้วยสองถึงปฏิกรณ์ คือ (1) ระบบ BDHS และ (2) ระบบ FDHS วัสดุทำจากท่ออะคริลิก เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 14 เซนติเมตร ถึงปฏิกรณ์ DHS ประกอบด้วย 4 segments โดยแต่ละ segment สูง 1 เมตรหรือมีปริมาตรเท่ากับ 5.4 ลิตร และใน segment 1-3 มีการเจาะรูเป็นเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 1 เซนติเมตรโดยรอบ เพื่อช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในเติมอากาศให้กับระบบดังรายละเอียดในรูปที่ 3.4 (ก) และ 3.5



รูปที่ 3.5 การติดตั้งระบบ BDHS และ FDHS

3.4 การศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ (Tracer Study)

การศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ของถังปฏิกรณ์ DHS ด้วยสารติดตาม (Tracer study) ทำการศึกษาในระบบ DHS บรรจุตัวกลางฟองน้ำใหม่ซึ่งไม่มีจุลินทรีย์เกาะ การทดสอบลักษณะทางพลศาสตร์ของระบบ DHS ใช้เกลือ (NaCl) ความเข้มข้น 5 g/L เป็นสารติดตามที่อัตราการไหล เท่า 45, 75, 200, 300 และ 550 L/d ตามลำดับ โดยอ้างอิงตามการศึกษาของ 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)

(i) Actual HRT, T_a

$$T_a = \frac{\sum_{t=0}^t t_i C_i dt_i}{\sum_{t=0}^t C_i dt_i} \quad (3-1)$$

(ii) Variance, σ^2

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{t=0}^t t_i^2 C_i dt_i}{\sum_{t=0}^t C_i dt_i} - T_a^2 \quad (3-2)$$

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

$$\sigma_0^2 = \frac{\sigma^2}{T_a^2} = 2d + 8d^2 \quad (3-3)$$

(iv) Fraction of Dead Volume (f)

$$f = \frac{T_t - T_a}{T_t} \quad (3-4)$$

โดยที่ C คือ ความเข้มข้นของ NaCl (mg/L)

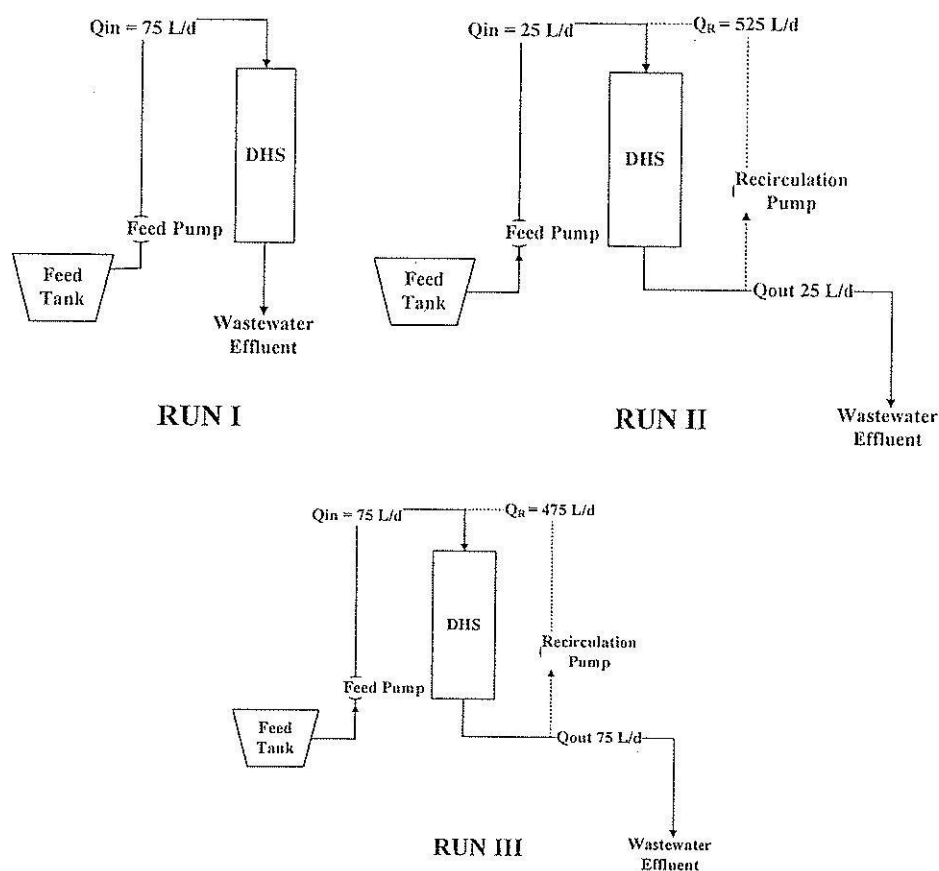
t คือ เวลา (นาที)

T_t คือ เวลากักเก็บตามทฤษฎี (นาที)

T_d คือ เวลาพักเก็บจริง (นาทีก)

3.5 การศึกษาผลระบบเนื่องจากภาระบรรทุกอินทรีย์

การศึกษาประสิทธิภาพของระบบ DHS ด้วยการแปรเปลี่ยนค่าภาระบรรทุกอินทรีย์ (OLR) และภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์ (HLR) ทำโดยการแปรเปลี่ยนอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ และอัตราการไหลวนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS เพื่อถึงปฏิกรณ์ (recirculation flowrate) การติดตั้งการเดินระบบ DHS ใน RUN I, RUN II และ RUN III แสดงดังรูปที่ 3.6 และมีพารามิเตอร์ควบคุมดังตารางที่ 3.3 ตามลำดับ



รูปที่ 3.6 รูปแบบการเดินระบบ DHS ใน RUN I, RUN II และ RUN III

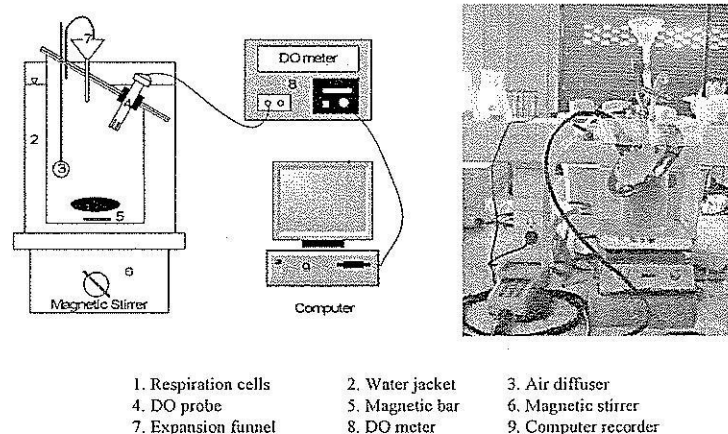
ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ควบคุมในระบบ DHS

Operating conditions	RUN I	RUN II	RUN III
OLR (kgTBOD/m ³ -d)	0.8-1.3	1.0-1.2	2.3-2.9
HLR (m ³ /m ³ _{Sponge} -d)	3.5	25.6	25.6
Flow rate (L/d)	75.0	25 (550 [*])	75 (475 [*])
HRT (h)	7.0	1.0	1.0
Downflow velocity (m/h)	0.2	1.5	1.5
Recirculation (L/d)	-	525	475

inflow + recirculation

3.6 การศึกษาค่าคงที่ทางจุลชีวศาสตร์

การศึกษาค่าคงที่ทางจุลชีวศาสตร์ (biokinetic parameters) ของจุลินทรีย์ชนิด aerobic heterotrophs ด้วย respirometric techniques การศึกษาด้วยกระบวนการ respirometrics ซึ่งเป็นการทดลองแบบกะ (batch experiments) ซึ่งทำการศึกษา oxygen uptake rate (OUR) ของตะกอนในระบบ DHS ทั้ง 4 segments โดยการเปลี่ยนอัตราส่วนของ substrate/biomass (S_0/X_0) จำนวน 6 ค่า ชุดอุปกรณ์สำหรับทดลองประกอบด้วย (1) ถังปฏิกรณ์แบบปิดขนาด 0.92 ลิตร (2) DO meter พร้อม Data recorder และ (3) ชุดหมุนเวียนน้ำและ water bath เพื่อควบคุมอุณหภูมิ ดังรูปที่ 3.7 และทำการควบคุมพารามิเตอร์ดังแสดงในตารางที่ 3.4 ตามลำดับ ตะกอนที่ใช้ในการศึกษาเป็นตะกอนจากตัวกลางฟองน้ำในระบบ DHS ในแต่ละ segments โดยทำการแยกตะกอนออกจากตัวกลางฟองน้ำตามขั้นตอนซึ่งอ้างอิงตามการศึกษาของ Tawfik et. al. (2006a)



รูปที่ 3.7 การติดตั้งระบบ Respirometer

ตารางที่ 3.4 พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาค่าคงที่ทางจุลศาสตร์

Operating conditions	Fungal culture	Bacterial culture
Initial pH	4.0±0.2	7.0±0.2
Temperature (°C)	30±0.5	30±0.5
X ₀ (mgMLVSS/L)	400	400
Substrate concentration, S ₀ (mgCOD/L)	20-320	20-320
S ₀ /X ₀	0.05-0.80	0.01-0.80
Nitrification inhibition	none	70 mg-NH ₃ -N/L ^(a)

ที่มา: ^aWichitsathian (2004)

3.7 การศึกษาลักษณะตะกอน (Sludge Characteristics)

การศึกษาลักษณะของตะกอนในระบบ DHS ทำการศึกษาภายใต้การเปลี่ยนสภาวะควบคุมในการเดินระบบ RUN I, RUN II และ RUN III โดยมีรายละเอียดดังนี้

3.7.1 ความเข้มข้นของตะกอนในระบบ DHS

การศึกษากักตะกอนในระบบ DHS (retained in sponge media and excess sludge) ทำการศึกษาโดยการวิเคราะห์ค่า SS และ VSS ในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ DHS ทั้ง 4 segments และความเข้มข้นของค่า SS และ VSS ของตะกอนที่สะสมในถังกลางฟองน้ำโดยวิธีการแยกตะกอนจากถังกลางฟองน้ำตามการอ้างอิงในการศึกษาของ Tawfik et. al. (2006a)

3.7.2 การจำแนกชนิดของจุลชีพ (Microbial Identifying)

เมื่อระบบ FDHS และ BDHS เข้าสู่สภาวะคงที่ตะกอนจาก 4 segments ของทั้งสองระบบ ถูกนำมาทำการแยกจุลชีพให้เป็นเชื้อบริสุทธิ์ (purified cultures) ด้วยเทคนิคการเลี้ยงเชื้อแบบ spread plate ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

(ก) Fungal Sludge: ทำการแยกเลี้ยงแบบ spread plate บนอาหารเลี้ยงเชื้อ Potato Dextrose Agar (PDA) ที่มีการเติมสารต้านแบคทีเรีย (antibacterial)

(ข) Bacterial Sludge: ทำการแยกเลี้ยงแบบ spread plate บนอาหารเลี้ยงเชื้อ Trypticase Soy Agar (TSA)

หลังจากนั้นเชื้อที่แยกให้บริสุทธิ์แล้วจะถูกนำส่งวิเคราะห์ genus ที่ห้องปฏิบัติการเก็บรักษาสายพันธุ์จุลินทรีย์ หน่วยปฏิบัติการกลางไบโอเทค ศูนย์พันธุวิศวกรรมและเทคโนโลยีชีวภาพแห่งชาติ คลองหนึ่ง จ.ปทุมธานี

3.7.3 รูปร่างของฟิล์มชีวภาพ (Biofilm Morphology)

ลักษณะและรูปร่างของฟิล์มชีวภาพที่ยึดติดกับตัวกลางฟองน้ำทำการศึกษาด้วยเทคนิคการถ่ายภาพด้วย Scanning Electron Microscopic (SEM) โดยการตรึงตัวอย่างใน glutaraldehyde 2% (v/v) เป็นเวลา 4 ชั่วโมงเพื่อป้องกันเซลล์ยุบตัว แล้วล้างตัวอย่างด้วย sodium cacodylate buffer 0.10M 3 รอบ และทำการกำจัดน้ำจากตะกอน (dehydrated sludge) โดยการล้างด้วย T-butyl alcohol ซึ่งมีการเพิ่มความเข้มข้นตามขั้นตอนดังนี้ 50, 70, 85, 95 และ 100% v/v หลังจากนั้นทำให้แห้งด้วยเครื่อง freeze dryer และเคลือบด้วยทองคำที่ 20 mA ในสภาวะไร้อากาศ (high vacuum 2.8×10^{-6} Torr) และทำการลดอุณหภูมิให้อุณหภูมิต่ำ (-170°C) ด้วย cryo-chamber เป็นเวลา 90 วินาที แล้วจึงนำตัวอย่างไปถ่ายภาพด้วย SEM (Geng, et. al., 2004)

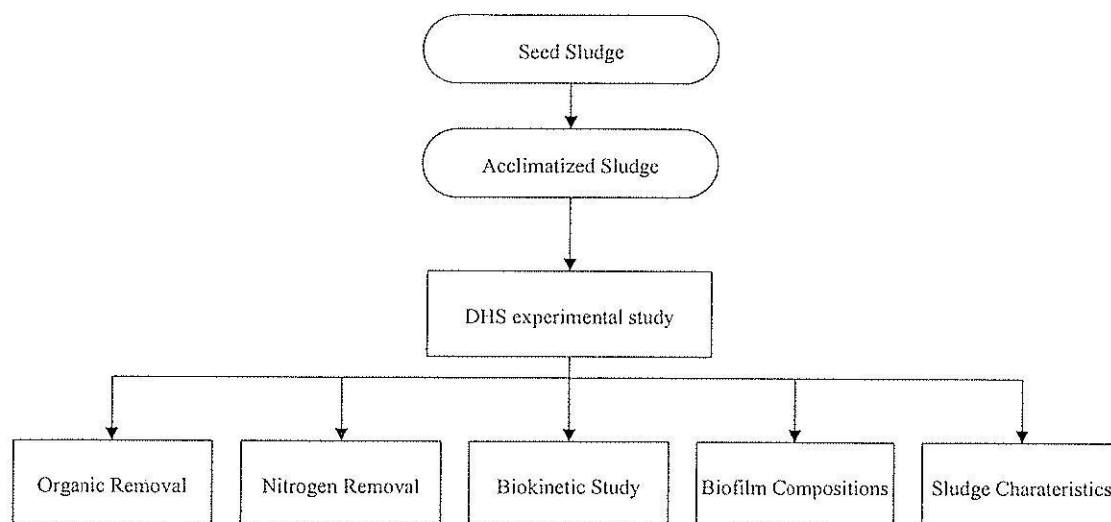
3.7.4 Extracellular Polymeric Substances (EPS)

การแยก EPS ออกจากตะกอนทำตามแยกด้วยความร้อน (Thermal extraction method) ตามขั้นตอนในการศึกษาของ Chang and Lee (1998) โดยมีรายละเอียดของขั้นตอนดังนี้

- การแยก Soluble EPS ออกจาก Bound EPS โดยการเหวี่ยงที่ความเร็วรอบเท่ากับ 3,200 rpm เป็นเวลา 30 นาที น้ำใสด้านบน คือ ตัวอย่างที่เตรียมพร้อมสำหรับการวิเคราะห์ Soluble EPS ส่วนเมืงตะกอนด้านล่างจะถูกนำไปแยก Bound EPS ในขั้นตอนต่อไป
- เมืงตะกอนส่วนที่เหลือถูกนำมาแยก Bound EPS อีกครั้งด้วยการเติม 0.9% NaCl ในหลอดทดลองฝาเกลียวแล้วปิดฝาให้สนิท แล้วเขย่าให้เกิดการแขวนลอยอีกครั้ง หลังจากนั้นนำตัวอย่างมาอบในตู้อบอุณหภูมิ 80°C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง แล้วทำการเหวี่ยงที่ความเร็วรอบเท่ากับ 3,200 rpm เป็นเวลา 30 นาที น้ำใสด้านบน คือ ตัวอย่างที่เตรียมพร้อมสำหรับการวิเคราะห์ Bound EPS

การวิเคราะห์ Soluble และ Bound EPS ทำการศึกษาโดยการวิเคราะห์ปริมาณโปรตีนด้วย Lowry method ด้วยการใช้ Bovine Serum Albumin (BSA) เป็นสารละลายมาตรฐาน (Lowry et. al., 1951) และการวิเคราะห์ปริมาณคาร์โบไฮเดรตด้วย Phenolic Sulfuric acid method โดยการใช้กลูโคสเป็นสารละลายมาตรฐาน (Dubois et. al., 1956)

3.8 แผนการศึกษา



รูปที่ 3.8 แผนผังการศึกษา

3.9 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษา

ตารางที่ 3.5 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์

Parameters	Methods	Equipments
pH	pH meter	pH meter
DO	DO meter	DO meter
COD	Dichromate reflux	Titration
BOD	Dilution method	BOD bottles
TKN	Marcro-Kjeldahl	Titration
NH ₃ -N	Nesslerization	Titration
MLSS	Dried at 103-105°C	Oven
MLVSS	Ignited at 550°C	Furnace
EPS extraction	Thermal and centrifugal method	Centrifugal equipment
Proteins	Lowry	Spectrophotometer
Carbohydrates	Phenolic-Sulfuric acid	Spectrophotometer
Microbial compositions	Microscopic	Scanning electron microscopic

บทที่ 4

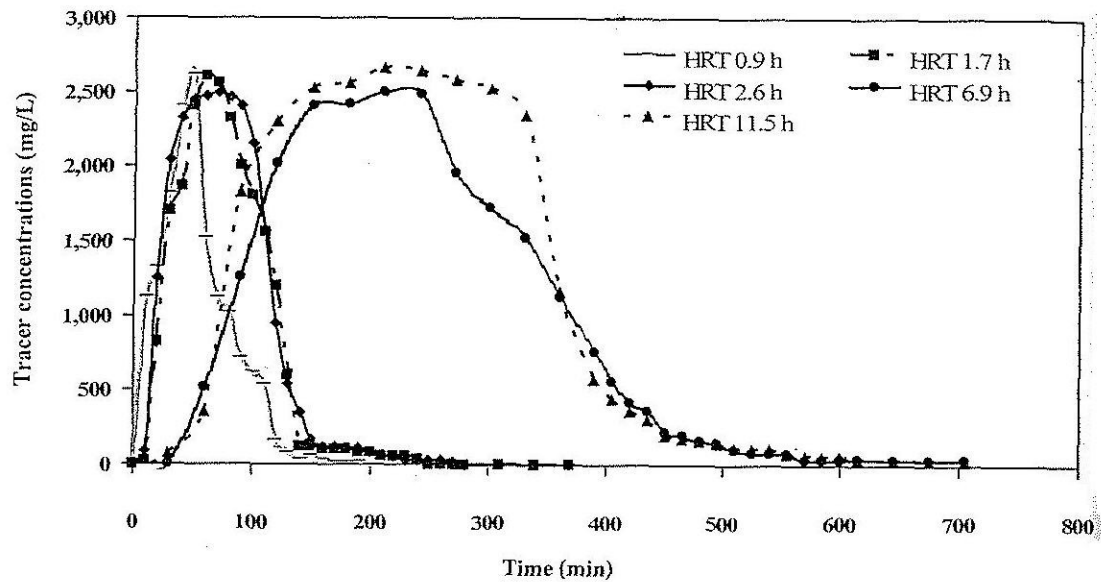
ผลการศึกษาและการวิเคราะห์ข้อมูล

4.1 ลักษณะทางพลศาสตร์ของระบบ DHS (Hydraulic Characteristics of DHS Systems)

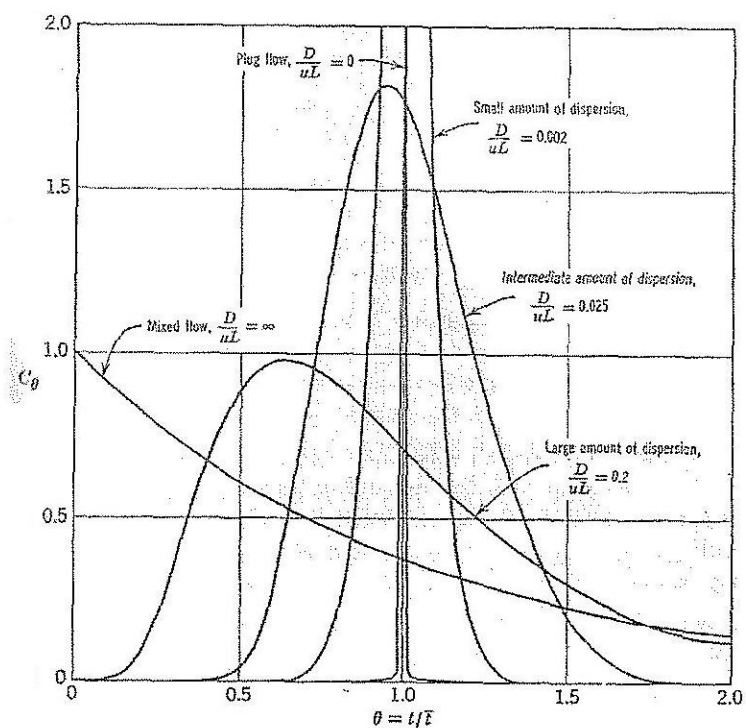
การศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ของระบบ DHS ด้วยสารติดตาม (Tracer Study) ทำการศึกษาในระบบ DHS ซึ่งบรรจุตัวกลางฟองน้ำที่ไม่มีจุลชีพเกาะ การทดสอบลักษณะทางพลศาสตร์ของระบบ DHS ใช้น้ำเกลือ (NaCl) ความเข้มข้น 5 g/L เป็นสารติดตามที่อัตราการไหลเท่า 45, 75, 200, 300 และ 550 ลิตรต่อวันตามลำดับ โดยอ้างอิงตามการศึกษาของ Levenspeil (1972) ซึ่งแสดงแบบจำลองการกระจายใน closed vessel ดังรูปที่ 4.1 และสมการที่ 3-1 ถึง 3-3 เพื่อคำนวณค่าเวลากักเก็บจริง (Actual HRT, T_d) และ Dispersion Number ($D/\mu\text{L}$) พบค่า T_d เท่ากับ 3.94, 3.94, 1.25, 1.27 และ 0.89 ชั่วโมง ค่า $D/\mu\text{L}$ เท่ากับ 0.077, 0.077, 0.105, 0.077 และ 0.105 ที่อัตราการไหล 45, 75, 200, 300 และ 550 ลิตรต่อวัน (ตารางที่ 4.1) ซึ่งเมื่อพิจารณาการกระจายตัวของสารติดตามในแต่ละอัตราการไหลแสดงดังรูปที่ 4.2 พบแนวโน้มการกระจายตัวของสารติดตามเกิดมากขึ้นจึงทำให้ fraction of dead volume มีค่าลดลงตามไปด้วย แต่อย่างไรก็ตามการกระจายตัวของสารติดตามในทุกอัตราการไหลมีค่า $D/\mu\text{L} < 0.2$ เมื่อเปรียบเทียบกับแบบจำลองการกระจายตัวใน closed vessel ตามการศึกษาของ Levenspeil (1972) พบแนวของการไหลในถังปฏิกรณ์ DHS เป็นแบบท่อ (plug flow regime) อีกทั้งในการศึกษาของ Tandukar et. al. (2006b) ระบุว่าแนวโน้มของ fraction of dead volume ในระบบ DHS มีค่าลดลงเมื่อตัวกลางฟองน้ำมีจุลชีพเกาะ

ตารางที่ 4.1 ผลการศึกษาสารติดตามในระบบ DHS

Flow rate (L/d)	Theoretical HRT (h)	Actual HRT (h)	Dispersion Number ($D/\mu\text{L}$)	Fractions of Dead Volume
45	11.52	3.94	0.077	0.66
75	6.91	3.94	0.077	0.43
200	2.59	1.25	0.105	0.52
300	1.73	1.27	0.077	0.27
550	0.94	0.89	0.105	0.05



รูปที่ 4.1 ความเข้มข้นของสารติดตามในระบบ DHS ตามระยะเวลากักเก็บ (HRT)



รูปที่ 4.2 C-curve แสดงแบบจำลองการกระจายใน closed vessel (Levenspeil, 1972)

4.2 ลักษณะของน้ำเสีย (Wastewater Characteristics)

น้ำทิ้งจากระบบ UASB มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์เหลือตกค้างในปริมาณค่อนข้างสูง โดยพบค่าซีโอดีทั้งหมด (TCOD) อยู่ในช่วง 594-1,494 mg/L ค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) 294-574 mg/L ค้างลักษณะของน้ำเสียซึ่งแสดงในตารางที่ 4.2 พบว่าอัตราส่วนของ TBOD/TCOD ประมาณ 0.29 และ SBOD/SCOD ประมาณ 0.50 แสดงว่าสารอินทรีย์ในรูปของ TCOD มีการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างยาก แต่ในส่วนที่อยู่ในรูปของสารละลายสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี

ตารางที่ 4.2 ลักษณะของน้ำทิ้งจากระบบ UASB

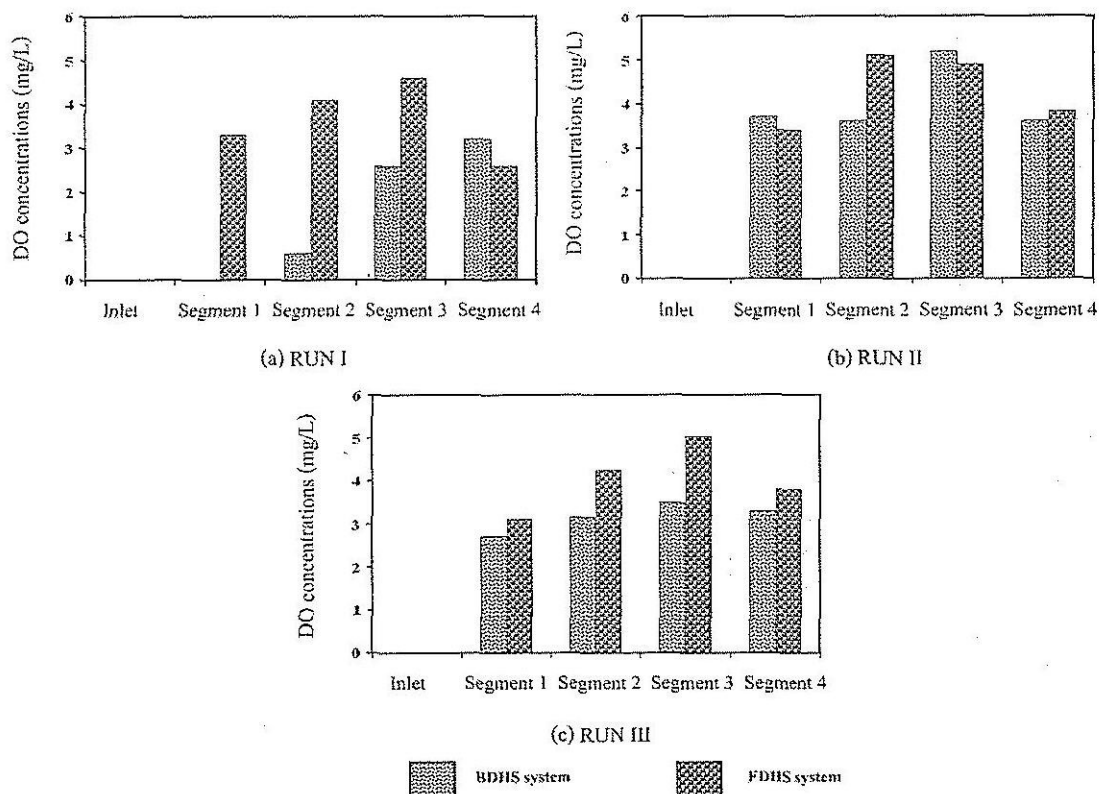
Parameters	Concentrations
1. pH	6.5-7.8
2. TSS (mg/L)	350-1,050
3. TCOD (mg/L)	594-1,494
4. SCOD (mg/L)	294-574
5. TBOD (mg/L)	227-385
6. SBOD (mg/L)	180-252
7. TKN (mg-N/L)	85-267
8. NH_4^+ -N (mg-N/L)	77-259
9. NO_3^- -N (mg-N/L)	<0.1
10. NO_2^- -N (mg-N/L)	<0.1
11. TBOD/TCOD	0.29
12. SBOD/SCOD	0.50
13. TBOD/TKN	1.74

ซึ่งการศึกษาของ Deng et. al. (2006) ระบุว่าอัตราส่วน BOD/COD >0.45 น้ำเสียสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี; BOD/COD = 0.30-0.45 เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างดี; BOD/COD = 0.20-0.30 สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ และถ้าน้อยกว่า 0.20 น้ำเสียนั้นไม่มีความเหมาะสมในการย่อยสลายทางชีวภาพ และในการศึกษายังพบสัดส่วนของ TCOD/SCOD เฉลี่ยประมาณ 2.41 แสดงถึงแนวโน้มของสารอินทรีย์ในรูปแขวนลอย (PCOD) ค่อนข้างสูง และมีค่า TSS อยู่ในช่วง 350-1,050 mg/L อีกทั้งเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ

UASB ค่อนข้างสูง ซึ่งเป็นสาเหตุของปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันในแหล่งน้ำได้ และเมื่อพิจารณา สัดส่วนของ TBOD/TKN และ BOD/NH₄-N มีค่าน้อยกว่า 2.5 และ 4.5 ตามลำดับ ซึ่งตามการศึกษา ของ Grady et. al. (1995) ระบุว่าน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังจะเกิดสภาวะขาดแคลนแหล่งคาร์บอนในกระบวนการ denitrification

4.3 ประสิทธิภาพการเติมอากาศของระบบ DHS

การเติมอากาศของระบบ DHS เกิดขึ้นเนื่องจากการที่น้ำเสียไหลผ่านตัวกลางฟองน้ำ ทำให้ น้ำเกิดการกระจายตัวเป็นการเพิ่ม surface area ของผิวน้ำและเกิดการถ่ายเทมวลของออกซิเจนลงสู่น้ำเสียได้มากขึ้น โดยไม่ต้องการใช้พลังงานเพื่อการเติมอากาศ จากผลการศึกษาคาร์บอนระบบช่วงที่ 1 (RUN I) ประสิทธิภาพการเติมอากาศของระบบแสดงในรูปที่ 4.3 (a) พบว่าในระบบ FDHS ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำเท่ากับ 3.3, 4.1, 4.6 และ 2.6 mg/L ในน้ำทิ้งจากระบบ FDHS segment 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ



รูปที่ 4.3 ประสิทธิภาพการเติมอากาศของระบบ DHS

ส่วนในระบบ BDHS พบว่ามีสภาวะขาดแคลนออกซิเจนเกิดขึ้นใน segment 1 และ 2 คือมีค่า DO ต่ำมากเท่ากับ 0 และ 0.6 mg/L ตามลำดับ และมีค่าสูงขึ้นใน segment 3 และ 4 คือมีค่าประมาณ 2.6 และ 3.2 mg/L แสดงให้เห็นถึงเชื้อราที่มีแนวโน้มการใช้ออกซิเจนต่อปริมาณสารอินทรีย์ที่กำจัดได้ต่ำกว่าแบคทีเรีย ดังนั้นการเดินระบบในช่วง 2 (RUN II) และ ช่วงที่ 3 (RUN III) จึงทำการ recirculation น้ำทิ้งจากระบบ DHS ทั้งสองระบบกลับเข้าสู่ระบบอีกครั้งดังแผนภาพในรูปที่ 3.6 เพื่อให้มีปริมาณออกซิเจนละลายเพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์และเพิ่มแรงเฉือนในระบบทำให้ตะกอนส่วนเกินหลุดออกจากระบบอย่างสม่ำเสมอ พบประสิทธิภาพในการเติมอากาศของ RUN II และ RUN III ดังรูปที่ 4.3 (b, c) โดยไม่พบสภาวะการขาดแคลนออกซิเจนในทุก segment ของทั้งระบบ BDHS และ FDHS

4.4 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

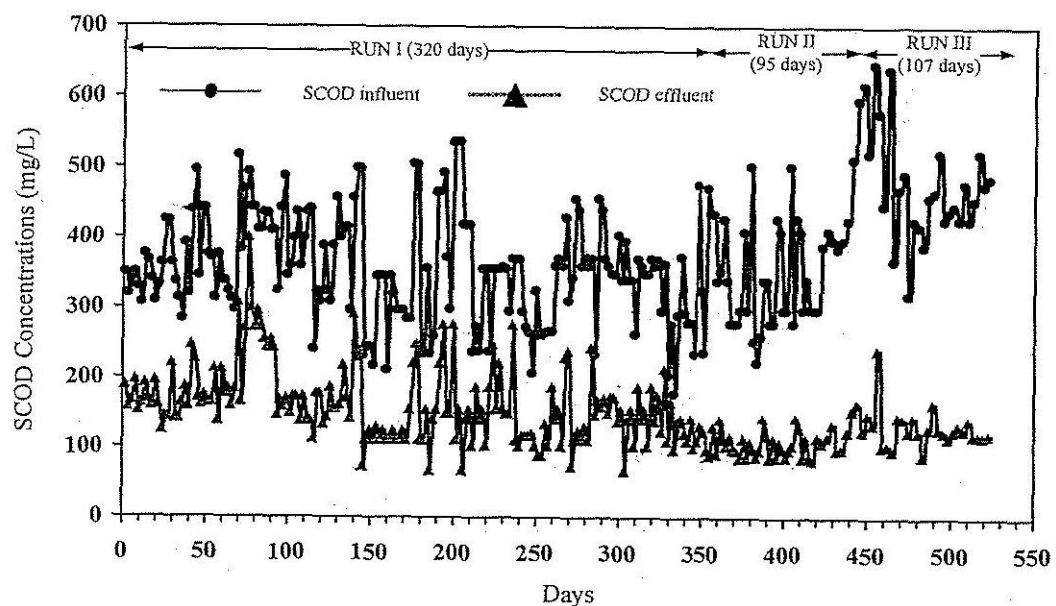
การศึกษาประสิทธิภาพของระบบ DHS ด้วยการแปรเปลี่ยนค่าภาระบรรทุกอินทรีย์ (OLR) และภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์ (HLR) ดังตารางที่ 4.3 ซึ่งระบบ FDHS และ BDHS ในการศึกษานี้รองรับค่า OLR สูงกว่าระบบ DHS ในการศึกษาที่ผ่านมามากกว่า 5 เท่าตัวและยังสูงกว่าในระบบ ไพรกกรอง (Trickling Filter) ทั่วไป การเดินระบบทั้ง 3 ช่วงการศึกษารวมเป็นระยะเวลาทั้งหมด 522 วันแบ่งออกเป็น RUN I เท่ากับ 320 วัน RUN II เท่ากับ 95 วัน และ RUN III เท่ากับ 107 วัน การศึกษาค่า SCOD เข้าและออกจากระบบ FDHS และ BDHS ทำทุก 3 วันตลอดการศึกษา (522 วัน) เพื่อแสดงแนวโน้มการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบแสดงดังรูปที่ 4.4 และ 4.5 ตามลำดับ ซึ่งพบการเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB ค่อนข้างสูง ความเข้มข้นของ SCOD ของน้ำออกจากระบบ BDHS และ FDHS มีการเปลี่ยนแปลงตามคุณภาพน้ำที่เข้าสู่ระบบ แต่ในระบบ FDHS ในช่วง RUN I และ RUN II กลับมีค่า SCOD ที่ออกจากระบบค่อนข้างคงที่ซึ่งมีรายละเอียดประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ใน RUN I, RUN II และ RUN III ดังต่อไปนี้

RUN I: ช่วงแรกของการเดินระบบ DHS เป็นการเดินระบบด้วยภาระบรรทุกอินทรีย์ (OLR) ประมาณ $1.06 \text{ kgTBOD/m}^3\text{-d}$ ระยะเวลา 320 วัน พบประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีละลายน้ำของระบบ BDHS และ FDHS อยู่ในช่วงใกล้เคียงกันคือประมาณ 45-50% และประสิทธิภาพการกำจัดค่าบีโอดีละลายน้ำ (SBOD) อยู่ที่ 80% และ TBOD ประมาณ 85% ดังแสดงในผลการศึกษาตามตารางที่ 4.4 โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ระดับความสูงที่แตกต่างกันในระบบ BDHS และ FDHS แสดงในรูปที่ 4.6a และ 4.6b ตามลำดับ ในระบบ FDHS พบว่าสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ถูกกำจัด segment 1 (ประมาณ 70% ของ TBOD) แต่ในระบบ BDHS ค่า TBOD จะค่อยๆ ถูกกำจัดและลดลงใน segment 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับจนมีประสิทธิภาพการกำจัด TBOD เท่ากับ 85% ใน

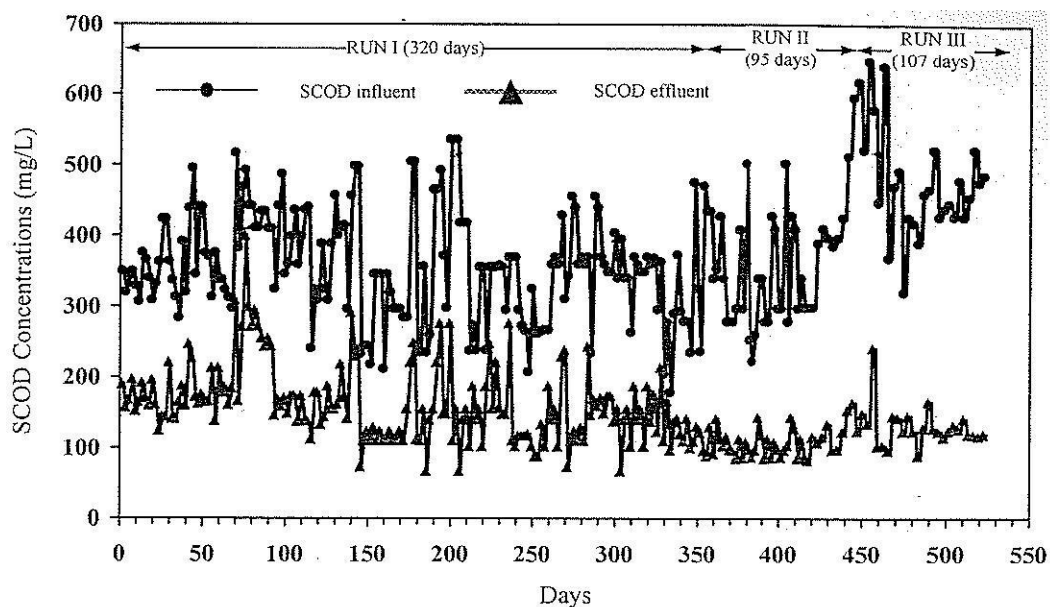
segment 4 แสดงให้เห็นแนวโน้มว่าเชื้อราที่มีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพได้เร็วกว่าแบคทีเรีย เนื่องจากเชื้อราสามารถผลิตเอนไซม์ในกลุ่ม Lactase Peroxidase และ Linin peroxidase (Tripathi et. al., 2007; Thanh and Simard, 1973) เพื่อย่อยสารอินทรีย์โมเลกุลเชิงซ้อน (complex organic compounds) เช่น สารแขวนลอย (suspended solids) และ Lignocellulosic substrates ได้ดี (Mannan et. al., 2005; Tung et. al., 2004; Guest et. al., 2002) และเกิดสารผลิตภัณฑ์ (Soluble Microbial Products; SMPs) ที่เป็นสารอินทรีย์โมเลกุลอย่างง่ายและดูดซึมเข้าสู่ cells ได้

ตารางที่ 4.3 ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์และไนโตรเจนในระบบ DHS

Parameters	Segment 1		Segment 2		Segment 3		Segment 4		Overall	
	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS
Run I										
OLR (kgTBOD ₅ /m ³ _{sponge} -d)	4.25	4.25	1.04	3.33	0.89	2.18	1.03	1.89	1.06	1.06
NLR (kg-N/m ³ -d)	2.44	2.44	2.47	2.02	1.92	1.60	1.93	1.39	0.61	0.61
ALR (kg-N/m ³ -d)	2.33	2.33	2.39	1.82	2.71	1.17	2.53	0.79	0.58	0.58
Run II										
OLR (kgTBOD ₅ /m ³ _{sponge} -d)	3.46	4.04	2.75	4.68	2.75	3.56	2.34	0.86	0.86	1.01
NLR (kg-N/m ³ -d)	19.87	8.40	21.08	9.67	21.49	8.76	20.27	4.99	4.99	2.10
ALR (kg-N/m ³ -d)	18.27	6.71	19.05	7.74	20.17	6.93	18.54	4.57	4.57	1.70
Run III										
OLR (kgTBOD ₅ /m ³ _{sponge} -d)	6.45	15.54	4.52	31.0	2.79	12.41	2.59	14.10	1.61	3.63
NLR (kg-N/m ³ -d)	19.25	9.97	19.86	10.98	19.15	9.31	20.47	9.11	4.81	2.49
ALR (kg-N/m ³ -d)	18.52	7.79	18.84	8.65	18.13	7.23	19.56	6.62	4.63	1.95



รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ของระบบ FDHS



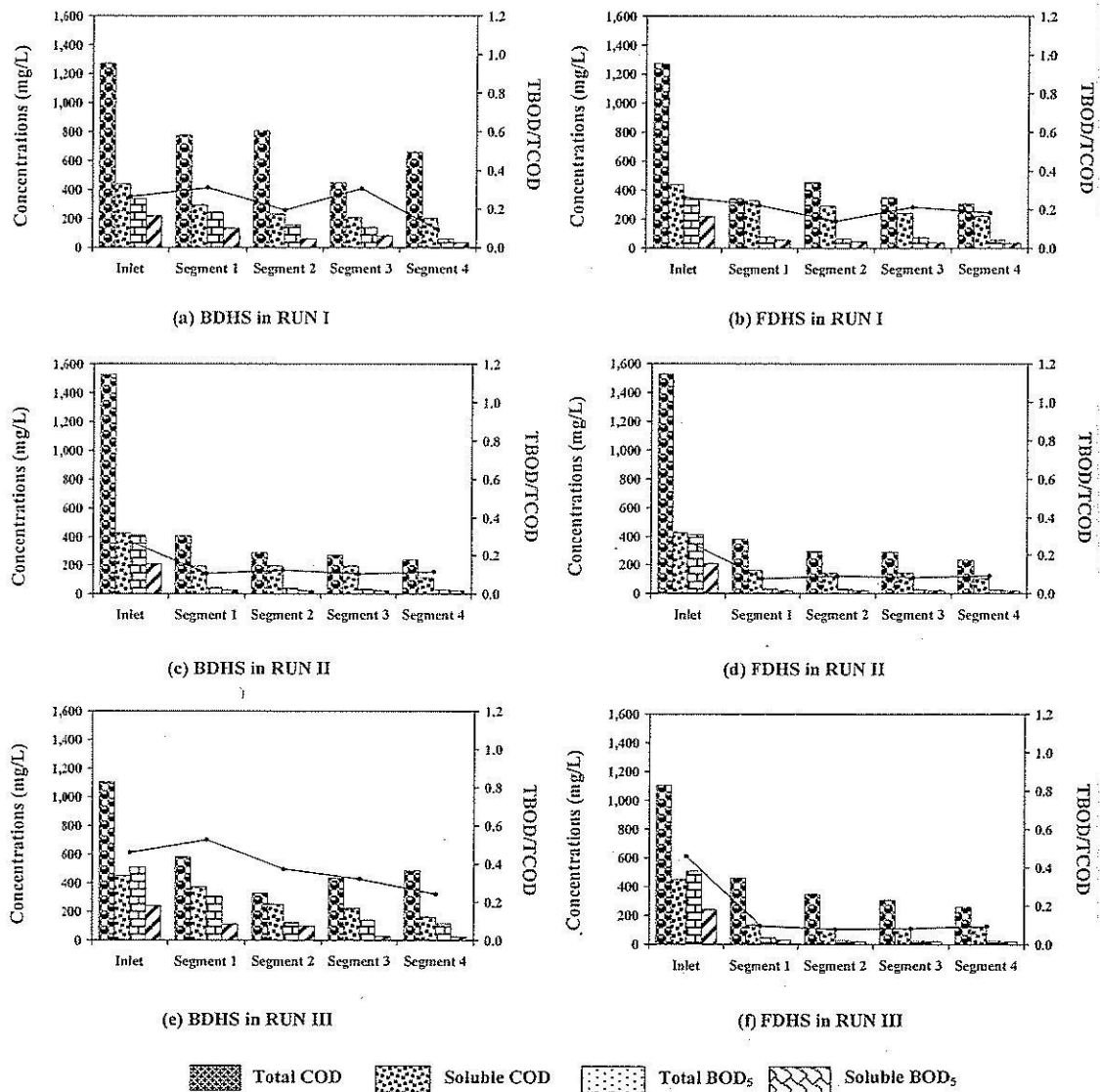
รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ของระบบ BDHS

ตารางที่ 4.4 ประสิทธิภาพของระบบ FDHS และ BDHS

Parameters	RUN I				RUN II				RUN III			
	Effluents		Efficiency (%)		Effluents		Efficiency (%)		Effluent s		Efficiency (%)	
	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS
TSS (mg/L)	65	195	91	72	70	77	90	89	82	164	88	76
TCOD (mg/L)	306	634	76	50	229	236	85	85	260	486	77	56
SCOD (mg/L)	222	201	50	54	102	111	72	76	119	162	74	64
TBOD (mg/L)	56	60	83	82	21	27	95	94	25	117	95	77
SBOD (mg/L)	34	35	85	84	16	21	92	90	18	25	93	90
Total N (mg-N/L)	178	62	-	68	197	78	-	59	191	78	-	56
NH ₄ -N (mg-N/L)	170	35	-	79	180	62	-	63	184	62	-	63
NO ₂ -N (mg-N/L)	<0.1	7.8	-	-	<0.1	0.4	-	-	<0.1	0.2	-	-
NO ₃ -N (mg-N/L)	<0.1	8.4	-	-	<0.1	7.3	-	-	<0.1	7.4	-	-

RUN II: ช่วงที่ 2 ของการเดินระบบ DHS เป็นการเดินระบบด้วยค่า OLR ในช่วง 0.86-1.01 kgTBOD/m³-d เป็นระยะเวลา 95 วัน พบประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีละลายน้ำของระบบ FDHS และ BDHS ประมาณ 72% และ 74% ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดค่าบีโอดีละลายน้ำ (SBOD) ประมาณ 92% และ 90% และ TBOD ประมาณ 96% และ 94% ตามลำดับ (ตารางที่ 4.4)

ซึ่งมีค่าสูงกว่า RUN I เนื่องจากค่า OLR ก่อนข้างต่ำและไม่มีสภาวะขาดแคลนออกซิเจนจึงทำให้ TBOD ส่วนใหญ่ถูกกำจัดใน segment 1 ของทั้งสองระบบ



รูปที่ 4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ตามระดับความสูงของระบบ BDHS และ FDHS

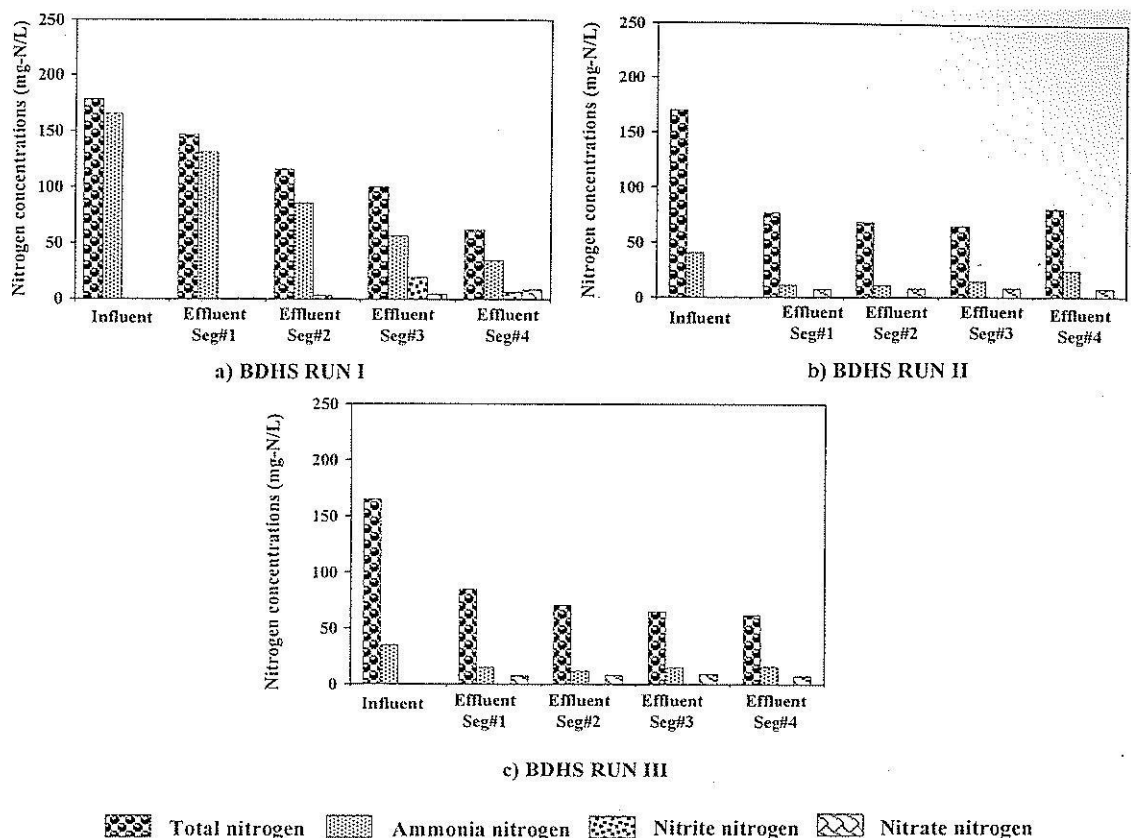
RUN III: ช่วงที่ 3 ของการเดินระบบ DHS เป็นการเดินระบบด้วยการะบรทุกอินทรีย์ในระบบ FDHS ประมาณ $1.60 \text{ kgTBOD/m}^3\text{-d}$ และ BDHS ประมาณ $3.63 \text{ kgTBOD/m}^3\text{-d}$ เป็นระยะเวลา 107 วัน ซึ่งความแตกต่างของการะบรทุกอินทรีย์ของทั้งสองระบบเกิดเนื่องจากคุณภาพ

น้ำทิ้งจากระบบ BDHS และ FDHS ที่ใช้ในการวนกลับเข้าสู่ระบบ (recirculation) มีความเข้มข้นของค่า TBOD มีค่าแตกต่างกันค่อนข้างมากคือประมาณ 117 mg/L ในน้ำทิ้งจากระบบ BDHS แต่ในระบบ FDHS มีเพียง 25 mg/L (ตารางที่ 4.3) เนื่องจากภาระบรรทุกอินทรีย์สูงจึงเกิดตะกอนของจุลชีพสูงและค่าภาระบรรทุกผลศาสตร์ (HLR) ที่สูงทำให้จุลชีพซึ่งสะสมอยู่ในระบบถูกชะให้หลุดออกมาด้วยแรงเฉือนของน้ำเสีย ทำให้ค่า TCOD และ TBOD ที่ออกจากระบบ BDHS ก็มากตามไปด้วย แต่อย่างไรก็ตาม พบค่า TCOD และ TBOD ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ FDHS มีค่าต่ำกว่าในระบบ BDHS แสดงถึงแนวโน้มของค่า sludge yield ของราเกิดได้ต่ำกว่ากว่าแบคทีเรียและ/หรือประสิทธิภาพของเชื้อราในการย่อยสลายตะกอนสารอินทรีย์เกิดได้ดีกว่าแบคทีเรีย จึงทำให้ระบบ FDHS ไม่เกิดการอุดตันในชั้นกรองและตะกอนที่ออกจากระบบมีน้อยตามไปด้วย การศึกษาใน RUN III พบประสิทธิภาพของระบบ FDHS และ ระบบ BDHS ในการกำจัดค่า TCOD เท่ากับ 77% และ 56%, TBOD เท่ากับ 95% และ 77%, SCOD เท่ากับ 74% และ 64% และ SBOD เท่ากับ 93% และ 90% ตามลำดับ และในระบบ FDHS พบแนวโน้มการกำจัดค่า TBOD ส่วนใหญ่เกิดขึ้นใน segment 1 ส่วนในระบบ BDHS ค่า TBOD ค่อยๆ ถูกกำจัดและลดลงใน segment 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ

4.5 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน

การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ DHS ทำการศึกษาในทั้ง 3 ช่วงของการเดินระบบ DHS (RUN I, RUN II, RUN III) โดยมีความแตกต่างของค่าภาระบรรทุกไนโตรเจนทั้งหมด (NLR) และภาระบรรทุกแอมโมเนียไนโตรเจน (ALR) ตามตารางที่ 4.3 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นในระบบ BDHS เท่านั้น ซึ่งในระบบ FDHS ไม่พบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและการเกิดไนเตรตและไนไตรท์เนื่องจากระบบ FDHS มีการควบคุมค่า pH ของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบให้อยู่ในสภาวะที่เป็นกรด ($\text{pH} = 4.0 \pm 0.2$) เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของ nitrifying bacteria โดยค่า pH ที่เหมาะสมในการเจริญเติบโตของ nitrosomonas และ nitrobacter ประมาณ pH 6.0-9.0 และ pH 6.3-9.4 ตามลำดับ แต่การเกิดไนไตรท์เค้นของเชื้อราบางชนิดสามารถเกิดได้ในสภาวะที่ค่า pH ต่ำกว่า 5 ได้ (Eding et. al., 2006) แต่อย่างไรก็ตามในการศึกษานี้ไม่พบการเกิด nitrification ในระบบ FDHS โดยอาจเนื่องจาก (1) ระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาไม่เพียงพอ (2) ชนิดของเชื้อราที่เด่นในระบบ FDHS ไม่สามารถเกิดปฏิกิริยา nitrification ได้เป็นต้น ซึ่งต้องทำการศึกษาในขั้นต่อไป โดยมีรายละเอียดผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในระบบ BDHS ในทั้ง 3 runs แสดงดังต่อไปนี้

RUN I: การเดินระบบ DHS ในช่วงที่ 1 ทำการเดินระบบด้วยค่า NLR และ ALR เท่ากับ $0.61 \text{ kg-N/m}^3\text{-d}$ และ $0.58 \text{ kg-N/m}^3\text{-d}$ ตามลำดับ พบว่าระบบ BDHS มีประสิทธิภาพการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสูงถึง 79% และประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 68% ตามลำดับ โดยพบความเข้มข้นของค่าไนโตรเจนทั้งหมด แอมโมเนียไนโตรเจน ไนเตรท และไนไตรท์ ที่ออกจากระบบ BDHS เท่ากับ 62, 35, 7 และ 8 mg/L ตามลำดับ การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดบริเวณด้านล่างของถังปฏิกรณ์คือใน segment 2, 3 และ 4 เนื่องจากการปรากฏความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ในน้ำเสียที่ออกจากทั้งสาม segments ดังกล่าว เนื่องจากการลดลงของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย การใช้ออกซิเจนเพื่อออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของ heterotroph bacteria จึงลดลงตามไปด้วย ทำให้ออกซิเจนละลายน้ำและพื้นที่ในถังปฏิกรณ์มีเหลือสำหรับ autotroph bacteria ให้เจริญเติบโตและเกิดปฏิกิริยา nitrification โดยในสภาวะสารอินทรีย์สูงปกติในธรรมชาติ nitrifying bacteria จะแข่งขันกับ heterotroph bacteria ไม่ได้ (Chae et. al., 2004) อีกทั้งในการศึกษาของ Araki et. al. (1999) พบว่า nitrifying bacteria ในระบบ DHS เจริญเติบโตในบริเวณที่มีสภาวะแบบ aerobic คือที่บริเวณ 0.75 เซนติเมตรจากผิวด้านนอกของตัวกลางฟองน้ำ และบริเวณที่ลึกกว่านั้นจะมีสภาวะเป็น anoxic zone ซึ่งทำให้เกิดปฏิกิริยา denitrification ขึ้นได้



รูปที่ 4.7 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนตามระดับความสูงของระบบ BDHS

RUN II: ในช่วงที่ 2 เป็นการเดินระบบด้วยค่า NLR เท่ากับ $2.10 \text{ kg-N/m}^3\text{-d}$ และค่า ALR เท่ากับ $1.70 \text{ kg-N/m}^3\text{-d}$ พบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดในระบบ BDHS เท่ากับ 59% และแอมโมเนียไนโตรเจนเท่ากับ 63% ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงเนื่องจากการเพิ่มของค่า NLR เนื่องจากการ recirculation ของน้ำเสียกลับเข้าสู่ระบบ โดยความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ BDHS เท่ากับ 78 mg/L และ HLR สูงขึ้นจึงเกิดการชะล้างตะกอนจุลินทรีย์ให้หลุดออกจากระบบมากขึ้นตามไปด้วย ในการศึกษาของ Tawfik et. al. (2002) ระบุว่า nitrifying bacteria ถูกชะออกมากับค่า SS ได้เนื่องจากแรงเฉือนของน้ำในสถานะที่มีค่า HLR สูงได้

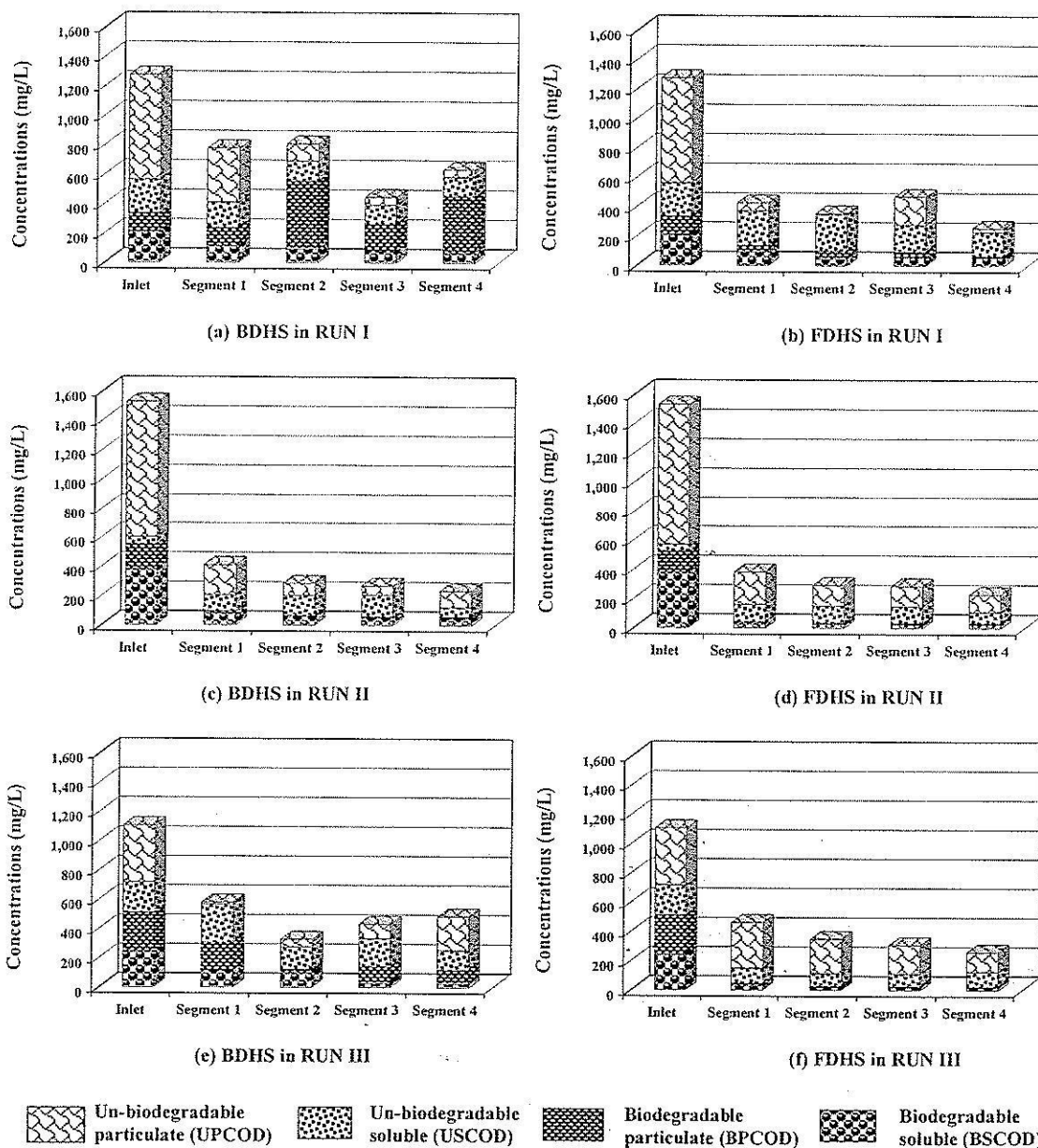
RUN III: ในการเดินระบบในช่วงที่ 3 ระบบ BDHS รับค่า NLR เท่ากับ $2.49 \text{ kg-N/m}^3\text{-d}$ และ ALR เท่ากับ $1.05 \text{ kg-N/m}^3\text{-d}$ พบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 56% และแอมโมเนียไนโตรเจน 63% ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนใน RUN III มีค่าใกล้เคียงกับ RUN II แต่ต่ำกว่า RUN I เกิดเนื่องจากผลกระทบของค่า NLR และ HLR ที่สูงเหมือนกันกับการเดินระบบใน RUN II

4.6 สัดส่วนของสารอินทรีย์ (COD fractionations) ในน้ำทิ้งจากระบบ DHS

การศึกษาสัดส่วนค่า COD ในระบบ DHS มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินความสามารถและกลไกในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของเชื้อแบคทีเรียและเชื้อราในระบบ DHS โดยการแบ่งสัดส่วนค่า COD ออกเป็น 4 ส่วน คือ (i) ค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้และอยู่ในรูปสารแขวนลอยและคอลลอยด์ (UPCOD), (ii) ค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้และอยู่ในรูปสารละลาย (USCOD), (iii) ค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้และอยู่ในรูปสารแขวนลอยและคอลลอยด์หรือสารอินทรีย์ที่เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (BPCOD) และ (iv) ค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้และอยู่ในรูปสารละลายหรือสารอินทรีย์ที่เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้เร็ว (BSCOD) ดังผลการศึกษาในรูปที่ 4.8 ซึ่งมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

RUN I: ผลการศึกษาสัดส่วนของค่า COD ในการเดินระบบ BDHS และ FDHS ในช่วงที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.8 (a) และ 4.8 (b) ตามลำดับพบว่าค่า COD มีสัดส่วนที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ประมาณ 73.6% ของค่า TCOD ทั้งหมดในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ซึ่งคิดเป็น USCOD และ UPCOD เท่ากับ 17.9% และ 55.7% ตามลำดับ ส่วนค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้มีเพียง 26.4% ของค่า TCOD เท่านั้น ซึ่งคิดเป็น BSCOD และ BPCOD เท่ากับ 16.6% และ 9.8% ของค่า TCOD ตามลำดับ จากผลการศึกษาพบว่าน้ำทิ้งจากระบบ UASB มี inert fractions ในปริมาณสูง สารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในน้ำเสียจึงย่อยสลายทางชีวภาพได้ไม่ดี และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการย่อยสลาย พบว่า BSCOD ส่วนใหญ่จะถูกกำจัดใน segment 1 ของระบบ BDHS และ FDHS โดยคิดเป็น 45% และ 56% ของค่า BSCOD ทั้งหมดที่สู่ระบบ DHS ตามลำดับ การย่อยสลาย BSCOD เกิดได้เร็วเนื่องจากเป็นค่า COD ที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก ส่วนค่า BPCOD พบว่าในระบบ BDHS มีค่าเพิ่มมากขึ้นในน้ำเสียที่ออกจาก segment 2 และ 4 โดยมีค่าประมาณ 3-4 เท่าของค่า BPCOD ที่เข้าสู่ระบบ BDHS ซึ่งเกิดเนื่องจากเจริญเติบโตและสะสมของตะกอนจุลชีพ (biomass) ในระบบมีปริมาณมากและถูกชะหลุดออกจากระบบ BDHS ด้วยแรงเฉือนของน้ำเสีย ส่วนในระบบ FDHS พบค่า BPCOD ในน้ำทิ้งจากทุกๆ segment มีค่าค่อนข้างต่ำคือประมาณ 45.2 mg/L, 56.0 mg/L, 39.4 mg/L และ 8.4 mg/L ในน้ำทิ้งจากระบบ FDHS segment 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าเชื้อรามีประสิทธิภาพในการย่อยสลาย ตะกอนของเซลล์จุลชีพที่ตายแล้วซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ได้ดีกว่าแบคทีเรีย อีกทั้งในหลายการศึกษาพบว่าเชื้อรามีความสามารถในการเกิด biotransformation ซึ่งสามารถเปลี่ยน suspended biomass ให้เป็น soluble polymer organic matters ทำให้เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น (Coulibaly et. al., 2002; Alam et. al., 2003; Mannan et. al., 2005; Fakhru'l-Razi and Molla, 2007) อีกทั้งเชื้อรามีโครงสร้างแบบเส้นใยทำให้

สามารถยึดเกาะกับตัวกลางฟองน้ำได้เป็นอย่างดี (Quek et. al., 2006; Nakamura et. al., 1999) ทำให้ระบบ FDHS สามารถรักษาสมดุลของปริมาณตะกอนในระบบได้ดี



รูปที่ 4.8 สัดส่วนของสารอินทรีย์ในระบบ DHS

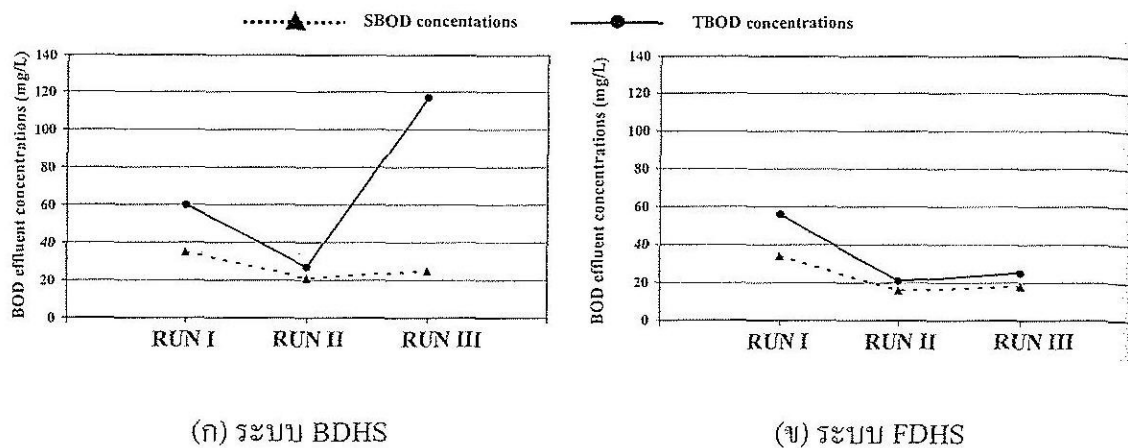
RUN II: การศึกษาสัดส่วนของค่า COD พบแนวโน้มของ inert fractions สูงในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เช่นกัน ใน RUN I จากผลการศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์ใน RUN II พบ inert fractions และสัดส่วนย่อยสลายทางชีวภาพได้มีแนวโน้มลดลงในทิ้งจากระบบ BDHS และ FDHS ดังแสดงในรูปที่ 4.8 (c) และ 4.8 (d) ซึ่งพบค่าความเข้มข้นของ UPCOD, USCOD, BPCOD และ BSCOD ในน้ำออกจากระบบ BDHS เท่ากับ 115.4 mg/L, 65.6 mg/L, 10 mg/L และ 45 mg/L ตามลำดับ ส่วนน้ำทิ้งจากระบบ FDHS พบค่าความเข้มข้นของ UPCOD, USCOD, BPCOD และ BSCOD เท่ากับ 120.1 mg/L, 76.9 mg/L, 7 mg/L และ 25 mg/L ตามลำดับ โดยสัดส่วนค่า COD ในน้ำทิ้งจากระบบ BDHS และ FDHS มีค่าใกล้เคียงกัน เนื่องจากอัตราการไหลของน้ำเสียลดลง และทำการหมุนวนน้ำทิ้งจากระบบ DHS กลับเข้าสู่ระบบ (recirculation) ทำให้สารอินทรีย์อยู่ในระบบนานขึ้นหรือทำให้ค่า HRT เพิ่มขึ้นจึงเป็นการเพิ่มระยะเวลาในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่และประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์ในรูปแบบต่างๆ เกิดได้ดีตามไปด้วย อีกทั้งในการศึกษาของ Confer and Logan (1991) พบความสามารถในการจับใช้สารอาหาร (uptake) ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ของของแบคทีเรียเกิดได้ดีขึ้นเมื่อมีการเพิ่มแรงเฉือนของน้ำเสียในระบบ Trickling filter

RUN III: การเดินระบบในช่วงที่ 3 เป็นการเดินระบบด้วยค่า HLR เท่ากับ RUN II และอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเท่ากับ RUN I ทำให้ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR) สูงขึ้นมากกว่าทั้ง RUN I และ RUN II จากผลการศึกษาพบว่าสัดส่วนค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้มีแนวโน้มลดลงในทิ้งจากระบบ BDHS และ FDHS ดังแสดงในรูปที่ 4.8 (e) และ 4.8 (f) ซึ่งพบค่าความเข้มข้นของ UPCOD, USCOD, BPCOD และ BSCOD ในน้ำออกจากระบบ BDHS เท่ากับ 232.4 mg/L, 136.2 mg/L, 91.6 mg/L และ 25.4 mg/L ตามลำดับ ส่วนน้ำทิ้งจากระบบ FDHS พบค่าความเข้มข้นของ UPCOD, USCOD, BPCOD และ BSCOD เท่ากับ 133.8 mg/L, 101.1 mg/L, 7 mg/L และ 17.7 mg/L ตามลำดับ ผลการศึกษาสัดส่วนค่า COD ในการเดินระบบทั้ง 3 runs พบว่าประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดเล็กและใหญ่ในระบบ FHDS เกิดได้ดีกว่าระบบ BDHS อีกทั้งยังมีเสถียรภาพในการย่อยสลายเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงค่า OLR และ HLR อีกด้วย

4.7 ผลกระทบของการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งต่อประสิทธิภาพของระบบ DHS

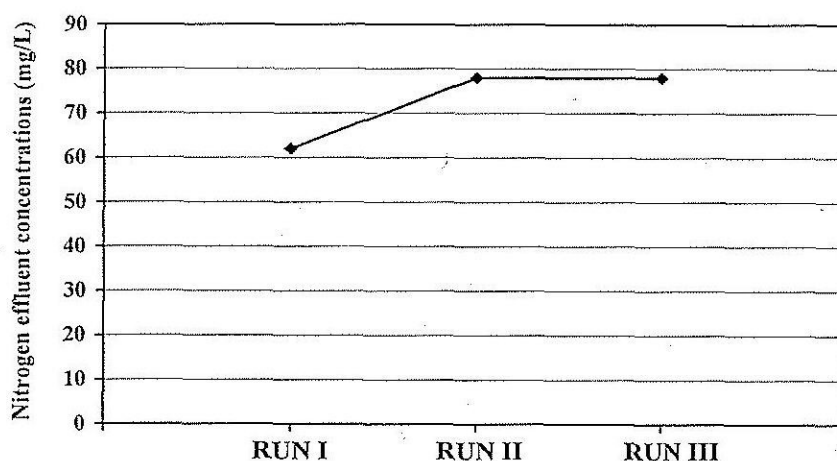
การไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อหมุนเวียนออกซิเจนละลายน้ำกลับเข้าสู่ระบบ DHS ทางด้านบนของถังปฏิกรณ์ซึ่งเป็นการลดภาวะขาดแคลนออกซิเจนบริเวณด้านบนของระบบ BDHS แต่อย่างไรก็ตามการหมุนเวียนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS

ส่งผลให้มีการเพิ่มขึ้นของค่าภาระบรรทุกอินทรีย์ (OLR) และภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์ (HLR) โดยพบว่าค่า OLR ของการเดินระบบใน RUN I ซึ่งไม่มีการหมุนเวียนกลับของน้ำทิ้งและ RUN II ซึ่งมีการหมุนเวียนกลับของน้ำทิ้ง (น้ำเสียเข้าสู่ระบบ 25 ลิตรต่อวันและน้ำทิ้งไหลวนกลับ 525 ลิตรต่อวัน) อยู่ในช่วงใกล้เคียงกันคือประมาณ 0.86-1.06 kgTBOD/m³-d เนื่องจากในช่วง RUN II มีการลดน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบลง (ตาราง 4.3) ทำให้ค่า HLR เพิ่มขึ้นจาก 3.5 m³/m³_{sponge}-d ใน RUN I เป็น 25.6 m³/m³_{sponge}-d ในช่วงการเดินระบบของ RUN II ส่วนการเดินระบบใน RUN III เป็นการเดินระบบด้วยอัตราการไหลน้ำเสียเข้าสู่ระบบ 75 ลิตรต่อวันและน้ำทิ้งไหลวนกลับ 475 ลิตรต่อวันทำให้ HLR มีค่าเท่ากับ RUN II แต่ค่า OLR เพิ่มขึ้นเป็น 1.61 kgTBOD/m³-d และ 3.63 kgTBOD/m³-d ในระบบ FDHS และ BDHS ตามลำดับ ซึ่งมีค่าแตกต่างกันเนื่องจากความเข้มข้นของน้ำทิ้งจากระบบ FDHS และ BDHS มีค่า TBOD แตกต่างกันดังตารางที่ 4.4 จากการศึกษาพบผลกระทบของการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS ต่อประสิทธิภาพการกำจัดค่า BOD ของระบบ BDHS และ FDHS แสดงในรูปที่ 4.9 (ก) และ 4.9 (ข) พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดค่า TBOD และ SBOD ของระบบ BDHS และ FDHS ใน RUN II มีค่าสูงกว่า RUN I ซึ่งแสดงให้เห็นถึงการเพิ่มค่า HLR ทำให้ประสิทธิภาพของระบบ DHS ทั้งสองระบบเพิ่มขึ้น โดยในการศึกษาของ Confer and Logan (1991) ได้อธิบายถึงประสิทธิภาพการไฮโดรไลซิสและดูดซับสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ในระบบ Trickling filter เกิดได้ดีขึ้นเมื่อมีการเพิ่มแรงเฉือนของน้ำเสียในระบบ (shear force) และจากการยืนยันในการศึกษาของ Confer and Logan (1998) ได้ระบุถึงการไฮโดรไลซิสใน Trickling filter เกิดได้ดีขึ้นเมื่อมีการรีไซเคิลตะกอนที่หลุดออกจากระบบกลับเข้าสู่ระบบเนื่องจากเซลล์กลุ่มนี้มี hydrolytic enzymes อยู่ อีกทั้งการหมุนวนน้ำกลับเข้าสู่ระบบใหม่เป็นการเพิ่มระยะเวลาในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่อีกด้วย แต่อย่างไรก็ตามการเดินระบบ RUN III เป็นการเพิ่มทั้ง OLR และ HLR ทำให้เกิดเพิ่มจำนวนของ heterotrophs แบคทีเรียเจริญเติบโตได้ดีในระบบ DHS จึงส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัด TBOD ของระบบ BDHS ซึ่งพบค่า TBOD ในน้ำทิ้งจากระบบค่อนข้างสูงเกิดเนื่องการเจริญเติบโตได้มากขึ้นของแบคทีเรียและเกิดการหลุดของฟิล์มชีวภาพออกมากับน้ำทิ้งจากระบบ BDHS แต่อย่างไรก็ตามในระบบ FDHS พบเสถียรภาพของระบบเมื่อมีการเพิ่มของ OLR และ HLR



รูปที่ 4.9 ผลกระทบของการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS
ต่อประสิทธิภาพการกำจัดค่า BOD

และจากผลการศึกษาศึกษาผลกระทบของการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ BDHS ดังแสดงในรูปที่ 4.10 พบว่าการเพิ่มค่า OLR ไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน เนื่องจาก nitrifying bacteria ส่วนใหญ่จะเจริญที่เค็มโคได้คั้นส่วนที่ลึกลงไปของ biofilms (Chae et. al., 2004) และในส่วนด้านในของตัวกลางฟองน้ำ (Araki et. al., 1999)



รูปที่ 4.10 ผลกระทบของการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งจากระบบ DHS
ต่อประสิทธิภาพการกำจัดค่าไนโตรเจน ในระบบ BDHS

แต่เมื่อมีการเพิ่มค่า HLR (RUN I และ RUN II) พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลง ซึ่งในการการศึกษาของ Tandukar et. al. (2006) และ Tawfik et. al. (2002) อธิบายการเพิ่มค่า HLR ในระบบทำให้เวลาสัมผัสระหว่าง nitrifying bacteria กับ substrate ในระบบ BDHS ไม่เพียงพอและแรงเฉือนของน้ำเสียสามารถชะเซลล์ของไนตริไฟอิงแบคทีเรียออกจากระบบ BDHS จึงทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลง

4.8 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์

การศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของ aerobic heterotrophs ทำการศึกษาในการเดินระบบในช่วงที่ 1 ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.65 พบว่าในระบบ FDHS มีค่า substrate utilization rate (r_x) และ maximum specific growth rate (μ_{max}) สูงสุดใน segment 1 ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดค่า TBOD ที่สูงสุดใน segment 1 เช่นกัน ส่วนใน segment 2, 3 และ 4 พบค่า r_x เท่ากับ 0.10, 0.09 และ 0.10 mgCOD/mgVSS-h และ μ_{max} เท่ากับ 1.60, 1.20 และ 1.60 d⁻¹ ตามลำดับ ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกันทั้งสาม segments แต่มีค่าต่ำกว่า segment 1 ค่อนข้างมากเกิดเนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียของทั้งสาม segments ค่อนข้างต่ำโดยมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ FDHS ใน segments 1, 2, 3 และ 4 เท่ากับ 4.25, 1.04, 0.89 และ 1.03 kg-TBOD/m³-d ตามลำดับ และน้ำที่ออกจากกระบวน FDHS มีค่า OLR เท่ากับ 0.61 kg-TBOD/m³-d ส่วนในระบบ BDHS พบค่า μ_{max} และ r_x สูงสุดใน segment 2 และ 4 พบค่า μ_{max} เท่ากับ 3.5 และ 3.6 d⁻¹ และ r_x เท่ากับ 0.16 และ 0.15 mgCOD/mgVSS-h ตามลำดับ ส่วนใน segment 2 พบค่า μ_{max} เท่ากับ 2.2 d⁻¹ และ r_x เท่ากับ 0.11 mgCOD/mgVSS-h และพบว่า μ_{max} และ r_x มีค่าต่ำสุดใน segment 3 คือมีค่าเท่ากับ 1.6 d⁻¹ และ 0.09 mgCOD/mgVSS-h ตามลำดับโดยมีความสัมพันธ์กับค่า TBOD ที่กำจัดได้ในแต่ละ segments และค่า OLR เท่ากับ 4.25, 2.18, 2.18 และ 1.89 kg-TBOD₅/m³-d ใน segment 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ

ตารางที่ 4.5 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของตะกอนในระบบ DHS

Biokinetic parameters	Segment 1		Segment 2		Segment 3		Segment 4	
	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS
μ_{max} (d ⁻¹)	2.20	3.40	3.50	1.60	1.60	1.20	3.60	1.60
r_x (mgCOD/mgVSS-h)	0.11	0.21	0.16	0.10	0.09	0.09	0.15	0.10
Y (mgVSS/mgCOD)	0.84	0.63	0.86	0.63	0.85	0.63	0.86	0.63
$\mu_{max}/Y.K_s \times 10^{-3}$ (L/mg-h)	1.99	2.35	2.09	1.12	1.57	1.53	1.74	1.30

4.9 ลักษณะของตะกอนในระบบ DHS

4.9.1 ความเข้มข้นของ Volatile Suspended Solids (VSS)

จากการศึกษาลักษณะของตะกอนในระบบ DHS โดยการศึกษาปริมาณของจุลชีพที่ถูกกักไว้ในระบบแสดงดังตารางที่ 4.6 พบว่าในระบบ FDHS ความเข้มข้นของ VSS ในระบบสูงกว่าระบบ BDHS อีกทั้งเมื่อพิจารณาในสัดส่วนของ VSS/SS ของตะกอนในระบบ BDHS และ FDHS พบค่าอยู่ในช่วง 0.66-0.85 และ 0.86-0.95 ตามลำดับ แสดงถึงแนวโน้มตะกอนในระบบ FDHS เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีกว่าระบบ BDHS หรือการสะสมของตะกอนอินทรีย์ในระบบ FDHS มีน้อยกว่าระบบ BDHS และการย่อยสลาย particulate matter สามารถเกิดได้ดีกว่าเช่นกัน

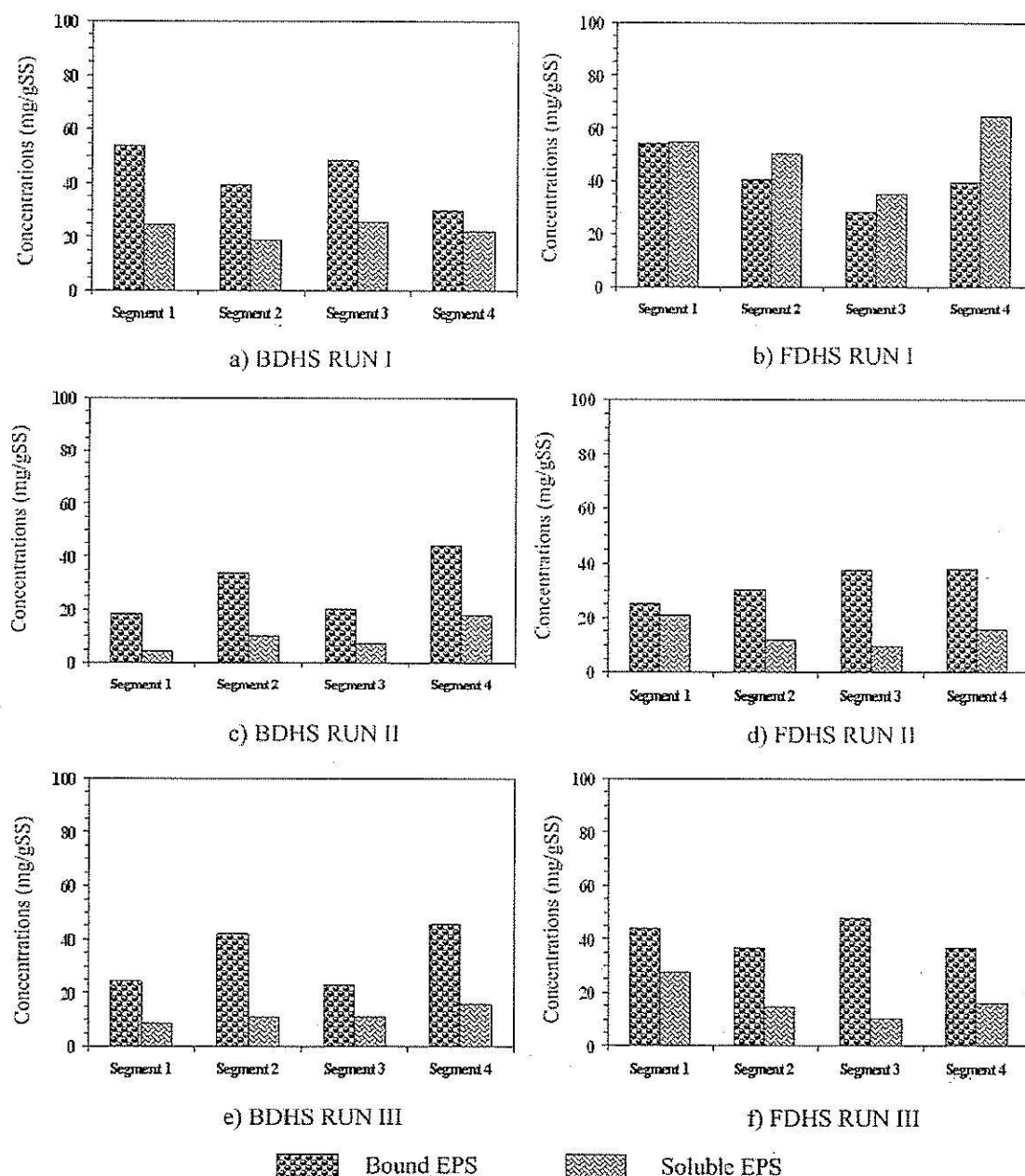
ตารางที่ 4.6 ความเข้มข้นของ VSS และ SS ในระบบ DHS

DHS profiles		Segment 1		Segment 2		Segment 3		Segment 4	
		FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS
RUN I	MLVSS (g/L)	75.6	30.3	12.1	21.4	28.8	20.0	41.9	50.4
	MLVSS/MLSS	0.97	0.76	0.95	0.72	0.92	0.66	0.94	0.85
RUN II	MLVSS (g/L)	50.9	20.0	12.3	18.5	25.8	15.5	35.6	30.2
	MLVSS/MLSS	0.93	0.76	0.97	0.71	0.97	0.68	0.94	0.89
RUN III	MLVSS (g/L)	55.4	25.5	13.4	19.4	27.2	18.3	38.5	42.5
	MLVSS/MLSS	0.94	0.77	0.95	0.75	0.96	0.67	0.96	0.85

4.9.2 ความเข้มข้นของ Extracellular Polymeric Substance (EPS)

ความเข้มข้นของ EPS ในตะกอนโดยทำการวิเคราะห์ 2 องค์ประกอบหลัก คือ ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตและทำการศึกษาค่าความเข้มข้นของ EPS ใน 2 รูปแบบคือ bound EPS และ soluble EPS เนื่องจากจุลชีพสามารถผลิต microbial products ได้ทั้งที่เป็นสารละลายและสารแขวนลอยใน mixed liquor sludge จากการศึกษาค่าความเข้มข้นของ EPS ของการเดินระบบทั้งสามช่วงในการศึกษา (RUN I, RUN II, RUN III) แสดงดังรูปที่ 4.11 ซึ่ง bound EPS เป็น polymer ที่จุลชีพสร้างขึ้นเพื่อให้เกิดการยึดแน่น (adhered) ในระบบ biofilms หรือ floc เพื่อป้องกันเซลล์และเก็บรักษาอาหารในสภาวะที่อาหารขาดแคลนเป็นต้น และเมื่อ bound EPS หรือ dead cells ถูก hydrolysis ด้วยระบบ enzymes ของจุลชีพจะเปลี่ยนเป็น EPS ที่อยู่ในรูปสารละลาย หรือ soluble EPS โดยจากผลการศึกษาในรูปที่ 4.8 พบว่าในระบบ FDHS มีแนวโน้มความสามารถในการ hydrolyzed dead cells และ bound EPS ได้ดีกว่าเนื่องจากมีปริมาณ soluble EPS ในระบบสูงกว่า ส่วน bound EPS พบว่าในระบบ FDHS เกิดได้มากกว่าระบบ BDHS ในการเดินระบบ RUN I และ

RUN III โดยในหลายการศึกษาพบว่า bound EPS excessive biomass การสะสมของ particulate matters มีผลทำให้เกิดการอุดตันชั้นกรอง (Iluita et. al., 2005; Thullner et. al., 2004) แต่อย่างไรก็ตามไม่พบการอุดตันชั้นกรองในการเดินระบบ FDHS ซึ่งเกิดเนื่องจากเชื้อราสามารถใช้ EPS เป็นแหล่งคาร์บอนในสภาวะขาดแคลนได้



รูปที่ 4.11 ความเข้มข้นของ EPS ในตะกอนของระบบ BDHS และ FDHS

อีกทั้งผลการศึกษาในระบบ BDHS พบความเข้มข้นของ EPS ในตะกอนสูงใน segment 1 และ 3 แต่กลับพบค่า μ_{max} มีค่าต่ำกว่าอีกสอง segments ที่เหลือ โดยเฉพาะใน segment 3 ซึ่งพบค่า μ_{max} ต่ำที่สุด ในการศึกษาของ Lapidou (2003) ระบุว่า EPS มีผลกระทบต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา และอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเนื่องจากกระทบต่อการถ่ายมวลของอาหารและอากาศ (mass transports) ในระบบ biofilms หรือ flocs เกิดได้ไม่ดี แต่อย่างไรก็ตามผลกระทบของ EPS ต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ยังขึ้นกับชนิดของจุลินทรีย์อีกด้วย (Lapidou, 2003) โดยในการศึกษานี้ไม่พบผลกระทบของ EPS ต่อค่า biokinetic parameters ของเชื้อรา

4.9.3 ผลกระทบของค่า EPS ต่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากระบบ DHS

EPS เป็นผลิตภัณฑ์ของจุลินทรีย์พบได้ทั้งจุลินทรีย์ในกลุ่ม สาหร่าย แบคทีเรีย รา ยีสต์ ซึ่งเป็นส่วนประกอบ เพื่อให้เกิดการยึดเกาะใน biofilms หรือ floc ในหลายการศึกษาได้ระบุว่า EPS เป็นสาเหตุหนึ่งที่ระบบบำบัดทางชีวภาพไม่สามารถกำจัดค่าซีโอดีให้ต่ำกว่ามาตรฐานเนื่องจากการสร้าง substrate ของเซลล์ขึ้นมาเองหรือที่เรียกว่า Soluble Microbial Products (SMPs) โดย soluble EPS เป็นส่วนหนึ่งของ SMPs ซึ่งเกิดจากการไฮโดรไลซิส bound EPS (Wichisathain, 2004; Jarusutthirak et. al., 2007; Yan et. al., 2007) และในการศึกษาพบว่าในน้ำทิ้งจากระบบ DHS มีความเข้มข้นของโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตซึ่งเป็นองค์ประกอบของ EPS ถึงประมาณ 60-70% ดังแสดงในตารางที่ 4.7

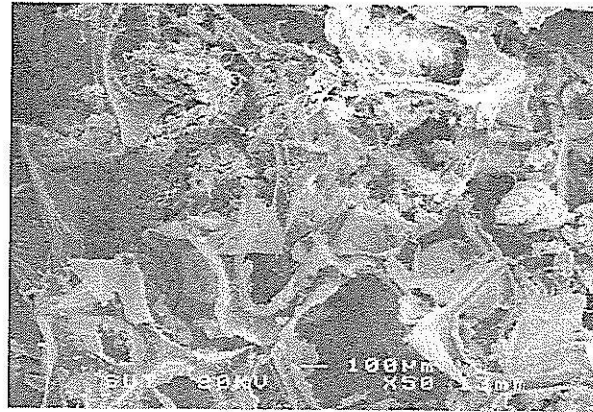
ตารางที่ 4.7 ความเข้มข้นของค่า soluble EPS ในน้ำทิ้งจากระบบ DHS

DHS Profiles	Soluble EPS (mg/L)		Soluble EPS/SCOD	
	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS
Segment 1	132.8	199.8	0.56	0.61
Segment 2	126.0	187.3	0.63	0.66
Segment 3	123.0	175.5	0.67	0.68
Segment 4	121.6	170.2	0.70	0.69

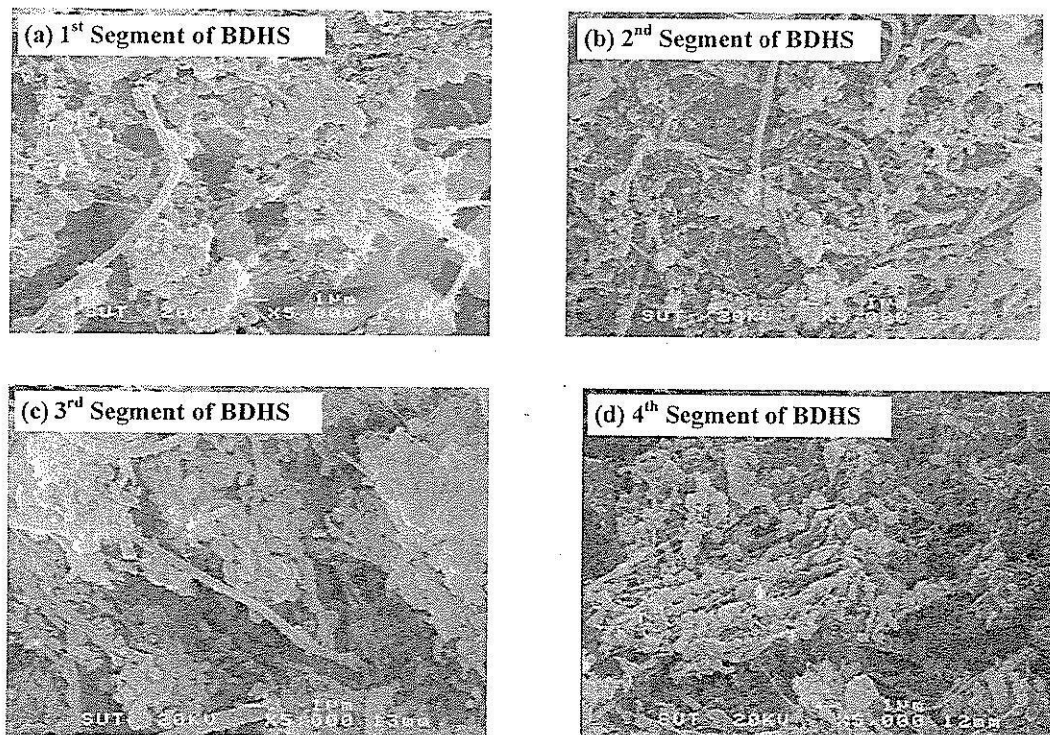
4.9.4 การศึกษาโครงสร้างของเซลล์ (Cell Morphology Study)

การศึกษาโครงสร้างของ Cells ด้วย Scanning electron microscopic (SEM) พบลักษณะการสะสมและการยึดเกาะของจุลินทรีย์ในฟองน้ำดังรูปที่ 4.12, 4.13 และ 4.14 โดยจุลินทรีย์จะสะสมในสองลักษณะ คือ การเกิด biofilms ที่ผิวสัมผัสของฟองน้ำ และการเกิดโครงสร้างแบบเส้นใย (filamentous) หุ้มสารแขวนลอย (suspended solids) และสะสมในรูป flocs ในบริเวณช่องว่าง

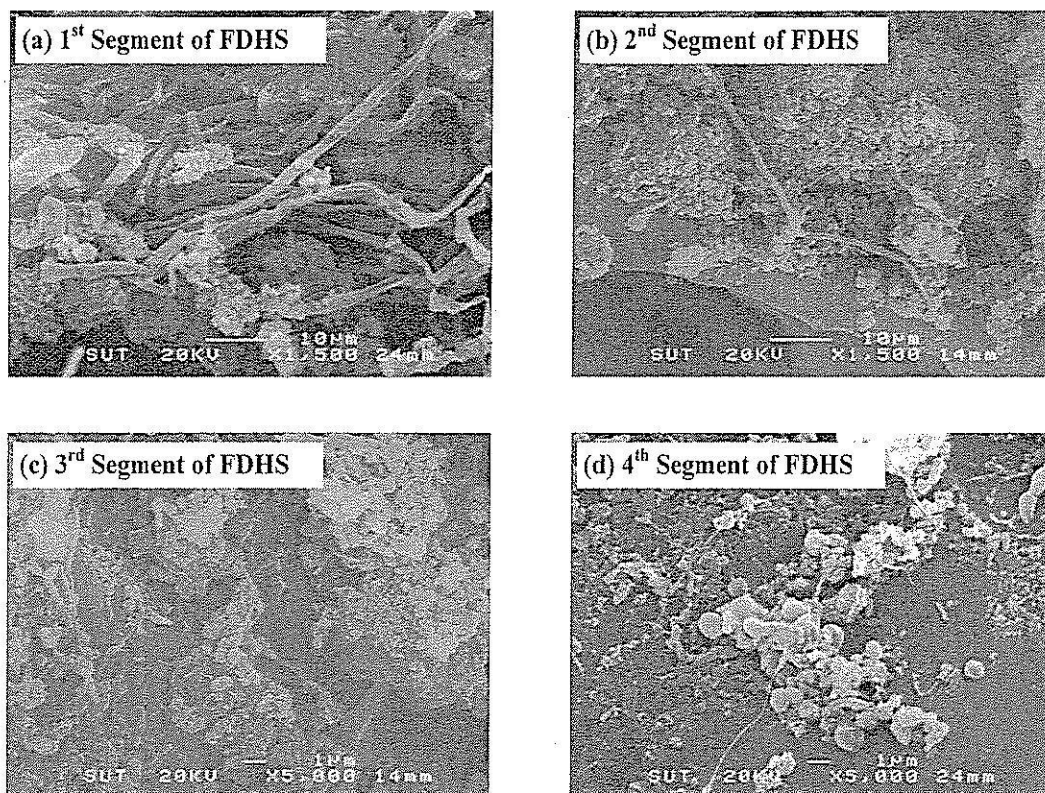
ภายในตัวกลางฟองน้ำ ซึ่งทำให้ระบบ DHS สามารถกำจัดสารแขวนลอยในน้ำโดยการกักไว้ในระบบและเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพในเวลาต่อมา



รูปที่ 4.12 ลักษณะการยึดเกาะของตะกอนในตัวกลางฟองน้ำ



รูปที่ 4.13 ลักษณะของเซลล์ในระบบ BDHS ภาพถ่ายขยายด้วย SEM



รูปที่ 4.14 ลักษณะของเซลล์ในระบบ BDHS ภาพถ่ายขยายด้วย SEM

4.10 การจำแนกจุลชีพในตะกอน DHS

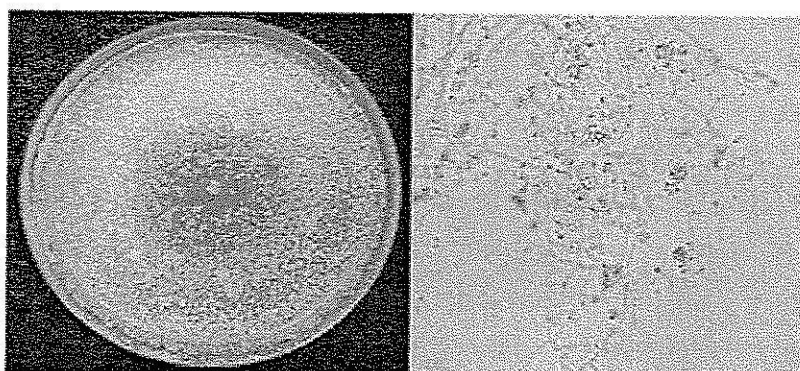
4.10.1 จุลชีพในระบบ FDHS

จากการศึกษาการจำแนกเชื้อในระบบ FDHS เพื่อทำการจำแนกชนิดของ genus ที่เป็นจุลชีพหลักในตะกอนของระบบ DHS ทั้งสี่ส่วน (Segments) พบ genus ที่เป็นจุลชีพหลักในระบบ FDHS 3 genus คือ (i) *Trichoderma* (ii) *Aspergillus* และ (iii) *Candida* ซึ่งทั้งสาม genus เป็นเชื้อราที่มีรายชื่อรายละเอียดดังต่อไปนี้

(i) *Trichoderma* เป็นจุลินทรีย์เชื้อราที่มีประโยชน์ชนิดหนึ่ง ขยายพันธุ์โดยการสร้างสปอร์ เมื่อนำมาเพาะเลี้ยงจะเห็นเส้นใยและสปอร์สีเขียว สามารถพบได้ทั่วไปในดินที่มีความอุดมสมบูรณ์และมีอินทรีย์วัตถุสูง (Williams and Kirk, 1988) เชื้อราไตรโคเดอร์มาสามารถเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็วที่อุณหภูมิ 25-30°C และส่วนใหญ่จะหยุดการเจริญเติบโตเมื่ออุณหภูมิ 35°C (Wikipedia, 2009) *Trichoderma* สามารถผลิต extracellular enzyme เพื่อย่อย cellulose หรือ

สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ภายนอกเซลล์ได้ โดย Paterson (1988) ได้ระบุว่า *Trichoderma reesei* สามารถผลิต extracellular enzyme จากกลไกภายในของเซลล์ 3 ชนิดซึ่งได้แก่

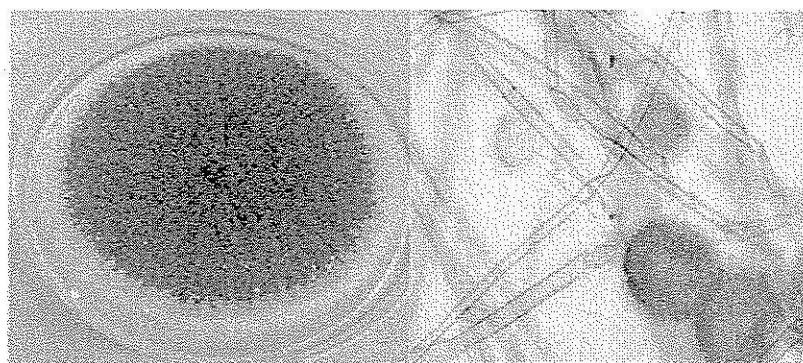
- **Cellobiohydrolase (CBH):** จะย่อยสลายเซลลูโลสซึ่งเกิดไม่สมบูรณ์จะได้เซลโลไบโอส (Cellobiose) ซึ่งเป็นไดแซคคาไรด์ (Disaccharide) และได้ผลิตภัณฑ์เป็นโอลิโกแซคคาไรด์ (Oligosaccharide) ฯลฯ
- **1,4-β-glucanohydrolases (EC 3.2.1.91) หรือ endoglucanases (EG):** จะย่อยสลายเซลลูโลสไปเป็นกลูโคส เซลโลไบโอส และโอลิโกแซคคาไรด์ โดยจะย่อยสลายด้านในของสายเซลลูโลสแบบสุ่ม (Random)
- **β-glucosidases (BG):** จะย่อยสลายเซลโลไบโอสไปเป็นกลูโคส



รูปที่ 4.15 Genus of *Trichoderma* cultures

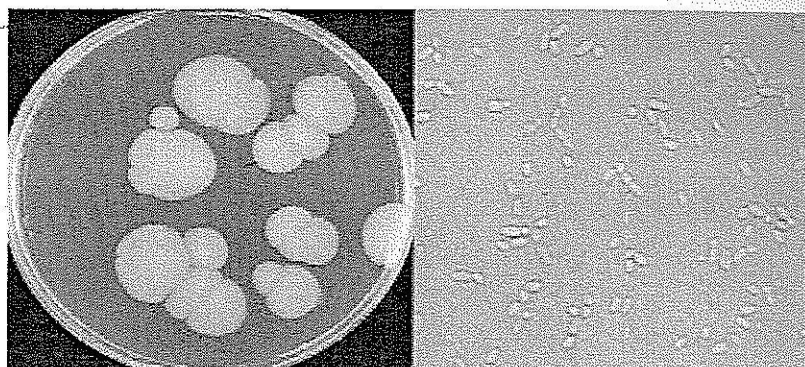
(ii) *Aspergillus* เป็นเชื้อราที่เจริญเติบโตในสภาพแวดล้อมที่มีออกซิเจนสูง อุณหภูมิที่เหมาะสมในการเจริญเติบโตประมาณ 20-30°C ซึ่งทำให้พบการเจริญเติบโตของ *Aspergillus* ที่บริเวณผิวหน้าของ Substrate เท่านั้น โดยทั่วไปแล้วเชื้อราจะเจริญเติบโตได้ดีในสภาพแวดล้อมที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง *Aspergillus* พบได้ในสิ่งแวดล้อมทั่วไปที่มีการปนเปื้อนของสารอาหารในกลุ่มแป้ง เช่น ขนมอบี๋ มันฝรั่ง และตามต้นไม้หลายชนิดเป็นต้น แต่ในบางครั้งก็สามารถเจริญเติบโตในสภาวะที่ขาดแคลนสารอาหารได้เช่นกัน การศึกษาที่ผ่านมาในกลุ่มวิจัยเทคโนโลยีการหมักที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายตัวเองของรา *Aspergillus oryzae* UI521 สรุปได้ว่าสาเหตุหนึ่งของการย่อยสลายตัวเองในราที่เกิดจากเอนไซม์อัลคาไลน์โปรติเอสซึ่งราชนิดนี้สร้างและปลดปล่อยออกมา นอกจากนี้ก็มี เอนไซม์ในกลุ่มโปรติโอไลติก ซึ่งเกี่ยวข้องกับการย่อยเซลล์ (cellular breakdown enzyme) ซึ่งมีอยู่หลายชนิด งานวิจัยที่ผ่านมาได้ศึกษาเอนไซม์ที่สำคัญไปแล้ว

3 ชนิด คือ Chitinase, N-acetyl- β -D glucosaminidase และ β -1,3-glucanases พบว่าเอ็นไซม์ทั้งสามชนิดมีความเกี่ยวข้องกับการย่อยสลายตัวเองของราชนิดนี้ในระดับหนึ่ง กล่าวคือสามารถตรวจพบปริมาณเอ็นไซม์เหล่านี้เพิ่มขึ้นเมื่อการย่อยสลายตัวเองเพิ่มขึ้น แต่คาดว่าเอ็นไซม์เหล่านี้อาจใช้สาเหตุของการเกิดการย่อยตัวเองในราชนิดนี้ทั้งหมด โดยเฉพาะเอ็นไซม์ β -N-acetylglucosaminidase ซึ่งสันนิษฐานเบื้องต้นว่าปริมาณเอ็นไซม์ที่เพิ่มขึ้นในช่วงที่เกิดการย่อยตัวเองของรานั้นน่าจะเป็นผลมาจากผลิตภัณฑ์ที่เพิ่มขึ้นซึ่งได้จากการย่อยสลายของเอ็นไซม์ Chitinase และผลิตภัณฑ์นี้สามารถเป็นสับสเตรทของเอ็นไซม์ β -N acetylglucosaminidase ได้ ดังนั้นจึงเป็นการเร่งให้เกิดการปลดปล่อยเอ็นไซม์ β -N-acetylglucosaminidase มากขึ้น (Dandusitapunth and Limpocharoenchai, 2004)



รูปที่ 4.16 Genus of *Aspergillus* cultures

(iii) *Candida* เป็น genus ของ yeast สามารถเจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิระหว่าง 25-35°C แหล่งคาร์บอนของ yeast โดยทั่วไปคือน้ำตาลแต่ไม่สามารถผลิตเอนไซม์เพื่อย่อยสลายแป้งได้ แต่จากการศึกษาของ Cammarrota and Freire (2006) ได้อธิบายถึงความสามารถของ yeast ชนิด *Candida rugosa* ซึ่งสามารถผลิตเอนไซม์ lipases ในกระบวนการ hydrolysis ไขมันและน้ำมันที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย



รูปที่ 4.17 Genus of *Candida* cultures

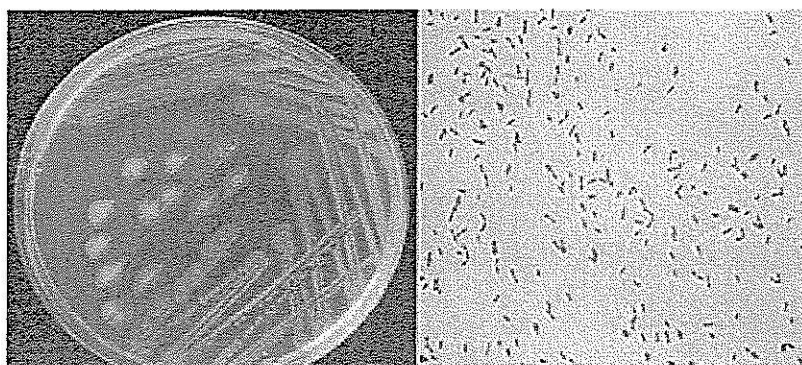
ในปัจจุบันเชื้อรายังถูกนำมาใช้เป็นเซลล์เจ้าบ้านสำหรับผลิต heterologous protein หลายชนิด เนื่องจากมีข้อดีหลายประการเมื่อเปรียบเทียบกับสิ่งมีชีวิตในระบบอื่น เช่น (1) รามีกลไกในการผลิตและส่งโปรตีนออกมานอกเซลล์ได้ในปริมาณสูง (2) รามีกลไก post-transcription และ post-translation (3) ราบางชนิดยังได้รับการยอมรับจากองค์การอาหารและยา (FDA) ว่ามีความปลอดภัยต่อการนำไปใช้งานในอุตสาหกรรมอาหาร และ (4) รายังมีความเสถียรทางพันธุกรรมสูง ราที่มีบทบาทในการผลิต heterologous protein ในระดับอุตสาหกรรมได้แก่ กลุ่ม *Aspergillus* spp. (*A. awamori*, *A. niger*, *A. oryzae* และ *A. nidulans*) กลุ่ม *Mucor* spp. (*M. miehrie* และ *M. circinelloides*) กลุ่ม *Mortierella* spp. (*M. isabellina*) และกลุ่ม *Trichoderma* spp. (*T. reesei*) (Ruenwai and Tachaleat, 2005)

4.10.2 จุลชีพในระบบ BDHS

จากการศึกษาการจำแนกเชื้อแบคทีเรียในระบบ BDHS เพื่อทำการจำแนกชนิดของ Genus ที่เป็นจุลชีพหลักในตะกอนของระบบ BDHS ทั้งสี่ส่วน (segments) พบ genus ที่เป็นจุลชีพหลักในระบบ BDHS 4 Genus คือ (i) *Psuedomonas* (ii) *Bacillus* (iii) *Nitrosomonas* และ (iv) *Nitrobacter* ซึ่งทั้งสี่ genus เป็นเชื้อแบคทีเรียโดยมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

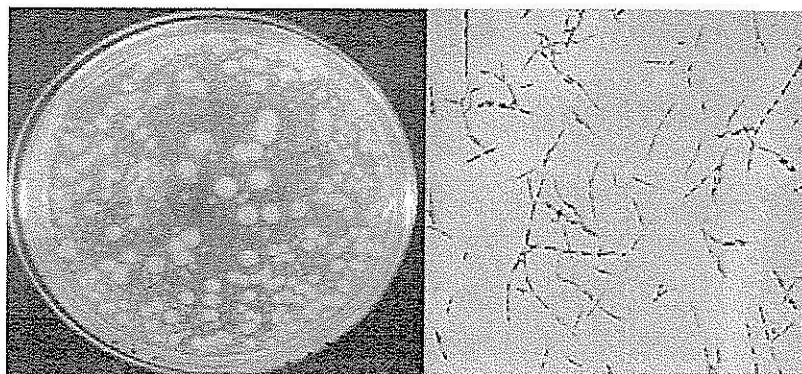
(i) *Psuedomonas* พบในทั้ง 4 segments ของระบบ BDHS เป็น heterotroph bacteria เป็น Gram-negative มีรูปร่างแบบ rod shape จัดอยู่ในกลุ่ม aerobic bacteria แต่มีบางชนิดที่สามารถเจริญเติบโตในสภาวะ facultative anaerobes ได้เช่น *P. aeruginosa* ซึ่งสามารถใช้ในเตรพเพื่อเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการ denitrification *Psuedomonas* สามารถผลิต EPS และเกิดโครงสร้างแบบ biofilms ได้ดี ทำให้ในหลายการศึกษาจึงพบ *Psuedomonas* เป็นจุลชีพเด่นในระบบ Trickling filter (Peixoto and Motam, 1998; Sa' and Boaventura, 2001) *Psuedomonas* สามารถผลิต extracellular enzyme เพื่อให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ภายนอกเซลล์ เช่น

ในกลุ่มของ β -ketoacid, carboxymuconate lactonizing enzyme และ carboxymuconolactone decarboxylase ซึ่งสามารถย่อยสลาย aromatic compounds ได้ (Stanier et. al., 1970) และ Lipase ในการไฮโดรไลซิสสารประกอบในกลุ่มของ Triacylglycerol , fatty acids และ acylglycerols (Litthauer et. al, 2002) เป็นต้น



รูปที่ 4.18 Genus of *Pseudomonas* cultures

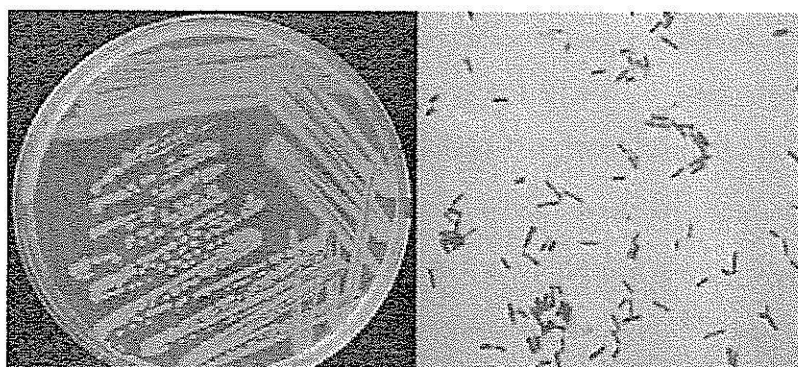
(ii) *Bacillus* พบในทั้ง 4 segments ของระบบ BDHS เป็นแบคทีเรีย Genus หนึ่งที่มีรูปร่างเป็น rod shape จัดอยู่ในกลุ่มของ heterotroph bacteria สามารถอาศัยอยู่ในสภาวะที่มีการขาดแคลนออกซิเจนได้ (obligate or facultative aerobes) *Bacillus* สามารถสร้างเอนไซม์ได้หลายชนิด เช่น ในกลุ่มของ alpha amylase เพื่อใช้ในการไฮโดรไลซิสแป้ง และ extracellular endoproteinase, phospholipase ที่สามารถย่อยสารอินทรีย์ในกลุ่มของโปรตีน (Bertagnolli et. al., 1996) เป็นต้น อีกทั้ง *Bacillus* ยังเป็นจุลินทรีย์ที่พบมากในน้ำเสียชุมชนและประยุกต์ใช้ในระบบ Trickling filter เพื่อบำบัดน้ำเสียในหลายประเภท เช่น ระบบ Trickling filter เพื่อกำจัด Cr (IV) น้ำเสีย (Dermou et. al., 2005), การกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการ denitrification ในระบบเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำแบบปิด (กษิธิศ 2551)



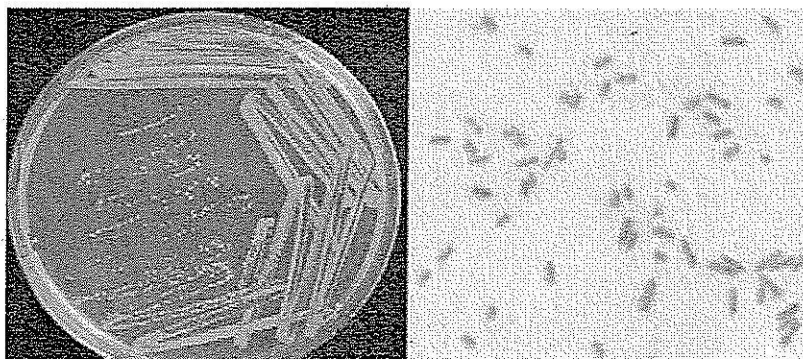
รูปที่ 4.19 Genus of *Bacillus* cultures

(iii) *Nitrosomonas* เป็น autotroph bacteria ที่สามารถเปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนไตรท์ในกระบวนการเมทาโบลิซึม โดยในการศึกษาพบว่าเป็นจุดชีพเด่นในระบบ BDHS segment 2 และ 3 ของระบบ ซึ่งทั้งสอง segments นี้เป็น segments ที่พบประสิทธิภาพในการเกิด nitrification อีกด้วย

(iv) *Nitrobacter* เป็น autotroph bacteria ที่สามารถเปลี่ยนไนไตรท์ให้เป็นไนเตรทในกระบวนการเมทาโบลิซึม โดยในการศึกษาพบว่าเป็นจุดชีพเด่นในระบบ BDHS segment 3 และ 4 ของระบบ ซึ่งทั้งสอง segments นี้เป็นบริเวณที่พบประสิทธิภาพในการเกิด nitrification อีกด้วย



รูปที่ 4.20 Genus of *Nitrosomonas* cultures



รูปที่ 4.21 Genus of *Nitrobacter* cultures

4.11 การควบคุมปัญหาในการเดินระบบ DHS

4.11.1 ปัญหาเรื่องแมลงและหนอนในระบบ

ในการพัฒนาระบบ biofilter ส่วนใหญ่จะประสบปัญหาในเรื่องของการเกิด predators เช่น หนอน แมลงหวีขน (filter flies) หอยทาก เป็นต้น (Parker et. al., 1997) โดย predators เหล่านี้จะทำให้ค่า VSS ในระบบลดลงอย่างรวดเร็วเช่นเดียวกันในการทดลองเดินระบบ FDHS และ BDHS

ในระบบ FDHS ปัญหาเรื่องแมลงหวีขนและหนอนแมลงพบในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบ (start-up period) เท่านั้น ในการศึกษาจึงทำการควบคุมโดยใช้ยาฆ่าแมลงในกลุ่ม Pyrethroids โดยใช้ Cypermethrin 10% จำนวน 60 mL เติมน้ำเสียจำนวน 100 ลิตร (ความเข้มข้น 60 mg/L) จ่ายเข้าสู่ระบบทุก 2 สัปดาห์เพื่อตัดวงจรชีวิตของแมลงหวีขนโดยอ้างอิงตามการศึกษาของ Mohamed et. al. (1987) ระบุว่าเชื้อรามีความสามารถในการต้านทานยาฆ่าแมลงในกลุ่ม Pyrethroids โดยไม่ส่งผลกระทบต่อกระบวนการสร้างสปอร์และการเจริญเติบโตของ mycelial ที่ความเข้มข้น 5,000 mg/L และเมื่อเชื้อราเจริญเติบโตจนระบบเข้าสู่ภาวะสมดุล (steady state) ไม่พบปัญหาเรื่องแมลงหวีขนและหนอนแมลงในระบบ FDHS เลย เนื่องจากเกิดเชื้อราซึ่งจัดเป็นพวก parasite ในแมลงโดยสปอร์จะแพร่กระจายไปทางอากาศและตกลงบนตัวหนอน เมื่อสภาพแวดล้อมเหมาะสมกับการเจริญเติบโต สปอร์จะงอกเข้าทำลายภายในตัวหนอนแมลง จากผลการวิจัยพบว่าเชื้อราสามารถเข้าทำลายแมลงและหนอนต่างๆ ได้ (Prakash et. al., 2008)

ส่วนในระบบ BDHS ปัญหาเรื่องแมลงหวีขนและหนอนแมลง พบได้ตลอดในฤดูกาลแพร่ระบาดของแมลงหวีขนคือในช่วงหน้าแล้ง (ช่วงเดือนตุลาคม-พฤษภาคม) การควบคุมแมลงหวีขนและหนอนแมลงดำเนินเช่นเดียวกันกับในระบบ FDHS โดยจะทำการเติม Cypermethrin ในน้ำเสียที่จ่ายเข้าสู่ระบบเมื่อพบแมลงหวีขนเกาะที่ระบบ BDHS ทุก 2 สัปดาห์ ไม่พบแมลงหวีขนจากใน

ระบบ BDHS ซึ่งความเข้มข้น Cypermethrin ที่เติมลงในน้ำเสียมีให้ผลค่า COD ในน้ำเข้าและออกจากระบบ BDHS สูงขึ้นประมาณ 30% โดยประสิทธิภาพจะกลับสู่สภาวะปกติประมาณ 3 วันหลังการเติม Cypermethrin แสดงให้เห็นว่า Cypermethrin ไม่ส่งผลกระทบต่อการทำงานของเชื้อแบคทีเรียเนื่องจาก Cypermethrin จะออกฤทธิ์กับ eukaryotic organisms เท่านั้น อีกทั้งในการศึกษาของ Grant et. al. (2002) ว่าแบคทีเรียชนิด *Pseudomonas* และ *Serratia* สามารถในการย่อยสลายยาฆ่าแมลงในกลุ่ม Pyrethroids ได้อย่างมีประสิทธิภาพ

4.11.2 ปัญหาเรื่องการอุดตันของชั้นกรอง

ปัญหาการอุดตันชั้นกรองพบในการเดินระบบ BDHS ในช่วง RUN 1 เท่านั้น ในการศึกษาทำการควบคุมโดยการล้างระบบ BDHS ด้วยน้ำสะอาดทุก 60 วันด้วยอัตราการไหล 550 ลิตรต่อวัน เป็นระยะเวลา 6 ชั่วโมง ส่วนใน RUN II และ RUN III เป็นการเดินระบบด้วยภาระบรรทุกขลศาสตร์สูง (อัตราการไหลเท่ากับ 550 ลิตรต่อวัน) ทำให้ไม่พบการอุดตันชั้นกรองเนื่องจากแรงเฉือนของน้ำเสียในระบบสูงกว่า RUN I และระยะเวลาในการเดินระบบอาจสั้นเกินไปจึงยังไม่เกิดการอุดตันของชั้นกรอง

บทที่ 5

สรุปผลการศึกษา

5.1 สรุปผลการศึกษา

จากการศึกษาการเดินระบบ Bacterial Downflow Hanging Sponge (BDHS) และระบบ Fungal Downflow Hanging Sponge (FDHS) โดยทำการเดินระบบเป็นระยะเวลาทั้งหมด 522 วัน ซึ่งแบ่งเป็นการศึกษาใน RUN I เป็นระยะเวลา 320 วัน RUN II เป็นระยะเวลา 95 วัน และ RUN III เป็นระยะเวลา 107 วัน พบประสิทธิภาพและเสถียรภาพในการเดินระบบ BDHS และ FDHS โดยสรุปดังต่อไปนี้

- การศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ของระบบ DHS ด้วยสารติดตาม (Tracer Study) พบแนวของการไหลในถังปฏิกรณ์ DHS เป็นแบบท่อ (plug flow regime) และ fraction of dead volume มีค่าลดลงเมื่ออัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้น
- การศึกษาประสิทธิภาพในการเติมอากาศของระบบ DHS พบสภาวะขาดแคลนออกซิเจนเกิดขึ้นในระบบ BDHS segment 1 และ 2 ในการเดินระบบ RUN I ซึ่งเกิดเนื่องจากเชื้อแบคทีเรียมีแนวโน้มการใช้ออกซิเจนต่อปริมาณสารอินทรีย์ที่กำจัดได้สูงกว่าเชื้อรา
- การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์พบว่าในระบบ FDHS สามารถเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายทางชีวภาพได้เร็วกว่าแบคทีเรีย อีกทั้งยังมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายตะกอนจุลชีพที่สะสมในชั้นกรองซึ่งเป็นสาเหตุหลักของการอุดตันชั้นกรองได้ดีกว่าระบบ BDHS
- ระบบ BDHS เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน แต่อย่างไรก็ตามปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งของระบบ UASB ที่เข้าสู่ระบบมีค่าสูงทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงแบคทีเรียในระบบ BDHS จึงมีความต้องการระบบบำบัดสารอินทรีย์ก่อนที่จะทำการกำจัดไนโตรเจน
- การแยกสัดส่วนในองค์ประกอบค่า COD ในระบบ DHS พบว่าเชื้อราสามารถเปลี่ยนองค์ประกอบของค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้ให้อยู่ในรูปที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างมีประสิทธิภาพ
- การศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของ aerobic heterotroph microorganisms ในระบบ DHS พบค่า substrate utilization rate (r_x) และ maximum specific growth (μ_{max}) สูงสุดใน

ตะกอนของระบบ FDHS segment 1 และค่า sludge yield ของระบบ FDHS มีค่าต่ำกว่า BDHS

- จากผลการศึกษาการจำแนกชนิดของจุลชีพในระบบ DHS พบว่าการควบคุมค่า pH ของทั้งจากระบบ UASB ให้เท่า 4.0 ± 0.2 และ 7.0 ± 0.2 เพื่อเข้าสู่ระบบ FDHS และ BDHS ตามลำดับ ทำให้เชื้อราสามารถเจริญเติบโตและเป็นจุลชีพเด่นในระบบ FDHS และเชื้อแบคทีเรียเจริญเติบโตและเป็นจุลชีพเด่นในระบบ BDHS

5.2 ข้อเสนอแนะ

จากการดำเนินการศึกษาระบบ FDHS และ BDHS ในการศึกษาพบข้อเสนอนี้เพื่อเป็นประโยชน์ในการศึกษาต่อไปดังนี้

- การนำตะกอนจากเชื้อราซึ่งเป็นเซลล์โปรตีนกลับมาใช้ประโยชน์
- การศึกษาและพัฒนาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในระบบ BDHS ควรมีการลดสารอินทรีย์ในระบบเพื่อให้กระบวนการ nitrifications เกิดสมบูรณ์ขึ้น

บรรณานุกรม

- กษิติศ หนูทอง. (2551). การบำบัดไนโตรเจนในระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำแบบปิด. วารสารพระจอมเกล้าลาดกระบัง. 16(1): หน้า 11-22.
- Al-Ahmady, K. (2005). Effect of organic loading on rotating biological contactor efficiency. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. 2(3): 469-477.
- Ahmadi, M., Vahabzadeh, F., Bonakdarpour, B. and Mehranian, M. (2006). Empirical modeling loofa-immobilized *Phanerochaete chrysosporium*. **Process Biochemistry**. 41. pp1148-1154.
- 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 cubs process. **Water Sci. and Technol**. 36(6-7). pp433-440.
- 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. pp113-126.
- Amatya, P.L. (1996). **Anaerobic Treatment of Tapioca Starch Industry Wastewater by Bench Scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor**. Master thesis. Asian Institute of Technology. Bangkok, Thailand.
- Annachhatre A.P. and Amatya P.L. (2000). UASB Treatment of Tapioca Starch Wastewater. **J. Envi. Eng**. 126(12). pp 1149-1152.
- Annachhatre A.P. and Amornkaew A. (2001). Upflow Anaerobic Sludge Blanket Treatment of Starch Wastewater Containing Cyanide. **Water Environmental Research**. 73(5). pp 622-632.
- APHA, AWWA, WEF, 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19th ed. Washington, DC, USA.
- Araki, N., Ohashi, A., Mechadar, I. and Harada, H. (1999). Behaviors of nitrifiers in a novel biofilm reactor employing hanging sponge cubs as attachment site. **Water Sci. and Technol**. 39(7). pp23-31.

- Barana A.C. and Cereda M.P. (2000). Cassava Wastewater (Manipureira) Treatment Using A Two-phase Anaerobic Biodigestor. **Ciênc Technol Aliment [Online]**. 20(2). Available <http://www.scielo.br/scielo.php>.
- Bertangnolli, B. L., Dol Soglio, F. K. and Sinclair, J. B. (1996). Extracellular enzyme profiles of the fungal pathogen *Rhizoctonia solani* isolate 2B-12 and two antagonists, *Bacillus megaterium* strain B153-2-2 and *Trichoderma harzianum* isolate Th008. I. Possible correlations with inhibition of growth and biocontrol. *Physiology and Molecular Plant Pathology*. 48: pp145-160.
- Blázquez, P., Caminal, G., Sarrá, M. and Vicent, T. (2007). The effect of HRT the decolorisation of the Grey Lanaset G textile dye by *Trametes versicolor*. **Chemical Engineering Journal**. 126. pp163-169.
- Cammarota and Freire (2006). A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. **Bioresource Technology**. 97: pp2195-2210.
- Chaiprasert, C., et.al. (2003). **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 cluster 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: pp221-233.
- Chea, K.J., Yim, S.K. and Choi, K. H. (2004). Application of a sponge media (BioCube) process for upgrading and expansion of existing caprolactam wastewater treatment plant for nitrogen removal. **International Conference on Wastewater Treatment for Nutrient Removal and Reuse 2004**. Phathumthanee, Thailand: Asian Institute of Technology.
- Chuang, H., Ohashi, A., Imachi, H, Tandukar, M, 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. (1991). Increased bacterial uptake of macromolecular substrates with fluid shear. **Applied and Environmental Microbiology**. 57(11): 3093-3100.

- Coulibaly, H., Naveau, H. and Agathos, S. N. (2002). A tanks-in-series bioreactor to simulate macromolecule-laden wastewater pretreatment under sewer conditions by *Aspergillus niger*. **Water Research**. 36: pp3941-3948.
- Dandusitapunth, Y and Limpocharoenchai, S. (2004). **The Relationship between Lytic Enzymes and the Autolysis Process of *Aspergillus oryzae*** [Online]. Available: <http://www.kmutt.ac.th/rippc/lytic.htm>.
- 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: pp965-969.
- Demetrios N. H., Ioannis D. M., Sotirios G. G. (2004). Organic and nitrogen removal in a two-stage rotating biological contactor treating municipal wastewater. **Bioresource Technology**. 93. 91-98.
- Dermou, E., Velissariou, Xenos, A. D. and Vayenas, D.V. (2005). Biological chromium(VI) reduction using a trickling filter. **Journal of Hazardous Materials**. B126: pp78-85.
- 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: pp159-167.
- Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers R.A. and Smith, F. (1956). Colorimetric method for the determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, 28(3): pp350-356.
- Eding, E. H., Kamstra, A., Verreth, J. A. J., Huisman, E. A. and Klapwijk, A. (2006). Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. **Aquacultural Engineering**. 34: pp234-260.
- Elmaleh S., Defrance M.B., Ghommidh C. and Navarro J.M. (1996). Technical note: Acidogenic effluents treatment in a yeast reactor. **Water Research**. 30 (10): pp2526-2529.
- Elmaleh S., Defrance M.B., Ghommidh C. and Navarro J.M. (1996). Technical note: Acidogenic effluents treatment in a yeast reactor. **Water Research**. 30 (10): pp2526-2529.
- Fakhru'l-Razi, A. and Molla, A. H. (2007). Enhancement of bioseparation and dewaterability of domestic wastewater sludge by fungal treated dewatered sludge. **J. Hazardous Material**. 147: pp350-356.

- Fu, Y. and Viraraghavan, T. (2001). Fungal decolorization of dye wastewater: a review. **Bioresource Technology**. 79. pp251-262.
- Geng, A.L., Lim, A. E., Soh, E. W., Zhao, B. and Leck, T. S. (2004). **Physiological and Proteomic Analysis of EPS Production and Biofilm Formation for Phenol Degrading Bacterium**. Teylor & Francis Group. ISBN 90 5809 653 X. London. pp195-198.
- Grady Jr C. P. L., Daigger, T. G., and Lim H. C. (1999). **Biological Wastewater Treatment**, Marcel Dekker Inc. New York, USA.
- Grant, R. J., Daniell, T. J. and Betts, W. B. (2002). Isolation and identification of synthetic pyrethroid-degrading bacteria. **J. of Applied Microbiology**. 92: pp534-540.
- Guest R.K. and Smith (2002). A potential new role for fungi in a wastewater MBR biological nitrogen reduction system. **J. Environ. Sci.** 1. pp433-437.
- Hai, F. I., Yamamoto, K. and Fukushi, K. (2006). Development of a submerged membrane fungi reactor for textile wastewater treatment. **Desalination**. 192. pp315-322.
- Hein, P.G., Oanh, 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): pp89-96.
- Iliuta, I. and Larachi, F. (2005). Modeling simultaneous biological clogging and physical plugging in trickle-bed bioreactor for wastewater treatment. **Chemical Engineering Science**. 60: pp1477 – 1489.
- 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. pp59-65.
- Laspidou, C. S. (2003). **Modeling Heterogeneous Biofilms Including Active Biomass, Inert Biomass and Extracellular Polymeric Substances**. Ph.D. thesis. Evanston. Illinois. USA.
- Lettinga, G., and Hulshoff Pol, L. W. (1991). UASB-Process Design for Various Types of Wastewaters. **Water Sci. Technol**. 24(8): pp87-107.
- Levenspiel, O. (1972). **Chemical Reaction Engineering**. 2nd edition. John Wiley & Sons. Canada.

- Litthauer, D., Ginster, A. and Skein, E. E. (2002). *Pseudomonas luteola* lipase: A new member of the 320-residue *Pseudomonas* lipase family. **Enzyme and Microbial Technology**. 30: pp209-215.
- Loha, V., Chaiprasert, P., Neungchaknin, C., Phattaravichien, S. and Amonmongkol, M. (2003). **Wastewater Treatment Technology Transfer and Cleaner Production Demonstration Project: Cleaner Production in Tapioca Starch Factory [Online]**. Available : [http://www. Aprscp.org/articles/papers/loha.html](http://www.Aprscp.org/articles/papers/loha.html).
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L. and Randall, R.J. (1951). Protein measurement with the Folin-Phenol reagents. *J. Biol. Chem.* 193: pp 265–275.
- Machdar, I., Harada, H., Ohashi, A., Sekiguchi, Y., Okui, H. and Ueki, K. (1997). A novel & cost effective sewage treatment system consisting of UASB pre treatment and aerobic post treatment units for developing countries. **Water Sci. and Technol.** 36(12). pp189-197.
- 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). pp83-89.
- 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 Ruse**. Asian Institute of Technology. Vol. 2. Bangkok: Thailand.
- Mannan, S., Fakhu'l-Razi, A. and Alam, M. Z. (2005). Use of fungi improve bioconversion of activated sludge. **Water Research**. 39. pp2935-2943.
- Mohamed, A. K., Pratt, J. P. and Nelson, F. R. S. (1987). Compatibility of *Matarhizium anisopliae* var. *anisopliae* with chemical pesticides. **Mycopathologia**. 99: pp99-105.
- Nakamura, Y., Sungusia, M. G., Sawada, T. and Kuwahara, M. (1999). Lignin-Degrading enzyme production by *Bjerkandera adusta* immobilized on polyurethane foam. **J. of Bioscience and Bioengineering**. 88(1): pp41-47.
- O'Neill, C., Hawkes, F. R., Hawkes, D. L., Lourenço, N. D. Pinheiro, H. M. and Delée, W. (1999). Colour
- Ohashi, K., Hiroyuki, I., Harada, H. (2006). Anaerobic/Aerobic Treatment of Actual Dye Wastewater Using System Combining UASB and DHS Reactors. **J. Japan Society on**

- Water Environment** [Online]. 29(10): 613-620. Available: <http://sciencelinks.jp/east/article/200622/000020062206A0921183.php>.
- Oliveira, M.A. Reis, E. and Nozaki, J. (1999). Biological treatment of wastewater from the cassava meal industry. **Environmental Research**. A85. pp 177-183.
- Parker, D. S., Jacobs, T., Bower, E., Stowe, D. W. and Farmer, G. (1997). Maximizing trickling filter nitrification rates through biofilm control: research review and full scale application. **Wat. Sci. Tech.** 36(1): pp225-262.
- Peterson, A. (1998). Fungal enzymes, D. R. (ed). **Physiology of Industrial Fungi** (pp101-129). London: Blackwell Scientific Publications.
- Peixoto, J. and Motam. (1998). Biodegradation of toluene in a trickling filter. **Bioprocess engineering**. 19(5): pp 393-397.
- Polprasert C. and Chatsangthai S. (1989). Sulfide Production during Anaerobic Lagoon Treatment of Tapioca Wastewater. **Environmental International**. 14. pp563-567.
- Prakash, M., Jayakumar, M. and Kaemegam, N. (2008). Physico-chemical characteristics and fungal flora in the casts of the earthworm, *Perionyx ceylanensis* mich. reared in *Polyalthia longifolia* leaf litter. **J. of Applied Sciences Research**. 4(1): 53-57.
- Quek, E., Ting, Y. and Tan, H. M. (2006). *Rhodococcus* sp. F92 immobilized on polyurethane foam shows ability to degrade various petroleum products. **Bioresource Technology**. 97: pp32-38.
- Racho, P., Wichisathian, B., Jindal, R. (2008). Feasibility of low cost post-treatment options for the anaerobic processes of tapioca starch wastewater: Fungal Downflow Hanging Sponge (DHS) and Bacterial DHS systems. **KKU Res. J.** 13(10):pp 1172-1184.
- Rajbhandari, B.K., Annachhatre, A.P. (2004). Anaerobic ponds treatment of starch wastewater: case study in Thailand. **Bioresource Technology**. 95. pp135-143.
- Roh, S., Chum, Y. N., Nah, J., Shin, H. and Kim, S. (2006). Wastewater treatment by anaerobic digestion coupled with membrane processing. **J. Ind. Eng. Chem.** 12(3). pp489-493.
- Ruenwai, R. and Tachaleat, A. (2005). **The Improvement of Heterologous Protein Productivity in *Aspergillus oryzae* by Reduction of Protease Activity** [Online]. Available: <http://www.kmutt.ac.th/rippc/hetero2.htm>.

- Rukvichitkul, T. (2002). **Treatment of Tapioca Starch Wastewater Using Anaerobic Attached Growth Pond**. M.S. thesis (ISBN 974-533-164-3). Suranaree University of Technology. Bangkok, Thailand.
- Sá, C. S. A. and Boaventura, R. A. R. (2001). Biodegradation of phenol by *Pseudomonas putida* DMS 548 in trickling filter bed reactor. **Biochemical Engineering Journal**. 9: pp211-219.
- Seejuhn, R. (2002). **Waste Audit in a Tapioca Starch Milk Processing Factory**. M.S. thesis. M.S. thesis. Asian Institute of Technology. Pathunthani, Thailand.
- Stanier, R. Y., Wachter, D., Gasser, C. and Wi, A. C. Comparative Immunological Studies of Two *Pseudomonas* Enzymes. **J. of Bacteriology**. 102(2): pp351-362.
- 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). pp323-329.
- Tandukar, M., Mechdar, I., Uemura, S., Ohashi, A. and Harada, H. (2006a). Potential of a novel sewage treatment system for developing countries: long term evaluation. **J. Environ. Eng.** 32(2). pp166-172.
- Tandukar, M., Uemura, S., Ohashi, A. and Harada, H. (2006b). Combining UASB and the "fourth generation" down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. **Wat. Sci. Tech.** 53(3). pp209-218.
- Tawfik, A., Klapwijk, B., el-Gohary, F. and Lettiuga, G. (2002). Treatment of anaerobically pre-treated domestic sewage by a rotating biological contactor. **Water Research**. 36(1): pp147-155.
- 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. pp210-219.
- Tawfik, El-Gohary, F., Ohashi, A. and Harada, H. (2006b). The influence of physical-chemical and biological factors on the removal a fecal coliform through down-flow hanging sponge (DHS) system treating UASB reactor effluent. **Water Research**. 40. pp1877-1883.

- Thanh, N. C. and Simard, R. E. (1973). Biological treatment of domestic sewage by fungi. **Mycopathologia et Mycologia Applicata**. 51(2-3): pp223-232.
- Thullner, M., Schroth, M. H., Zeyer, J. and Kinzelbach, W. (2004). Modeling of microbial growth experiment with bio-clogging in two-dimensional saturated porous media flow field. 70: pp37-62.
- Tripathi, A. K., Harsh, N. S. K. and Gupta, N. (2007). Fungal treatment of industrial effluent: a mini review. **Life Science Journal**. 4(2): pp78-81.
- Tung, T. Q., Miyata, N. and Iwahori, K. (2004). Growth of *Aspergillus oryzae* during treatment of cassava starch processing wastewater with high content of suspended solids. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. 97(5): pp329-335.
- Wichitsathian, B. (2004). **Application of Membrane Bioreactor System for Landfill Leachate Treatment**. Ph.D. thesis. Asian Institute of Technology. Pathumthani, Thailand.
- Williams, M. A. J. and Kirk, P. M. (1998). Introduction: characteristics of fungi. Berry, D. R. (ed). **Physiology of Industrial Fungi** (pp1-17). London: Blackwell Scientific Publications.
- Uemara, S., Takahashi, K., Takaishi, A., Machdar, I., Ohashi, A. and Harada, H. (2002). Removal of indigenous coliphages and fecal coliforms by a novel sewage treatment system consisting of UASB and DHS units. **Water Sci. and Technol**. 46(1). pp303-309.

ภาคผนวก ก

การเสนอผลงานในงานประชุมวิชาการ

และบทความวารสารวิชาการ



ผลงานในงานประชุมวิชาการและบทความวารสารวิชาการ

1. Racho, P. and Wichitsathian, B. and Jindal, R. (2009) Biokinetic Parameters as an Indicator to Biodegradability Assessment of Down-flow Hanging Sponge (DHS) System. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา
2. พัชรินทร์ ราโช ศิริกานดา ธรรมพร บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัญจนา จินดา. คุณภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีไอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS). การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา
3. Racho, P. and Wichitsathian, B. and Jindal, R. (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 Res. J.* 13(10): pp1-12.
4. Racho, P. and Wichitsathian, B. (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. **12th International Conference on Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008)**. Research Center for Environmental and Hazardous Substance Management (EHSM), Khon Kaen University, Thailand; 25-29 August 2008.
5. 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. **IWA Specialist Conference Chemical Industries**, November 30-December 2. Massey University, Palmerston North, New-Zealand.

- Thanh, N. C. and Simard, R. E. (1973). Biological treatment of domestic sewage by fungi. **Mycopathologia et Mycologia Applicata**. 51(2-3): pp223-232.
- Thullner, M., Schroth, M. H., Zeyer, J. and Kinzelbach, W. (2004). Modeling of microbial growth experiment with bio-clogging in two-dimensional saturated porous media flow field. 70: pp37-62.
- Tripathi, A. K., Harsh, N. S. K. and Gupta, N. (2007). Fungal treatment of industrial effluent: a mini review. **Life Science Journal**. 4(2): pp78-81.
- Tung, T. Q., Miyata, N. and Iwahori, K. (2004). Growth of *Aspergillus oryzae* during treatment of cassava starch processing wastewater with high content of suspended solids. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. 97(5): pp329-335.
- Wichitsathian, B. (2004). **Application of Membrane Bioreactor System for Landfill Leachate Treatment**. Ph.D. thesis. Asian Institute of Technology. Pathumthani, Thailand.
- Williams, M. A. J. and Kirk, P. M. (1998). Introduction: characteristics of fungi. Berry, D. R. (ed). **Physiology of Industrial Fungi** (pp1-17). London: Blackwell Scientific Publications.
- Uemara, S., Takahashi, K., Takaishi, A., Machdar, I., Ohashi, A. and Harada, H. (2002). Removal of indigenous coliphages and fecal coliforms by a novel sewage treatment system consisting of UASB and DHS units. **Water Sci. and Technol.** 46(1). pp303-309.

ภาคผนวก ก
การเสนอผลงานในงานประชุมวิชาการ
และบทความวารสารวิชาการ

ผลงานในงานประชุมวิชาการและบทความวารสารวิชาการ

1. Racho, P. and Wichitsathian, B. and Jindal, R. (2009) Biokinetic Parameters as an Indicator to Biodegradability Assessment of Down-flow Hanging Sponge (DHS) System. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. สหภาพวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา
2. พัชรินทร์ ราโช ศิริกานดา ชรรมพร บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัชฎา จินดา. คุณภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS). การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. สหภาพวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา
3. Racho, P. and Wichitsathian, B. and Jindal, R. (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 Res. J.* 13(10): pp1-12.
4. Racho, P. and Wichitsathian, B. (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. **12th International Conference on Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008)**. Research Center for Environmental and Hazardous Substance Management (EHSM), Khon Kaen University, Thailand; 25-29 August 2008.
5. 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. **IWA Specialist Conference Chemical Industries**, November 30-December 2. Massey University, Palmerston North, New-Zealand.

ภาคผนวก ข

ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางชลศาสตร์ด้วยสารติดตาม

ตารางที่ ข.1 ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 0.9 ชั่วโมง

Time (min)	mL of AgNO ₃ 0.141 N	C (mgCl/L)	dt _i	C _i = C/C ₀	t _i C _i	t _i C _i dt _i	C _i dt _i	t _i ² C _i	t _i ² C _i dt _i
0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10	6.0	1119.7	10	0.4	4.0	40.3	4.0	40.3	402.9
20	7.0	1319.6	10	0.5	9.5	95.0	4.7	189.9	1899.4
30	9.5	1819.4	10	0.7	19.6	196.4	6.5	589.2	5892.4
40	12.4	2399.3	10	0.9	34.5	345.3	8.6	1381.4	13813.6
50	13.5	2619.2	10	0.9	47.1	471.2	9.4	2356.2	23562.3
60	8.0	1519.5	10	0.5	32.8	328.1	5.5	1968.4	19684.4
70	6.0	1119.7	10	0.4	28.2	282.0	4.0	1974.2	19742.0
80	5.5	1019.7	10	0.4	29.4	293.5	3.7	2348.3	23483.2
90	4.0	719.8	10	0.3	23.3	233.1	2.6	2097.9	20979.5
100	3.5	619.8	10	0.2	22.3	223.0	2.2	2230.3	22303.3
110	3.1	539.8	10	0.2	21.4	213.7	1.9	2350.5	23504.8
120	1.2	160.0	10	0.1	6.9	69.1	0.6	828.8	8288.2
130	0.8	80.0	10	0.0	3.7	37.4	0.3	486.4	4863.6
140	0.6	40.0	10	0.0	2.0	20.1	0.1	282.0	2820.3
150	0.7	60.0	10	0.0	3.2	32.4	0.2	485.6	4856.4
160	0.6	40.0	10	0.0	2.3	23.0	0.1	368.4	3683.6
170	0.5	20.0	10	0.0	1.2	12.2	0.1	207.9	2079.2
180	0.5	20.0	10	0.0	1.3	13.0	0.1	233.1	2331.1
190	0.5	20.0	10	0.0	1.4	13.7	0.1	259.7	2597.3
200	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
210	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
220	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
230	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
240	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
250	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
260	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
270	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
280	0.4	0.0	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
310	0.4	0.0	30	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
340	0.4	0.0	30	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
370	0.4	0.0	30	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total				5.5	294.3	2942.6	54.9	20,678.7	20,6787.3

ตารางที่ ข.2 ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 1.7 ชั่วโมง

Time (min)	mL of AgNO ₃ 0.141 N	C (mgCl/L)	dt _i	C _i = C/C ₀	t _i C _i	t _i C _i dt _i	C _i dt _i	t _i ² C _i	t _i ² C _i dt _i
0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10.0	0.5	20.0	10.0	0.0	0.1	0.7	0.1	0.7	7.2
20.0	4.5	819.7	10.0	0.3	5.9	59.0	2.9	118.0	1179.9
30.0	8.9	1699.5	10.0	0.6	18.3	183.5	6.1	550.4	5503.9
40.0	9.7	1859.4	10.0	0.7	26.8	267.6	6.7	1070.6	10705.6
50.0	12.4	2399.3	10.0	0.9	43.2	431.7	8.6	2158.4	21583.8
60.0	13.4	2599.2	10.0	0.9	56.1	561.2	9.4	3367.1	33670.7
70.0	13.2	2559.2	10.0	0.9	64.5	644.6	9.2	4512.5	45124.5
80.0	12.0	2319.3	10.0	0.8	66.8	667.7	8.3	5341.3	53412.7
90.0	10.4	1999.4	10.0	0.7	64.8	647.5	7.2	5827.6	58276.3
100.0	9.4	1799.4	10.0	0.6	64.8	647.5	6.5	6475.1	64751.4
110.0	8.2	1559.5	10.0	0.6	61.7	617.3	5.6	6790.3	67902.7
120.0	6.4	1199.6	10.0	0.4	51.8	518.0	4.3	6216.1	62161.4
130.0	3.4	599.8	10.0	0.2	28.1	280.6	2.2	3647.7	36476.6
140.0	1.0	120.0	10.0	0.0	6.0	60.4	0.4	846.1	8460.9
150.0	1.0	120.0	10.0	0.0	6.5	64.8	0.4	971.3	9712.7
160.0	0.9	100.0	10.0	0.0	5.8	57.6	0.4	920.9	9209.1
170.0	0.9	100.0	10.0	0.0	6.1	61.2	0.4	1039.6	10396.2
180.0	0.9	100.0	10.0	0.0	6.5	64.8	0.4	1165.5	11655.3
190.0	0.8	80.0	10.0	0.0	5.5	54.7	0.3	1038.9	10389.0
200.0	0.8	80.0	10.0	0.0	5.8	57.6	0.3	1151.1	11511.4
210.0	0.7	60.0	10.0	0.0	4.5	45.3	0.2	951.8	9518.5
220.0	0.7	60.0	10.0	0.0	4.7	47.5	0.2	1044.7	10446.6
230.0	0.7	60.0	10.0	0.0	5.0	49.6	0.2	1141.8	11417.8
240.0	0.6	40.0	10.0	0.0	3.5	34.5	0.1	828.8	8288.2
250.0	0.4	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
260.0	0.4	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
270.0	0.4	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
280.0	0.4	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
310.0	0.4	0.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
340.0	0.4	0.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
370.0	0.4	0.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total				8.0	612.5	6124.8	80.4	57,176.2	57,1762.2

ตารางที่ ข.3 ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางจลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 2.6 ชั่วโมง

Time (min)	mL of AgNO ₃ 0.141 N	C (mgCl ⁻ /L)	dt _i	C _i = C/C ₀	t _i C _i	t _i C _i dt _i	C _i dt _i	t _i ² C _i	t _i ² C _i dt _i
0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10	0.9	90.0	10.0	0.0	0.3	3.2	0.3	3.2	32.4
20	6.6	1245.6	10.0	0.4	9.0	89.6	4.5	179.3	1792.9
30	10.6	2039.4	10.0	0.7	22.0	220.2	7.3	660.5	6604.6
40	12.0	2319.3	10.0	0.8	33.4	333.8	8.3	1335.3	13353.2
50	12.6	2445.2	10.0	0.9	44.0	439.9	8.8	2199.7	21997.5
60	12.7	2465.2	10.0	0.9	53.2	532.3	8.9	3193.5	31935.4
70	12.9	2489.2	10.0	0.9	62.7	627.0	9.0	4389.1	43890.7
80	12.7	2459.2	10.0	0.9	70.8	707.9	8.8	5663.6	56635.9
90	12.4	2399.3	10.0	0.9	77.7	777.0	8.6	6993.2	69931.5
100	11.1	2147.3	10.0	0.8	77.3	772.7	7.7	7727.0	77270.0
110	8.2	1565.5	10.0	0.6	62.0	619.7	5.6	6816.4	68163.8
120	5.1	943.7	10.0	0.3	40.8	407.5	3.4	4890.0	48900.3
130	3.1	541.8	10.0	0.2	25.3	253.5	1.9	3295.1	32950.6
140	2.1	345.9	10.0	0.1	17.4	174.3	1.2	2439.5	24395.5
150	1.2	165.9	10.0	0.1	9.0	89.6	0.6	1343.6	13435.9
160	1.0	120.0	10.0	0.0	6.9	69.1	0.4	1105.1	11050.9
170	1.0	118.0	10.0	0.0	7.2	72.2	0.4	1226.8	12267.5
180	1.0	112.0	10.0	0.0	7.3	72.5	0.4	1305.4	13053.9
190	0.9	108.0	10.0	0.0	7.4	73.8	0.4	1402.5	14025.2
200	0.8	84.0	10.0	0.0	6.0	60.4	0.3	1208.7	12086.9
210	0.7	60.0	10.0	0.0	4.5	45.3	0.2	951.8	9518.5
220	0.7	52.0	10.0	0.0	4.1	41.2	0.2	905.4	9053.7
230	0.6	30.0	10.0	0.0	2.5	24.8	0.1	570.9	5708.9
240	0.6	30.0	10.0	0.0	2.6	25.9	0.1	621.6	6216.1
250	0.6	30.0	10.0	0.0	2.7	27.0	0.1	674.5	6744.9
260	0.6	30.0	10.0	0.0	2.8	28.1	0.1	729.5	7295.3
270	0.5	20.0	10.0	0.0	1.9	19.4	0.1	524.5	5244.9
280	0.4	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
310	0.4	0.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
340	0.4	0.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
370	0.4	0.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total				8.8	660.8	6607.9	88.0	62355.7	623556.9

ตารางที่ ข.4 ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 6.9 ชั่วโมง

Time (min)	mL of AgNO ₃ 0.141 N	C (mgCl/L)	dt _i	$C_i =$ C/C_0	$t_i C_i$	$t_i C_i dt_i$	$C_i dt_i$	$t_i^2 C_i$	$t_i^2 C_i dt_i$
0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
30.0	0.4	0.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
60.0	3.0	519.8	30.0	0.2	10.9	327.3	5.5	654.6	19,637.1
90.0	6.7	1,259.6	30.0	0.4	39.7	1,189.6	13.2	3,568.7	107,060.2
120.0	10.5	2,019.4	30.0	0.7	84.8	2,542.8	21.2	10,171.0	305,131.0
150.0	12.4	2,399.3	30.0	0.8	125.9	3,776.4	25.2	18,881.9	566,456.0
180.0	12.5	2,419.2	30.0	0.8	152.3	4,569.4	25.4	27,416.5	822,494.2
210.0	12.9	2,499.2	30.0	0.9	183.6	5,507.2	26.2	38,550.5	1,156,514.4
240.0	12.8	2,479.2	30.0	0.9	208.1	6,243.6	26.0	49,948.8	1,498,465.0
270.0	10.2	1,959.4	30.0	0.7	185.0	5,551.3	20.6	49,961.4	1,498,842.7
300.0	9.0	1,719.5	30.0	0.6	180.4	5,412.8	18.0	54,128.0	1,623,840.6
330.0	8.0	1,519.5	30.0	0.5	175.4	5,261.7	15.9	57,879.2	1,736,376.6
360.0	6.0	1,119.7	30.0	0.4	141.0	4,229.5	11.7	50,754.5	1,522,633.8
390.0	4.2	759.8	30.0	0.3	103.6	3,109.2	8.0	40,419.8	1,212,593.5
405.0	3.2	559.8	15.0	0.2	79.3	1,189.6	2.9	32,118.1	481,770.9
420.0	2.5	419.9	15.0	0.1	61.7	925.2	2.2	25,905.9	388,588.8
435.0	2.2	359.9	15.0	0.1	54.8	821.4	1.9	23,819.5	357,292.1
450.0	1.5	219.9	15.0	0.1	34.6	519.3	1.2	15,577.5	233,663.1
465.0	1.4	199.9	15.0	0.1	32.5	487.8	1.0	15,121.2	226,818.4
480.0	1.2	160.0	15.0	0.1	26.9	402.8	0.8	12,890.0	193,350.3
495.0	1.1	146.0	15.0	0.1	25.3	379.1	0.8	12,508.8	187,631.5
510.0	0.9	100.0	15.0	0.0	17.8	267.5	0.5	9,094.8	136,421.5
525.0	0.8	80.0	15.0	0.0	14.7	220.3	0.4	7,710.1	115,651.4
540.0	0.8	80.0	15.0	0.0	15.1	226.6	0.4	8,157.0	122,354.5
555.0	0.8	80.0	15.0	0.0	15.5	232.9	0.4	8,616.4	129,246.4
570.0	0.6	40.0	15.0	0.0	8.0	119.6	0.2	4,544.2	68,163.5
585.0	0.6	40.0	15.0	0.0	8.2	122.7	0.2	4,786.6	71,798.3
600.0	0.6	40.0	15.0	0.0	8.4	125.9	0.2	5,035.2	75,527.5
615.0	0.6	46.0	15.0	0.0	9.9	148.4	0.2	6,083.6	91,253.7
645.0	0.6	40.0	30.0	0.0	9.0	270.6	0.4	5,818.8	174,562.9
675.0	0.6	40.0	30.0	0.0	9.4	283.2	0.4	6,372.6	191,178.9
705.0	0.6	40.0	30.0	0.0	9.9	295.8	0.4	6,951.7	208,550.2
Total				8.1	2,031.6	54,759.3	231.7	613,446.7	15,523,869.2

ตารางที่ ข.5 ข้อมูลการศึกษาลักษณะทางพลศาสตร์ด้วยสารติดตามที่ค่า HRT 11.5 ชั่วโมง

Time (min)	mL of AgNO ₃ 0.141 N	C (mgCl/L)	dt _i	$C_i = C/C_0$	$t_i C_i$	$t_i C_i dt_i$	$C_i dt_i$	$t_i^2 C_i$	$t_i^2 C_i dt_i$
0	0.0	-80.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
30	0.8	72.0	30.0	0.0	0.8	22.7	0.8	22.7	679.7
60	2.2	353.9	30.0	0.1	7.4	222.8	3.7	445.6	13,368.4
90	9.5	1,825.4	30.0	0.6	57.5	1,723.9	19.2	5171.7	15,5152.3
120	11.9	2,299.3	30.0	0.8	96.5	2,895.2	24.1	11,580.9	34,7426.4
150	13.0	2,519.2	30.0	0.9	132.2	3,965.2	26.4	19,826.0	59,4778.8
180	13.2	2,559.2	30.0	0.9	161.1	4,833.8	26.9	29,002.5	870,076.5
210	13.7	2,659.2	30.0	0.9	195.3	5,859.7	27.9	41,017.7	1,230,531.3
240	13.6	2,639.2	30.0	0.9	221.5	6,646.4	27.7	53,171.3	1,595,140.2
270	13.3	2,579.2	30.0	0.9	243.6	7,307.3	27.1	65,765.5	1,972,966.4
300	13.0	2,519.2	30.0	0.9	264.3	7,930.4	26.4	79,303.8	2,379,115.3
330	12.1	2,339.3	30.0	0.8	270.0	8,100.3	24.5	89,103.5	2,673,106.0
360	6.2	1,159.6	30.0	0.4	146.0	4,380.6	12.2	52,567.1	1577013.6
390	3.3	579.8	30.0	0.2	79.1	2,372.8	6.1	30,846.7	925,400.3
405	2.6	439.9	15.0	0.2	62.3	934.7	2.3	25,235.6	378,534.2
420	2.2	359.9	15.0	0.1	52.9	793.0	1.9	22,205.1	333,076.1
435	1.9	299.9	15.0	0.1	45.6	684.5	1.6	19,849.6	297743.5
450	1.4	199.9	15.0	0.1	31.5	472.0	1.0	14,161.4	212,421.0
465	1.3	179.9	15.0	0.1	29.3	439.0	0.9	13,609.1	204,136.6
480	1.2	160.0	15.0	0.1	26.9	402.8	0.8	12,890.0	193,350.3
495	1.1	146.0	15.0	0.1	25.3	379.1	0.8	12,508.8	187,631.5
510	1.0	120.0	15.0	0.0	21.4	321.0	0.6	10,913.7	163,705.8
525	1.0	114.0	15.0	0.0	20.9	313.9	0.6	10,986.9	164,803.3
540	1.0	114.0	15.0	0.0	21.5	322.9	0.6	11,623.7	174,355.2
555	0.8	80.0	15.0	0.0	15.5	232.9	0.4	8,616.4	129,246.4
570	0.7	66.0	15.0	0.0	13.2	197.3	0.3	7,498.0	112,469.8
585	0.7	60.0	15.0	0.0	12.3	184.1	0.3	7,179.8	107,697.5
600	0.7	60.0	15.0	0.0	12.6	188.8	0.3	7,552.7	113,291.2
615	0.6	46.0	15.0	0.0	9.9	148.4	0.2	6,083.6	91,253.7
645	0.6	40.0	30.0	0.0	9.0	270.6	0.4	5,818.8	174,562.9
675	0.6	40.0	30.0	0.0	9.4	283.2	0.4	6,372.6	191,178.9
705	0.5	26.0	30.0	0.0	6.4	192.3	0.3	4,518.6	135,557.6
Total				9.3	2,301.2	63,021.5	266.9	68,5449.6	17,699,770.8

ภาคผนวก ค

ข้อมูลจากการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

ตารางที่ ก.1 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ในช่วงศึกษาการเดินระบบระยะเวลา 522 วัน

DATE	Influent (mg/L)	SCOD Effluent			
		FDHS		BDHS	
		SCOD (mg/L)	% COD removal	SCOD (mg/L)	% COD removal
23 Sep 07	350.0	190.0	45.7	264.0	24.6
25 Sep 07	320.0	157.0	50.9	180.0	43.8
27 Sep 07	341.0	168.0	50.7	236.0	30.8
29 Sep 07	350.0	197.0	43.7	242.0	30.9
1 Oct 07	329.0	152.0	53.8	290.0	11.9
3 Oct 07	307.0	164.5	46.4	230.4	25.0
5 Oct 07	376.0	192.0	48.9	230.0	38.8
7 Oct 07	367.0	170.0	53.7	192.0	47.7
9 Oct 07	340.0	160.0	52.9	206.0	39.4
11 Oct 07	309.0	196.0	36.6	227.0	26.5
13 Oct 07	332.0	162.0	51.2	198.0	40.4
15 Oct 07	363.0	124.3	65.8	148.0	59.2
17 Oct 07	424.0	144.0	66.0	240.0	43.4
19 Oct 07	424.0	144.0	66.0	184.0	56.6
21 Oct 07	364.0	221.0	39.3	182.0	50.0
23 Oct 07	337.1	141.1	58.1	180.3	46.5
25 Oct 07	313.6	141.0	55.0	141.1	55.0
27 Oct 07	284.2	165.1	41.9	153.6	46.0
29 Oct 07	392.0	187.8	52.1	196.0	50.0
31 Oct 07	320.0	160.0	50.0	108.0	66.3
2 Nov 07	439.0	247.0	43.7	207.8	52.7
4 Nov 07	495.4	227.2	54.1	192.0	61.2
6 Nov 07	345.4	171.6	50.3	194.0	43.8
8 Nov 07	441.1	162.8	63.1	232.8	47.2
10 Nov 07	441.1	175.5	60.2	232.8	47.2
12 Nov 07	375.1	165.0	56.0	258.7	31.0
14 Nov 07	370.3	165.9	55.2	219.9	40.6
16 Nov 07	313.3	213.1	32.0	200.5	36.0
18 Nov 07	376.0	138.0	63.3	238.1	36.7
20 Nov 07	338.4	213.1	37.0	200.5	40.7
22 Nov 07	338.4	178.1	47.4	200.5	40.7
24 Nov 07	323.7	185.6	42.7	198.4	38.7
26 Nov 07	312.5	160.8	48.5	199.6	36.1
28 Nov 07	297.6	184.4	38.0	212.0	28.8
30 Nov 07	517.0	308.8	40.3	251.0	51.5

ตารางที่ ก.1 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ในช่วงศึกษาการเดินระบบระยะเวลา 522 วัน (ต่อ)

DATE	Influent (mg/L)	SCOD Effluent			
		FDHS		BDHS	
		SCOD (mg/L)	% COD removal	SCOD (mg/L)	% COD removal
2 Dec 07	383.2	166.4	56.6	223.0	41.8
4 Dec 07	469.0	271.0	42.2	246.0	47.5
6 Dec 07	493.0	399.6	18.9	260.0	47.3
8 Dec 07	442.3	298.8	32.4	271.6	38.6
10 Dec 07	442.3	271.6	38.6	271.6	38.6
12 Dec 07	411.3	294.9	28.3	244.4	40.6
14 Dec 07	411.3	271.6	34.0	244.4	40.6
16 Dec 07	434.6	254.6	41.4	232.8	46.4
18 Dec 07	434.6	243.2	44.0	232.8	46.4
20 Dec 07	410.4	254.6	38.0	254.6	38.0
22 Dec 07	410.4	243.2	40.7	254.6	38.0
24 Dec 07	325.0	146.0	55.1	209.0	35.7
26 Dec 07	442.7	169.2	61.8	282.7	36.1
28 Dec 07	487.3	159.2	67.3	245.5	49.6
31 Dec 07	346.0	171.1	50.5	122.8	64.5
2 Jan 08	359.6	148.8	58.6	260.4	27.6
4 Jan 08	399.3	173.6	56.5	212.0	46.9
6 Jan 08	436.5	173.6	60.2	174.8	60.0
8 Jan 08	359.6	137.6	61.7	260.4	27.6
10 Jan 08	399.3	173.6	56.5	212.0	46.9
12 Jan 08	436.5	137.6	68.5	174.8	60.0
14 Jan 08	440.8	137.6	68.8	315.4	28.4
16 Jan 08	241.0	112.0	53.5	133.2	44.7
18 Jan 08	324.0	178.6	44.9	154.8	52.2
20 Jan 08	309.2	178.6	42.2	169.2	45.3
22 Jan 08	388.8	133.2	65.7	216.0	44.4
24 Jan 08	324.0	144.0	55.6	154.8	52.2
26 Jan 08	309.2	187.2	39.5	169.2	45.3
28 Jan 08	388.8	154.8	60.2	216.0	44.4
30 Jan 08	457.2	154.8	66.1	180.0	60.6
1 Feb 08	400.4	162.0	59.5	192.9	51.8
3 Feb 08	411.3	218.4	46.9	207.5	49.6
5 Feb 08	415.0	171.1	58.8	243.9	41.2
7 Feb 08	296.6	141.2	52.4	171.1	42.3
9 Feb 08	456.7	291.2	36.2	254.8	44.2

ตารางที่ ก.1 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ในช่วงศึกษาการเดินระบบระยะเวลา 522 วัน (ต่อ)

DATE	Influent (mg/L)	SCOD Effluent			
		FDHS		BDHS	
		SCOD (mg/L)	% COD removal	SCOD (mg/L)	% COD removal
11 Feb 08	498.7	229.3	54.0	309.4	38.0
13 Feb 08	498.0	238.5	52.1	309.4	37.9
15 Feb 08	232.9	72.8	68.7	87.4	62.5
17 Feb 08	243.9	110.2	54.8	160.2	34.3
19 Feb 08	245.0	123.8	49.5	109.2	55.4
21 Feb 08	218.4	110.2	49.5	160.2	26.6
23 Feb 08	345.8	129.3	62.6	156.5	54.7
25 Feb 08	345.8	110.2	68.1	156.5	54.7
27 Feb 08	345.8	123.8	64.2	156.5	54.7
29 Feb 08	211.9	110.2	48.0	112.8	46.8
2 Mar 08	345.8	110.2	68.1	156.5	54.7
4 Mar 08	320.1	123.8	61.3	156.5	51.1
6 Mar 08	296.9	110.2	62.9	99.4	66.5
8 Mar 08	296.9	110.2	62.9	99.4	66.5
10 Mar 08	296.9	123.8	58.3	99.4	66.5
12 Mar 08	284.7	110.2	61.3	124.0	56.4
14 Mar 08	284.7	155.2	45.5	124.0	56.4
16 Mar 08	505.0	221.2	56.2	231.4	54.2
18 Mar 08	505.0	249.2	50.7	231.4	54.2
20 Mar 08	235.1	112.0	52.4	39.2	83.3
22 Mar 08	235.1	110.2	53.1	39.2	83.3
24 Mar 08	356.8	155.2	56.5	90.2	74.7
26 Mar 08	235.1	67.0	71.5	39.2	83.3
28 Mar 08	260.0	140.0	46.2	194.0	25.4
30 Mar 08	465.6	155.2	66.7	170.7	63.3
1 Apr 08	465.6	221.2	52.5	170.7	63.3
3 Apr 08	492.8	276.0	44.0	182.4	63.0
5 Apr 08	372.0	148.0	60.2	80.0	78.5
7 Apr 08	298.5	148.0	50.4	104.0	65.2
9 Apr 08	536.0	276.0	48.5	287.1	46.4
11 Apr 08	536.0	110.2	79.4	287.1	46.4
13 Apr 08	536.0	155.2	71.0	287.1	46.4
15 Apr 08	418.5	67.0	84.0	195.0	53.4
17 Apr 08	418.5	140.0	66.5	195.0	53.4
19 Apr 08	418.5	155.2	62.9	195.0	53.4

ตารางที่ ค.1 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ในช่วงศึกษาการเดินระบบระยะเวลา 522 วัน (ต่อ)

DATE	Influent (mg/L)	SCOD Effluent			
		FDHS		BDHS	
		SCOD (mg/L)	% COD removal	SCOD (mg/L)	% COD removal
21 Apr 08	237.7	102.0	57.1	123.0	48.3
23 Apr 08	273.9	187.4	31.6	140.0	48.9
25 Apr 08	238.5	140.0	41.3	135.0	43.4
27 Apr 08	356.0	155.2	56.4	132.0	62.9
29 Apr 08	356.0	102.0	71.3	132.0	62.9
1 May 08	238.5	187.4	21.4	135.0	43.4
3 May 08	356.0	248.3	30.3	132.0	62.9
5 May 08	356.0	155.2	56.4	132.0	62.9
7 May 08	356.0	221.2	37.9	132.0	62.9
9 May 08	358.5	156.0	56.5	135.0	62.3
11 May 08	356.0	148.0	58.4	132.0	62.9
13 May 08	295.3	148.0	49.9	131.0	55.6
15 May 08	370.1	276.0	25.4	131.0	64.6
17 May 08	370.1	110.2	70.2	131.0	64.6
19 May 08	370.1	102.0	72.4	131.0	64.6
21 May 08	295.3	116.9	60.4	131.0	55.6
23 May 08	273.4	116.9	57.2	150.7	44.9
25 May 08	265.2	116.9	55.9	154.9	41.6
27 May 08	207.7	119.7	42.4	112.6	45.8
29 May 08	325.5	102.0	68.7	199.0	38.9
31 May 08	262.0	87.7	66.5	153.0	41.6
2 Jun 08	262.0	87.7	66.5	153.0	41.6
4 Jun 08	265.6	133.6	49.7	115.5	56.5
6 Jun 08	266.8	102.0	61.8	147.6	44.7
8 Jun 08	266.8	187.4	29.8	147.6	44.7
10 Jun 08	359.9	140.0	61.1	162.2	54.9
12 Jun 08	370.2	155.2	58.1	194.7	47.4
14 Jun 08	359.9	102.0	71.7	162.2	54.9
16 Jun 08	429.2	229.3	46.6	278.4	35.1
18 Jun 08	310.8	238.5	23.3	271.6	12.6
20 Jun 08	343.4	72.8	78.8	252.2	26.6
22 Jun 08	456.0	110.2	75.8	290.3	36.3
24 Jun 08	440.0	123.8	71.9	306.4	30.4
26 Jun 08	359.9	110.2	69.4	162.2	54.9
28 Jun 08	370.2	129.3	65.1	194.7	47.4

ตารางที่ ก.1 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ในช่วงศึกษาการเดินระบบระยะเวลา 522 วัน (ต่อ)

DATE	Influent (mg/L)	SCOD Effluent			
		FDHS		BDHS	
		SCOD (mg/L)	% COD removal	SCOD (mg/L)	% COD removal
30 Jun 08	359.9	110.2	69.4	162.2	54.9
2 Jul 08	370.2	243.2	34.3	194.7	47.4
4 Jul 08	234.3	146.0	37.7	144.6	38.3
6 Jul 08	456.0	169.2	62.9	290.3	36.3
8 Jul 08	440.0	159.2	63.8	306.4	30.4
10 Jul 08	370.2	171.1	53.8	194.7	47.4
12 Jul 08	359.9	148.8	58.7	162.2	54.9
14 Jul 08	349.2	173.6	50.3	192.0	45.0
16 Jul 08	349.2	173.6	50.3	192.0	45.0
18 Jul 08	404.5	137.6	66.0	260.0	35.7
20 Jul 08	340.4	155.2	54.4	217.6	36.1
22 Jul 08	395.6	67.0	83.1	302.1	23.6
24 Jul 08	340.4	140.0	58.9	217.6	36.1
26 Jul 08	340.4	155.2	54.4	217.6	36.1
28 Jul 08	263.4	102.0	61.3	201.0	23.7
30 Jul 08	370.2	187.4	49.4	194.7	47.4
1 Aug 08	359.9	140.0	61.1	162.2	54.9
3 Aug 08	349.2	155.2	55.6	192.0	45.0
5 Aug 08	349.2	102.0	70.8	192.0	45.0
7 Aug 08	370.2	187.4	49.4	194.7	47.4
9 Aug 08	359.9	137.6	61.8	162.2	54.9
11 Aug 08	368.7	175.4	52.4	183.0	50.4
13 Aug 08	296.0	123.0	58.4	102.0	65.5
15 Aug 08	363.5	213.8	41.2	144.6	60.2
17 Aug 08	204.8	110.0	46.3	98.2	52.1
19 Aug 08	277.8	166.4	40.1	93.4	66.4
21 Aug 08	179.2	97.0	45.9	93.4	47.9
23 Aug 08	290.5	136.9	52.9	89.6	69.2
25 Aug 08	373.5	142.0	62.0	190.0	49.1
27 Aug 08	293.7	120.0	59.1	145.0	50.6
29 Aug 08	279.5	110.0	60.6	124.6	55.4
31 Aug 08	279.5	142.0	49.2	124.6	55.4
2 Sep 08	235.3	100.0	57.5	78.1	66.8
4 Sep 08	476.0	110.0	76.9	120.0	74.8
6 Sep 08	325.6	130.6	59.9	107.0	67.1

ตารางที่ ก.1 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ในช่วงศึกษาการเดินระบบระยะเวลา 522 วัน (ต่อ)

DATE	Influent (mg/L)	SCOD Effluent			
		FDHS		BDHS	
		SCOD (mg/L)	% COD removal	SCOD (mg/L)	% COD removal
8 Sep 08	236.8	122.0	48.5	105.0	55.7
10 Sep 08	471.0	96.0	79.6	173.9	63.1
12 Sep 08	435.2	88.7	79.6	100.9	76.8
14 Sep 08	435.2	130.0	70.1	67.5	84.5
16 Sep 08	340.0	92.0	72.9	108.8	68.0
18 Sep 08	353.6	141.4	60.0	103.4	70.8
20 Sep 08	427.8	113.0	73.6	89.2	79.1
22 Sep 08	340.0	103.0	69.7	108.8	68.0
24 Sep 08	279.0	116.0	58.4	111.6	60.0
26 Sep 08	279.0	98.0	64.9	111.6	60.0
28 Sep 08	279.0	96.7	65.3	96.7	65.3
30 Sep 08	297.6	85.0	71.4	111.6	62.5
2 Oct 08	409.2	113.0	72.4	134.0	67.3
4 Oct 08	297.6	86.0	71.1	120.0	59.7
6 Oct 08	502.2	108.3	78.4	113.0	77.5
8 Oct 08	253.2	98.0	61.3	104.2	53.3
10 Oct 08	223.2	87.0	61.0	108.0	51.6
12 Oct 08	260.4	97.0	62.7	109.0	58.1
14 Oct 08	340.0	143.8	57.7	108.8	68.0
16 Oct 08	340.0	118.6	65.1	108.8	68.0
18 Oct 08	279.0	85.0	69.5	111.6	60.0
20 Oct 08	279.0	113.0	59.5	96.7	65.3
22 Oct 08	427.8	86.0	79.9	89.2	79.1
24 Oct 08	409.2	108.0	73.6	134.0	67.3
26 Oct 08	297.6	98.0	67.1	120.0	59.7
28 Oct 08	297.6	87.0	70.8	111.6	62.5
30 Oct 08	502.2	97.0	80.7	113.0	77.5
1 Nov 08	279.0	103.8	62.8	96.7	65.3
3 Nov 08	427.8	143.8	66.4	89.2	79.1
5 Nov 08	409.2	128.2	68.7	134.0	67.3
7 Nov 08	297.6	85.0	71.4	120.0	59.7
9 Nov 08	340.0	113.0	66.8	108.8	68.0
11 Nov 08	298.4	86.0	71.2	114.0	61.8
13 Nov 08	298.4	82.7	72.3	114.0	61.8
16 Nov 08	298.4	115.7	61.2	114.0	61.8

ตารางที่ ก.1 ประสิทธิภาพการกำจัดค่า SCOD ในช่วงศึกษาการเดินระบบระยะเวลา 522 วัน (ต่อ)

DATE	Influent (mg/L)	SCOD Effluent			
		FDHS		BDHS	
		SCOD (mg/L)	% COD removal	SCOD (mg/L)	% COD removal
19 Nov 08	389.0	107.5	72.4	82.7	78.7
22 Nov 08	410.0	115.7	71.8	82.7	79.8
25 Nov 08	396.8	133.6	66.3	134.0	66.2
28 Nov 08	385.2	97.0	74.8	143.0	62.9
1 Dec 08	396.0	98.0	75.3	156.0	60.6
4 Dec 08	425.0	123.0	71.1	203.0	52.2
7 Dec 08	512.0	154.0	69.9	198.0	61.3
10 Dec 08	595.2	164.0	72.4	323.0	45.7
13 Dec 08	617.5	124.0	79.9	234.0	62.1
16 Dec 08	520.8	148.0	71.6	249.2	52.2
19 Dec 08	647.3	134.0	79.3	271.6	58.0
22 Dec 08	578.0	241.0	58.3	360.8	37.6
25 Dec 08	446.4	102.0	77.2	223.0	50.0
28 Dec 08	639.8	103.0	83.9	334.8	47.7
31 Dec 08	367.8	96.0	73.9	208.3	43.4
3 Jan 09	468.7	145.0	69.1	133.9	71.4
6 Jan 09	491.0	142.0	71.1	186.0	62.1
9 Jan 09	319.0	123.0	61.4	186.0	41.7
12 Jan 09	425.0	145.0	65.9	154.0	63.8
15 Jan 09	417.0	123.0	70.5	165.0	60.4
18 Jan 09	389.0	89.0	77.1	125.0	67.9
21 Jan 09	458.0	128.0	72.1	106.0	76.9
24 Jan 09	465.0	165.0	64.5	204.0	56.1
27 Jan 09	521.0	127.0	75.6	219.0	58.0
30 Jan 09	426.0	123.0	71.1	165.0	61.3
2 Feb 09	437.0	115.0	73.7	154.0	64.8
5 Feb 09	445.0	124.0	72.1	123.0	72.4
8 Feb 09	426.0	132.0	69.0	145.0	66.0
11 Feb 09	478.0	126.0	73.6	165.0	65.5
14 Feb 09	426.0	141.0	66.9	102.0	76.1
17 Feb 09	454.0	119.0	73.8	121.0	73.3
20 Feb 09	521.0	118.0	77.4	145.0	72.2
23 Feb 09	475.0	116.0	75.6	162.0	65.9
26 Feb 09	485.0	119.0	75.5	154.0	68.2

ตารางที่ ค.2 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ DHS (RUN I)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A'	B'
Inlet	10 Dec 08	729.4	442.3	330.0	193.8	0.45	0.44	729.4	442.3	330.0	193.8	0.45	0.44
	23 Feb 08	1,106.6	436.8	416.0	234.0	0.38	0.54	1,106.6	436.8	416.0	234.0	0.38	0.54
	4 Mar 08	538.7	254.8	280.0	180.0	0.52	0.71	538.7	254.8	280.0	180.0	0.52	0.71
	18 Mar 08	1,685.0	605.0	308.0	257.0	0.18	0.42	1,685.0	605.0	308.0	257.0	0.18	0.42
	7 Jun 08	754.0	432.0	397.0	211.0	0.53	0.49	754.0	432.0	397.0	211.0	0.53	0.49
	30 May 08	1,830.0	297.0	230.0	170.0	0.13	0.57	1,830.0	297.0	230.0	170.0	0.13	0.57
	7 Jul 08	1,285.0	537.0	340.0	215.0	0.26	0.40	1,285.0	537.0	340.0	215.0	0.26	0.40
	8 Jul 08	1,343.0	521.5	350.0	230.0	0.26	0.44	1,343.0	521.5	350.0	230.0	0.26	0.44
	9 Jul 08	1,567.0	366.1	340.0	250.0	0.22	0.68	1,567.0	366.1	340.0	250.0	0.22	0.68
	10 Jul 08	1,890.0	497.0	370.0	230.0	0.20	0.46	1,890.0	497.0	370.0	230.0	0.20	0.46
AVE		1,272.9	439.0	336.1	217.1	0.3	0.5	1,272.9	439.0	336.1	217.1	0.3	0.5
SD		481.2	108.9	54.5	28.8	0.1	0.1	481.2	108.9	54.5	28.8	0.1	0.1

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ค.3 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN 1)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A ⁺	B ⁺	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A ⁺	B ⁺
Segment I	10 Dec 08	541.4	399.6	225.1	159.1	0.42	0.40	342.0	415.2	83.0	32.0	0.24	0.08
	23 Feb 08	786.2	254.8	298.0	116.0	0.38	0.46	655.2	269.0	60.0	50.0	0.09	0.19
	4 Mar 08	385.8	207.5	230.0	113.0	0.60	0.54	364.0	207.5	90.0	45.0	0.25	0.22
	18 Mar 08	795.0	284.0	224.0	131.0	0.28	0.46	450.0	397.0	87.0	67.0	0.19	0.17
	7 Jun 08	398.0	97.2	135.0	50.6	0.34	0.52	340.0	162.0	67.5	45.0	0.20	0.28
	30 May 08	1,651.0	257.0	245.0	180.0	0.15	0.70	340.0	257.0	56.0	68.0	0.16	0.26
	7 Jul 08	865.0	413.0	267.0	132.0	0.31	0.32	265.0	467.7	86.0	56.0	0.32	0.12
	8 Jul 08	765.0	451.6	256.0	145.0	0.33	0.32	450.0	505.3	76.0	47.0	0.17	0.09
	9 Jul 08	780.0	262.1	245.0	156.0	0.31	0.60	387.0	353.6	78.0	65.0	0.20	0.18
	10 Jul 08	789.0	282.9	276.0	143.0	0.35	0.51	399.0	249.6	68.0	77.0	0.17	0.31
AVE		775.6	291.0	240.1	132.6	0.31	0.46	399.2	328.4	75.2	55.2	0.19	0.17
SD		353.5	105.6	43.8	35.2			105.6	115.8	11.8	13.8		

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ค.4 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN I)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A'	B'
Segment 2	10 Dec 08	451.2	349.2	196.4	89.0	0.44	0.25	579.0	388.0	50.0	35.0	0.09	0.09
	23 Feb 08	567.8	193.0	154.0	69.0	0.27	0.36	582.4	256.5	43.0	30.0	0.07	0.12
	4 Mar 08	990.0	145.6	143.0	45.0	0.14	0.31	458.6	265.7	34.0	45.0	0.07	0.17
	18 Mar 08	676.0	178.0	134.0	52.0	0.20	0.29	557.0	231.0	35.0	65.0	0.06	0.28
	7 Jun 08	1,204.0	55.1	234.0	22.5	0.19	0.41	356.0	184.7	42.2	35.0	0.12	0.19
	30 May 08	894.0	222.0	127.0	67.0	0.14	0.30	344.0	208.0	67.0	50.0	0.19	0.24
	7 Jul 08	980.0	397.8	145.0	54.0	0.15	0.14	450.0	376.3	87.0	49.0	0.19	0.13
	8 Jul 08	750.0	344.1	134.0	45.0	0.18	0.13	356.0	467.7	98.0	45.0	0.28	0.10
	9 Jul 08	670.0	228.8	154.0	67.0	0.23	0.29	445.0	303.7	88.0	54.0	0.20	0.18
	10 Jul 08	890.0	193.4	144.0	66.0	0.16	0.34	427.0	235.0	95.0	45.0	0.22	0.19
AVE		807.3	230.7	156.5	57.7	0.19	0.25	455.5	291.7	63.9	45.3	0.14	0.16
SD		225.7	104.7	33.3	18.1			91.2	91.2	26.0	10.3		

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ค.5 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN I)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A'	B'
Segment 3	10 Dec 08	376.0	310.4	144.4	123.7	0.38	0.40	451.2	399.6	80.0	40.0	0.18	0.10
	23 Feb 08	313.0	182.0	99.0	77.0	0.32	0.42	509.6	229.3	85.0	36.0	0.17	0.16
	4 Mar 08	231.0	83.7	123.0	112.0	0.53	1.34	269.4	163.8	78.0	54.0	0.29	0.33
	18 Mar 08	534.0	249.0	134.0	57.0	0.25	0.23	581.0	207.0	79.0	38.0	0.14	0.18
	7 Jun 08	786.0	48.6	194.0	22.5	0.25	0.46	469.0	178.2	39.4	19.7	0.08	0.11
	30 May 08	708.0	191.0	123.0	65.0	0.17	0.34	206.0	142.0	69.0	36.0	0.33	0.25
	7 Jul 08	480.0	306.4	145.0	77.0	0.30	0.25	250.0	376.3	79.0	47.0	0.32	0.12
	8 Jul 08	342.0	306.4	132.0	98.0	0.39	0.32	235.0	290.3	76.0	44.0	0.32	0.15
	9 Jul 08	456.0	194.7	112.0	89.0	0.25	0.46	243.0	182.2	78.0	34.0	0.32	0.19
	10 Jul 08	234.0	190.9	156.0	78.0	0.67	0.41	267.0	232.1	77.0	32.0	0.29	0.14
AVE		446.0	206.3	136.2	79.9	0.31	0.39	348.1	240.1	74.0	38.1	0.21	0.16
SD		200.7	110.3	57.9	39.8			138.2	88.5	12.8	9.3		

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ๓.6 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN I)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)	A'	B'
Segment 4	10 Dec 08	278.2	271.6	60.0	50.0	0.22	0.18	353.4	298.8	40.0	32.0	0.11	0.11
	23 Feb 08	1,092.0	156.5	50.0	45.0	0.05	0.29	509.6	229.3	62.0	30.0	0.12	0.13
	4 Mar 08	240.2	156.5	45.0	67.0	0.19	0.43	342.2	192.9	50.0	40.0	0.15	
	18 Mar 08	676.0	231.0	65.0	36.0	0.10	0.16	391.0	249.0	45.0	60.0	0.12	0.24
	7 Jun 08	1,095.4	45.6	30.9	16.9	0.03	0.37	256.0	204.0	30.9	25.3	0.12	0.12
	30 May 08	571.0	199.0	67.0	32.0	0.12	0.16	206.0	102.0	67.0	32.0	0.33	0.31
	7 Jul 08	567.0	290.3	45.0	19.0	0.08	0.07	232.0	267.0	68.0	33.0	0.29	0.12
	8 Jul 08	398.0	306.4	75.0	24.0	0.19	0.08	234.0	306.4	85.0	27.0	0.36	0.09
	9 Jul 08	654.0	162.2	87.0	32.0	0.13	0.20	256.0	215.9	45.0	29.0	0.18	0.13
	10 Jul 08	765.0	194.7	78.0	27.0	0.10	0.14	277.0	153.5	67.0	28.0	0.24	0.18
AVE		633.7	201.4	60.3	34.9	0.10	0.17	305.7	221.9	56.0	33.6	0.18	0.15
SD		295.9	77.9	17.5	15.4			93.5	63.4	16.4	10.1		

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SCOD

ตารางที่ ก.7 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A'	B'
Inlet	2 Sep 08	1,358.0	420.0	410.0	165.0	0.30	0.39	1,358.0	420.0	410.0	165.0	0.30	0.39
	3 Sep 08	1,657.0	416.0	396.0	175.0	0.24	0.42	1,657.0	416.0	396.0	175.0	0.24	0.42
	11 Sep 08	1,537.0	465.0	430.0	259.0	0.28	0.56	1,537.0	465.0	430.0	259.0	0.28	0.56
	15 Sep 08	1,442.0	445.0	425.0	210.0	0.29	0.47	1,442.0	445.0	425.0	210.0	0.29	0.47
	20 Sep 08	1,647.0	398.0	410.0	220.0	0.25	0.55	1,647.0	398.0	410.0	220.0	0.25	0.55
AVE		1,528.2	428.8	414.2	205.8	0.27	0.48	1,528.2	428.8	414.2	205.8	0.27	0.48
SD		129.6	26.3	13.5	37.6	0.03	0.07	129.6	26.3	13.5	37.6	0.03	0.07

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ค.8 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS					FDHS						
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A ⁺	B ⁺	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A ⁺	B ⁺
Segment 1	2 Sep 08	448.8	220.0	52.0	32.0	0.12	0.15	364.0	198.0	25.0	20.0	0.07	0.10
	3 Sep 08	544.0	182.0	49.0	25.0	0.09	0.14	320.0	142.1	32.0	19.2	0.10	0.14
	11 Sep 08	380.0	186.0	42.2	28.0	0.11	0.15	432.0	133.8	33.8	19.5	0.08	0.15
	15 Sep 08	325.0	175.0	39.0	23.0	0.12	0.13	432.0	174.0	28.0	16.0	0.06	0.09
	20 Sep 08	354.0	195.0	35.0	24.0	0.10	0.12	368.0	156.0	27.0	21.0	0.07	0.13
AVE		410.4	191.6	43.4	26.4	0.11	0.14	383.2	160.8	29.2	19.1	0.08	0.12
SD		87.6	17.4	7.0	3.6	0.01	0.01	48.4	25.8	3.6	1.9	0.01	0.02

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ค.9 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD _s (mg/L)	SBOD _s (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD _s (mg/L)	SBOD _s (mg/L)	A'	B'
Segment 2	2 Sep 08	336.0	256.0	32.0	21.0	0.10	0.08	320.0	102.0	22.0	18.0	0.07	0.18
	3 Sep 08	230.0	185.0	40.2	19.0	0.17	0.10	297.0	149.0	29.0	19.0	0.10	0.13
	11 Sep 08	310.0	175.0	36.6	22.5	0.12	0.13	275.0	113.1	28.1	19.6	0.10	0.17
	15 Sep 08	257.0	165.0	32.0	21.0	0.12	0.13	310.0	182.4	28.1	19.6	0.09	0.11
	20 Sep 08	295.0	187.0	35.0	22.0	0.12	0.12	254.0	156.0	25.0	19.6	0.10	0.13
AVE		285.6	193.6	35.2	21.1	0.13	0.11	291.2	140.5	26.4	19.2	0.09	0.14
SD		42.2	36.0	3.4	1.3	0.03	0.02	26.8	32.8	2.9	0.7	0.01	0.03

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ค.10 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD _s (mg/L)	SBOD _s (mg/L)	A [*]	B [*]	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD _s (mg/L)	SBOD _s (mg/L)	A [*]	B [*]
Segment 3	2 Sep 08	408.0	210.0	32.0	25.0	0.08	0.12	321.0	120.0	25.0	19.7	0.08	0.16
	3 Sep 08	236.0	220.0	32.0	30.0	0.14	0.14	310.0	177.6	20.0	19.3	0.06	0.11
	11 Sep 08	210.0	189.0	28.1	19.5	0.13	0.10	235.0	81.5	25.3	18.0	0.11	0.22
	15 Sep 08	234.0	179.0	23.0	15.0	0.10	0.08	289.0	170.2	23.0	19.0	0.08	0.11
	20 Sep 08	256.0	165.0	24.0	17.0	0.09	0.10	275.0	164.0	25.0	17.0	0.09	0.10
AVE		268.8	192.6	27.8	21.3	0.11	0.11	286.0	142.7	23.7	18.6	0.08	0.14
SD		79.5	22.4	4.3	6.1	0.03	0.02	33.7	40.9	2.2	1.1	0.02	0.05

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ๑.11 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN ID)

DHS profiles		BDHS							FDHS						
		DATE	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A ⁺	B ⁺	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A ⁺	B ⁺	
Segment 4		2 Sep 08	225.0	118.0	27.0	23.0	0.12	0.19	265.0	98.0	20.0	17.0	0.08	0.17	
		3 Sep 08	223.0	114.0	25.0	24.0	0.11	0.21	256.0	101.0	19.4	16.0	0.08	0.16	
		11 Sep 08	267.0	95.0	28.0	22.0	0.10	0.23	178.0	93.6	23.4	16.5	0.13	0.18	
		15 Sep 08	245.0	114.0	27.0	19.0	0.11	0.17	232.0	122.0	23.0	17.0	0.10	0.14	
		20 Sep 08	221.0	112.0	27.0	19.0	0.12	0.17	214.0	95.0	19.0	15.0	0.09	0.16	
AVE			236.2	110.6	26.8	21.4	0.11	0.19	229.0	101.9	21.0	16.3	0.09	0.16	
SD			19.7	9.0	1.1	2.3	0.01	0.03	34.9	11.6	2.1	0.8	0.02	0.01	

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ค.12 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD _s (mg/L)	SBOD _s (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD _s (mg/L)	SBOD _s (mg/L)	A'	B'
Inlet	12 Jan 09	1,421.0	541.0	541.0	297.0	0.38	0.55	1,421.0	541.0	541.0	297.0	0.38	0.55
	15 Jan 09	954.0	421.0	457.0	234.0	0.48	0.56	954.0	421.0	457.0	234.0	0.48	0.56
	25 Feb 09	754.0	365.0	386.0	168.0	0.51	0.46	754.0	365.0	386.0	168.0	0.51	0.46
	15 Mar 09	1,141.0	485.0	534.0	256.0	0.47	0.53	1,141.0	485.0	534.0	256.0	0.47	0.53
	17 Mar 09	1,259.0	435.0	621.0	254.0	0.49	0.58	1,259.0	435.0	621.0	254.0	0.49	0.58
AVE		1,105.8	449.4	507.8	241.8	0.47	0.54	1,105.8	449.4	507.8	241.8	0.47	0.54
SD		260.2	66.7	89.5	47.2	0.05	0.05	260.2	66.7	89.5	47.2	0.05	0.05

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ก.13 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 1 ของระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A'	B'
Segment 1	12 Jan 09	745.0	425.0	325.0	132.0	0.44	0.31	650.0	112.0	52.0	32.0	0.08	0.29
	15 Jan 09	525.0	321.0	315.0	103.0	0.60	0.32	418.0	154.0	42.0	25.0	0.10	0.16
	25 Feb 09	421.0	312.0	298.0	98.0	0.71	0.31	398.0	132.0	45.0	34.0	0.11	0.26
	15 Mar 09	589.0	410.0	330.0	120.0	0.56	0.29	417.0	147.0	52.0	29.0	0.12	0.20
	17 Mar 09	621.0	394.0	256.0	104.0	0.41	0.26	425.0	132.0	30.0	25.0	0.07	0.19
AVE		580.2	372.4	304.8	111.4	0.54	0.30	461.6	135.4	44.2	29.0	0.10	0.22
SD		119.7	52.3	29.9	14.2	0.12	0.02	105.8	16.2	9.1	4.1	0.02	0.05

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ก.14 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 2 ของระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A'	B'	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A'	B'
Segment 2	12 Jan 09	350.0	287.0	134.0	99.0	0.38	0.34	450.0	102.0	22.0	18.0	0.05	0.18
	15 Jan 09	325.0	241.0	119.0	82.0	0.37	0.34	360.0	92.0	29.0	19.0	0.08	0.21
	25 Feb 09	312.0	169.0	108.0	95.0	0.35	0.56	325.0	113.1	28.1	19.6	0.09	0.17
	15 Mar 09	351.0	269.0	127.0	102.0	0.36	0.38	310.0	125.0	28.1	19.6	0.09	0.16
	17 Mar 09	294.0	287.0	121.0	110.0	0.41	0.38	298.0	103.0	30.0	18.0	0.10	0.17
AVE		326.4	250.6	121.8	97.6	0.37	0.40	348.6	107.0	27.4	18.8	0.08	0.18
SD		24.6	49.3	9.7	10.3	0.02	0.09	61.3	12.5	3.1	0.8	0.02	0.02

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ จ.15 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 3 ของระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS						FDHS					
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A [*]	B [*]	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A [*]	B [*]
Segment 3	12 Jan 09	569.0	256.0	165.0	25.0	0.29	0.10	359.0	109.0	25.0	19.7	0.07	0.18
	15 Jan 09	457.0	248.0	108.0	30.0	0.24	0.12	310.0	104.0	20.0	19.3	0.06	0.19
	25 Feb 09	362.0	198.0	145.0	27.0	0.40	0.14	286.0	98.0	25.3	18.0	0.09	0.18
	15 Mar 09	378.0	196.0	165.0	29.0	0.44	0.15	289.0	154.0	23.0	19.0	0.08	0.12
	17 Mar 09	396.0	213.0	109.0	28.0	0.28	0.13	294.0	75.0	34.0	19.0	0.12	0.25
AVE		432.4	222.2	138.4	27.8	0.33	0.13	307.6	108.0	25.5	19.0	0.08	0.19
SD		84.4	28.1	28.5	1.9	0.09	0.02	30.2	28.8	5.2	0.6	0.02	0.05

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ตารางที่ ๑.16 ผลการศึกษาค่า TCOD, TBOD, SCOD และ SBOD ในน้ำทิ้งจาก segment 4 ของระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS					FDHS						
		TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A [*]	B [*]	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD ₅ (mg/L)	SBOD ₅ (mg/L)	A [*]	B [*]
Segment 4	12 Jan 09	654.0	184.0	135.0	29.0	0.21	0.16	289.0	110.0	20.0	18.0	0.07	0.16
	15 Jan 09	546.0	126.0	129.0	26.0	0.24	0.21	265.0	133.8	19.4	16.0	0.07	0.12
	25 Feb 09	436.0	135.0	109.0	26.0	0.25	0.19	254.0	93.6	25.3	18.5	0.10	0.20
	15 Mar 09	397.0	189.0	98.0	27.0	0.25	0.14	216.0	149.6	34.0	19.0	0.16	0.13
	17 Mar 09	395.0	174.0	114.0	19.0	0.29	0.11	274.0	107.0	25.0	17.0	0.09	0.16
AVE		485.6	161.6	117.0	25.4	0.25	0.16	259.6	118.8	24.7	17.7	0.10	0.15
SD		112.4	29.1	15.0	3.8	0.03	0.04	27.5	22.5	5.9	1.2	0.04	0.03

หมายเหตุ: A = TBOD/TCOD, B=SBOD/SBOD

ภาคผนวก ง

ข้อมูลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน

ตารางที่ ง.1 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง (RUN D)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Inlet	10 Dec 08	38.9	156.0	0.1	0.1	195.1	38.9	156.0	0.1	0.1	195.1
	23 Feb 08	45.0	175.0	0.1	0.1	220.2	45.0	175.0	0.1	0.1	220.2
	4 Mar 08	25.9	145.0	0.1	0.1	171.1	25.9	145.0	0.1	0.1	171.1
	18 Mar 08	18.0	169.0	0.1	0.1	187.2	18.0	169.0	0.1	0.1	187.2
	7 Jun 08	38.0	184.0	0.1	0.1	222.2	38.0	184.0	0.1	0.1	222.2
	30 May 08	15.6	132.0	0.1	0.1	147.8	15.6	132.0	0.1	0.1	147.8
	7 Jul 08	28.9	165.0	0.1	0.1	194.1	28.9	165.0	0.1	0.1	194.1
	8 Jul 08	42.0	185.0	0.1	0.1	227.2	42.0	185.0	0.1	0.1	227.2
	9 Jul 08	38.5	175.8	0.1	0.1	214.5	38.5	175.8	0.1	0.1	214.5
	10 Jul 08	35.8	166.0	0.1	0.1	202.0	35.8	166.0	0.1	0.1	202.0
AVE		32.7	165.3	0.1	0.1	198.1	32.7	165.3	0.1	0.1	198.1
SD		10.1	16.9	0.0	0.0	25.0	10.1	16.9	0.0	0.0	25.0

ตารางที่ ง.2 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 1 ของระบบ DHS (RUN I)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 1	10 Dec 08	25.0	125.0	0.3	0.7	151.0	96.0	184.0	0.1	0.1	280.2
	23 Feb 08	29.0	145.0	0.2	0.6	174.8	95.0	171.0	0.1	0.1	266.2
	4 Mar 08	15.0	123.0	0.3	0.8	139.1	87.0	175.0	0.1	0.1	262.2
	18 Mar 08	12.0	137.0	0.2	0.9	150.1	94.3	166.0	0.1	0.1	260.5
	7 Jun 08	25.0	142.0	0.4	0.4	167.8	97.0	174.0	0.1	0.1	271.2
	30 May 08	9.0	104.0	0.6	0.5	114.1	92.0	171.0	0.1	0.1	263.2
	7 Jul 08	20.5	123.0	0.1	0.6	144.2	94.0	173.0	0.1	0.1	267.2
	8 Jul 08	16.0	142.0	0.3	0.8	159.1	99.0	172.0	0.1	0.1	271.2
	9 Jul 08	22.0	134.0	0.3	0.7	157.0	102.0	171.0	0.1	0.1	273.2
	10 Jul 08	19.0	136.0	0.3	0.7	156.0	97.0	168.0	0.1	0.1	265.2
AVE		19.3	131.1	0.3	0.7	151.3	95.3	172.5	0.1	0.1	268.0
SD		6.3	12.5	0.1	0.1	16.7	4.0	4.8	0.0	0.0	6.0

ตารางที่ ง.3 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 2 ของระบบ DHS (RUN I)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 2	10 Dec 08	23	86.0	4.1	0.6	113.7	71.0	195.0	0.1	0.1	266.2
	23 Feb 08	25	89.0	5.2	0.5	119.7	85.0	178.0	0.1	0.1	263.2
	4 Mar 08	19	96.0	2.3	0.8	118.1	74.0	210.0	0.1	0.1	284.2
	18 Mar 08	19	68.0	1.3	0.4	88.7	70.0	212.0	0.1	0.1	282.2
	7 Jun 08	22	75.0	3.0	0.3	100.3	69.0	190.0	0.1	0.1	259.2
	30 May 08	26	83.0	3.0	0.7	112.7	65.0	189.0	0.1	0.1	254.2
	7 Jul 08	28	87.0	1.9	0.9	117.8	71.0	187.0	0.1	0.1	258.2
	8 Jul 08	26	94.0	2.9	0.4	123.3	69.0	195.0	0.1	0.1	264.2
	9 Jul 08	22	93.0	3.6	0.7	119.3	67.0	196.0	0.1	0.1	263.2
	10 Jul 08	21	88.0	4.1	0.5	113.6	69.0	198.0	0.1	0.1	267.2
AVE		23.1	85.9	3.1	0.6	112.7	71.0	195.0	0.1	0.1	266.2
SD		3.1	8.7	1.2	0.2	10.5	5.5	10.2	0.0	0.0	9.8

ตารางที่ 4.4 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 3 ของระบบ DHS (RUN D)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 3	10 Dec 08	12.0	59.0	12.0	6.0	89.0	60.0	189.0	0.1	0.1	266.2
	23 Feb 08	13.0	65.0	20.0	3.0	101.0	52.0	175.0	0.1	0.1	263.2
	4 Mar 08	9.0	63.0	23.0	2.0	97.0	67.0	179.0	0.1	0.1	284.2
	18 Mar 08	8.0	62.0	25.0	6.0	101.0	57.0	186.0	0.1	0.1	282.2
	7 Jun 08	13.0	54.0	15.0	5.0	87.0	50.0	179.0	0.1	0.1	259.2
	30 May 08	14.0	55.0	19.0	3.9	91.9	63.0	189.0	0.1	0.1	254.2
	7 Jul 08	12.0	57.0	20.0	4.2	93.2	62.0	192.0	0.1	0.1	258.2
	8 Jul 08	15.0	54.0	24.0	4.6	97.6	56.0	174.0	0.1	0.1	264.2
	9 Jul 08	11.0	52.0	19.0	4.9	86.9	62.0	176.0	0.1	0.1	263.2
	10 Jul 08	9.0	46.0	17.0	4.8	76.8	61.0	177.0	0.1	0.1	267.2
AVE		11.6	56.7	19.4	4.4	92.1	59.0	181.6	0.1	0.1	240.8
SD		2.3	5.7	4.0	1.2	7.5	5.2	6.7	0.0	0.0	9.8

ตารางที่ 3.5 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 4 ของระบบ DHS (RUN D)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 4	10 Dec 08	15.0	36.0	7.8	9.6	68.4	52.0	198.0	0.1	0.1	195.1
	23 Feb 08	11.0	31.0	8.9	9.6	60.5	56.0	165.0	0.1	0.1	220.2
	4 Mar 08	11.0	37.0	6.0	6.7	60.7	59.0	174.0	0.1	0.1	171.1
	18 Mar 08	14.0	41.0	9.0	7.5	71.5	68.0	169.0	0.1	0.1	187.2
	7 Jun 08	9.0	39.0	6.0	5.7	59.7	49.0	162.0	0.1	0.1	222.2
	30 May 08	17.0	28.0	7.0	9.6	61.6	39.0	170.0	0.1	0.1	147.8
	7 Jul 08	8.0	29.0	10.2	8.2	55.4	53.0	185.0	0.1	0.1	194.1
	8 Jul 08	22.0	32.0	6.0	10.1	70.1	33.0	186.0	0.1	0.1	227.2
	9 Jul 08	9.2	37.0	9.0	8.6	63.8	52.0	183.0	0.1	0.1	214.5
	10 Jul 08	8.5	38.0	8.0	7.9	62.4	55.0	186.0	0.1	0.1	202
AVE		12.5	34.8	7.8	8.4	63.4	51.6	177.8	0.1	0.1	229.6
SD		4.5	4.5	1.5	1.4	5.1	9.8	11.5	0.0	0.0	13.6

ตารางที่ ๖.6 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Inlet	2 Sep 08	46.0	77.0	0.1	0.1	123.2	46.0	77.0	0.1	0.1	123.2
	3 Sep 08	39.0	164.9	0.1	0.1	204.1	39.0	164.9	0.1	0.1	204.1
	11 Sep 08	37.0	187.0	0.1	0.1	224.2	37.0	187.0	0.1	0.1	224.2
	15 Sep 08	32.0	168.0	0.1	0.1	200.2	32.0	168.0	0.1	0.1	200.2
	20 Sep 08	48.2	252.0	0.1	0.1	300.4	48.2	252.0	0.1	0.1	300.4
AVE		40.4	169.8	0.1	0.1	210.4	40.4	169.8	0.1	0.1	210.4
SD		6.6	62.6	0.0	0.0	63.3	6.6	62.6	0.0	0.0	63.3

ตารางที่ ง.7 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 1 ของระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 1	2 Sep 08	10.0	86.0	0.0	7.3	103.3	20.5	193.0	0.1	0.1	123.2
	3 Sep 08	16.0	71.5	0.3	4.6	92.4	20.1	180.0	0.1	0.1	204.1
	11 Sep 08	11.5	64.7	0.5	9.2	85.9	21.1	179.0	0.1	0.1	224.2
	15 Sep 08	7.6	79.5	0.3	8.4	95.8	24.0	195.7	0.1	0.1	200.2
	20 Sep 08	10.4	81.0	0.4	7.1	98.9	17.0	188.0	0.1	0.1	300.4
AVE		11.1	76.5	0.3	7.3	95.3	20.5	187.1	0.1	0.1	207.9
SD		3.1	8.4	0.2	1.7	6.6	2.5	7.5	0.0	0.0	8.7

ตารางที่ 3.8 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 2 ของระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 2	2 Sep 08	10.7	71.0	0.2	9.0	90.9	13.0	201.0	0.1	0.1	214.2
	3 Sep 08	14.9	62.0	0.2	7.5	84.6	16.0	198.0	0.1	0.1	214.2
	11 Sep 08	8.9	79.0	0.2	6.7	94.8	12.7	185.0	0.1	0.1	197.9
	15 Sep 08	6.7	62.0	0.3	8.1	77.1	11.0	198.0	0.1	0.1	209.2
	20 Sep 08	12.3	66.0	0.1	7.9	86.3	12.5	210.0	0.1	0.1	222.7
AVE		10.7	68.0	0.2	7.8	86.7	13.0	198.4	0.1	0.1	211.6
SD		3.1	7.2	0.1	0.8	6.7	1.8	9.0	0.0	0.0	9.1

ตารางที่ ๔.๑ ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 3 ของระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 3	2 Sep 08	14.0	64.2	0.3	9.0	87.5	15.0	194.0	0.1	0.1	209.2
	3 Sep 08	15.0	61.0	0.3	7.2	83.5	25.0	180.0	0.1	0.1	205.2
	11 Sep 08	12.0	69.0	0.2	9.2	90.4	14.0	179.0	0.1	0.1	193.2
	15 Sep 08	16.0	62.8	0.1	7.9	86.8	13.0	191.5	0.1	0.1	204.7
	20 Sep 08	13.8	66.0	0.5	7.4	87.7	15.0	168.0	0.1	0.1	183.2
AVE		14.2	64.6	0.3	8.1	87.2	16.4	182.5	0.1	0.1	199.1
SD		1.5	3.1	0.1	0.9	2.5	4.9	10.5	0.0	0.0	10.7

ตารางที่ ง.10 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 4 ของระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 4	2 Sep 08	9.0	63.0	0.4	7.5	79.9	17.0	186.7	0.1	0.1	203.9
	3 Sep 08	14.0	64.0	0.1	7.9	86.0	15.0	178.0	0.1	0.1	193.2
	11 Sep 08	3.0	62.0	0.3	6.8	72.1	18.0	174.0	0.1	0.1	192.2
	15 Sep 08	14.0	57.0	0.3	7.2	78.5	14.0	183.5	0.1	0.1	197.7
	20 Sep 08	10.0	64.0	0.3	7.0	81.3	17.0	179.4	0.1	0.1	196.6
AVE		10.0	62.0	0.3	7.3	79.6	16.2	180.3	0.1	0.1	196.7
SD		4.5	2.9	0.1	0.4	5.0	1.6	4.9	0.0	0.0	4.6

ตารางที่ 4.11 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Inlet	12 Jan 09	36.0	179.0	0.1	0.1	215.2	36.0	179.0	0.1	0.1	215.2
	15 Jan 09	36.0	156.0	0.1	0.1	192.2	36.0	156.0	0.1	0.1	192.2
	25 Feb 09	32.0	165.0	0.1	0.1	197.2	32.0	165.0	0.1	0.1	197.2
	15 Mar 09	34.0	156.0	0.1	0.1	190.2	34.0	156.0	0.1	0.1	190.2
	17 Mar 09	37.0	167.0	0.1	0.1	204.2	37.0	167.0	0.1	0.1	204.2
AVE		35.0	164.6	0.1	0.1	199.8	35.0	164.6	0.1	0.1	199.8
SD		2.0	9.5	0.0	0.0	10.2	2.0	9.5	0.0	0.0	10.2

ตารางที่ 3.12 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 1 ของระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 1	12 Jan 09	15.0	86.0	0.3	7.5	108.8	12.0	195.0	0.1	0.1	207.20
	15 Jan 09	16.0	77.0	0.2	6.8	100.0	9.0	174.0	0.1	0.1	183.20
	25 Feb 09	14.0	95.0	0.4	9.5	118.9	8.0	179.0	0.1	0.1	187.20
	15 Mar 09	12.0	75.0	0.3	6.8	94.1	14.0	181.0	0.1	0.1	195.20
	17 Mar 09	17.0	90.0	0.3	7.1	114.4	9.0	197.0	0.1	0.1	206.20
AVE		14.8	84.6	0.3	7.5	107.2	10.4	185.2	0.1	0.1	195.80
SD		1.9	8.5	0.1	1.1	10.2	2.5	10.2	0.0	0.0	10.85

ตารางที่ ง.13 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 2 ของระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 2	12 Jan 09	12.0	85.0	0.2	7.9	105.1	10.0	182.0	0.1	0.1	192.20
	15 Jan 09	11.0	77.0	0.2	7.5	95.7	16.0	174.0	0.1	0.1	190.20
	25 Feb 09	9.6	68.0	0.1	9.3	87.0	8.0	196.0	0.1	0.1	204.20
	15 Mar 09	8.5	64.0	0.3	7.4	80.2	7.0	164.0	0.1	0.1	171.20
	17 Mar 09	17.0	79.0	0.2	9.1	105.3	10.0	176.0	0.1	0.1	186.20
AVE		11.6	74.6	0.2	8.2	94.7	10.2	178.4	0.1	0.1	188.80
SD		3.3	8.5	0.1	0.9	11.1	3.5	11.8	0.0	0.0	11.91

ตารางที่ ง.14 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 3 ของระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 3	12 Jan 09	12.0	71.0	0.2	10.6	93.8	9.0	198.0	0.1	0.1	207.2
	15 Jan 09	14.0	68.0	0.1	9.5	91.6	7.0	191.0	0.1	0.1	198.2
	25 Feb 09	19.0	54.0	0.3	8.3	81.6	12.0	187.0	0.1	0.1	199.2
	15 Mar 09	15.0	64.5	0.3	8.2	88.0	7.0	185.0	0.1	0.1	192.2
	17 Mar 09	13.0	67.5	0.1	9.5	90.1	11.0	201.0	0.1	0.1	212.2
AVE		14.6	65.0	0.2	9.2	89.0	9.2	192.4	0.1	0.1	201.8
SD		2.7	6.6	0.1	1.0	4.7	2.3	6.9	0.0	0.0	7.9

ตารางที่ ง.15 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้งจาก Segment 4 ของระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	DATE	BDHS (mg-N/L)					FDHS (mg-N/L)				
		Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N	Org-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Total-N
Segment 4	12 Jan 09	12.0	67.0	0.2	7.8	87.0	6.0	189.0	0.1	0.1	195.2
	15 Jan 09	11.0	63.0	0.3	6.4	80.7	5.0	175.0	0.1	0.1	180.2
	25 Feb 09	9.0	58.0	0.1	8.5	75.6	8.0	194.0	0.1	0.1	202.2
	15 Mar 09	6.0	56.0	0.4	7.1	69.5	9.0	176.0	0.1	0.1	185.2
	17 Mar 09	4.0	67.0	0.1	7.2	78.3	7.0	185.0	0.1	0.1	192.2
AVE		8.4	62.2	0.2	7.4	78.2	7.0	183.8	0.1	0.1	191.0
SD		3.4	5.1	0.1	0.8	6.4	1.6	8.2	0.0	0.0	8.58

ภาคผนวก จ

ข้อมูลจากการศึกษาสัดส่วนของค่า COD

ตารางที่ จ.1 ผลการศึกษาการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionations) ในระบบ BDHS (RUN I)

Profiles	COD Concentrations (mg/L)						Soluble COD (mg/L)		Particulate COD (mg/L)		Soluble COD (%)		Particulate COD (%)	
	TCOD	SCOD	PCOD	TBOD ₂₀	SBOD ₂₀	PBOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD
Inlet	1,273	439	834	335	211	124	228	211	710	124	18	17	56	10
Segment 1	776	291	485	234	115	119	176	115	366	119	23	15	47	15
Segment 2	807	231	577	552	93	459	138	93	117	459	17	12	15	57
Segment 3	446	206	240	260	75	185	131	75	55	185	29	17	12	42
Segment 4	634	201	432	76	68	8	133	68	50	382	21	11	8	60

ตารางที่ จ.2 ผลการศึกษาการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionations) ในระบบ FDHS (RUN I)

Profiles	COD Concentrations (mg/L)						Soluble COD (mg/L)		Particulate COD (mg/L)		Soluble COD (%)		Particulate COD (%)	
	TCOD	SCOD	PCOD	TBOD ₂₀	SBOD ₂₀	PBOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD
Inlet	1,273	439	834	335	211	124	228	211	710	124	18	17	56	10
Segment 1	427	328	99	138	93	45	236	93	53	45	55	22	13	11
Segment 2	356	292	64	101	45	56	247	45	8	56	69	13	2	16
Segment 3	469	240	229	96	56	39	184	56	190	39	39	12	40	8
Segment 4	256	222	34	65	56	8	166	56	26	8	65	22	10	3

ตารางที่ ๑.3 ผลการศึกษาการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionations) ในระบบ BDHS (RUN II)

Profiles	COD Concentrations (mg/L)						Soluble COD (mg/L)		Particulate COD (mg/L)		Soluble COD (%)		Particulate COD (%)	
	TCOD	SCOD	PCOD	TBOD ₂₀	SBOD ₂₀	PBOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD
Inlet	1,528	429	1,099	550	379	171.0	49.8	379.0	928.2	171.0	3.3	24.8	60.7	11.2
Segment 1	410	192	219	95	82	13.0	109.6	82.0	205.8	13.0	26.7	20.0	50.1	3.2
Segment 2	286	194	92	65	56	9.0	137.6	56.0	83.0	9.0	48.2	19.6	29.1	3.2
Segment 3	269	193	76	57	45	12.0	147.6	45.0	64.2	12.0	54.9	16.7	23.9	4.5
Segment 4	236	111	125	55	45	10.0	65.6	45.0	115.4	10.0	27.8	19.1	48.9	4.2

ตารางที่ ๑.4 ผลการศึกษาการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionations) ในระบบ FDHS (RUN II)

Profiles	COD Concentrations (mg/L)						Soluble COD (mg/L)		Particulate COD (mg/L)		Soluble COD (%)		Particulate COD (%)	
	TCOD	SCOD	PCOD	TBOD ₂₀	SBOD ₂₀	PBOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD
Inlet	1,528	429	1,099	520	379	141	50	379	958	141	3	25	63	9
Segment 1	383	161	222	42.0	42	0.0	119	42	222	0	31	11	58	0
Segment 2	291	141	151	35.0	25	10	116	25	140	10	40	9	48	3
Segment 3	286	143	143	32.0	25	7	118	25	136	7	41	9	48	2
Segment 4	229	102	127	32.0	25	7	77	25	120	7	34	11	52	3

ตารางที่ ๑.5 ผลการศึกษาการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionations) ในระบบ BDHS (RUN III)

Profiles	COD Concentrations (mg/L)						Soluble COD (mg/L)		Particulate COD (mg/L)		Soluble COD (%)		Particulate COD (%)	
	TCOD	SCOD	PCOD	TBOD ₂₀	SBOD ₂₀	PBOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD
Inlet	1,106	449	656	508	242	266	208	242	390	266	19	22	35	24
Segment 1	580	372	208	305	111	193	261	111	14	193	45	19	2	33
Segment 2	326	251	76	122	98	24	153	98	52	24	47	30	16	7
Segment 3	432	222	210	138	28	111	194	28	100	111	45	6	23	26
Segment 4	486	162	324	117	25	92	136	25	232	92	28	5	48	19

ตารางที่ ๑.6 ผลการศึกษาการแยกสัดส่วนของค่า COD (COD fractionations) ในระบบ FDHS (RUN III)

Profiles	Concentrations (mg/L)						Soluble COD (mg/L)		Particulate COD (mg/L)		Soluble COD (%)		Particulate COD (%)	
	TCOD	SCOD	PCOD	TBOD ₂₀	SBOD ₂₀	PBOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD	USCOD	BSCOD	UPCOD	BPCOD
Inlet	1,106	449	656	508	242	266	208	242	390	266	19	22	35	24
Segment 1	462	135	326	44	29	15	106	29	311	15	23	6	67	3
Segment 2	349	107	242	27	19	9	88	19	233	9	25	5	67	2
Segment 3	308	108	200	26	19	7	89	19	193	7	29	6	63	2
Segment 4	260	119	141	25	18	7	101	18	134	7	39	7	52	3

ภาคผนวก ง

ข้อมูลของการศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์

ตารางที่ ฅ.1 ผลการศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์ในระบบ BDHS

DHS profiles	S_0/X_0	S (mg/L)	DATE	OUR _{xi} (mgO ₂ /mgVSS-h)	OUR _{xi,e} (mgO ₂ /mgVSS-h)	OC (mgO ₂ /L)	OUR _{xi,ox} (mgO ₂ /mgVSS-h)	OC/S	R _X (mgCOD/mgVSS-h)	Y_{VSS} (mgVSS/mgCOD)	μ (d ⁻¹)
Segment 1	0.05	20	24 May 08	0.011610	0.003000	5.72	0.00861	0.286	0.030	0.638	0.461
	0.10	40	24 May 08	0.011464	0.003900	6.58	0.00756	0.165	0.046	0.746	0.823
	0.20	80	24 May 08	0.014470	0.008100	7.02	0.00637	0.088	0.073	0.815	1.419
	0.30	120	24 May 08	0.017800	0.010650	7.61	0.00715	0.063	0.113	0.836	2.263
	0.50	200	24 May 08	0.020740	0.016950	8.28	0.00379	0.041	0.092	0.856	1.880
Segment 2	0.80	320	3 Jun 08	0.021300	0.019200	8.30	0.00210	0.026	0.081	0.870	1.690
	0.05	20	29 May 08	0.005870	0.001230	4.77	0.00464	0.239	0.019	0.680	0.317
	0.10	40	29 May 08	0.012590	0.007020	6.03	0.00357	0.151	0.037	0.758	0.672
	0.20	80	29 May 08	0.014040	0.007800	6.68	0.00624	0.084	0.075	0.818	1.468
	0.30	120	29 May 08	0.016890	0.008900	7.02	0.00799	0.059	0.137	0.841	2.756
Segment 3	0.40	160	29 May 08	0.017890	0.010580	7.22	0.00731	0.045	0.162	0.853	3.315
	0.50	200	29 May 08	0.018200	0.012600	7.52	0.00560	0.038	0.149	0.859	3.071
	0.80	320	3 Jun 08	0.019260	0.016580	7.66	0.00268	0.024	0.112	0.871	2.342
	0.05	20	2 Jun 08	0.00766	0.00240	5.13	0.00526	0.257	0.021	0.664	0.327
	0.10	40	2 Jun 08	0.00900	0.00480	5.22	0.00420	0.131	0.032	0.776	0.600
Segment 4	0.20	80	3 Jun 08	0.00905	0.00600	5.40	0.00305	0.068	0.045	0.833	0.903
	0.30	120	3 Jun 08	0.01044	0.00630	5.69	0.00414	0.047	0.087	0.851	1.782
	0.40	160	3 Jun 08	0.01130	0.00860	6.03	0.00270	0.038	0.072	0.859	1.477
	0.50	200	3 Jun 08	0.01218	0.00990	6.13	0.00228	0.031	0.074	0.865	1.545
	0.80	320	3 Jun 08	0.01309	0.01234	6.35	0.00075	0.020	0.038	0.875	0.794
Segment 4	0.05	20	3 Jun 08	0.00748	0.00150	4.82	0.00598	0.241	0.025	0.678	0.404
	0.10	40	3 Jun 08	0.00831	0.00330	5.13	0.00420	0.131	0.032	0.776	0.600
	0.20	80	3 Jun 08	0.00962	0.00360	5.27	0.00305	0.068	0.045	0.833	0.903
	0.30	120	3 Jun 08	0.00985	0.00390	5.59	0.00595	0.047	0.128	0.851	2.610
	0.40	160	3 Jun 08	0.01198	0.00640	5.91	0.00558	0.037	0.151	0.860	3.118
Segment 4	0.50	200	3 Jun 08	0.01605	0.01160	5.99	0.00445	0.030	0.149	0.866	3.089
	0.8	320	3 Jun 08	0.01890	0.01650	6.33	0.00240	0.020	0.121	0.875	2.551

ตารางที่ ๒.2 ผลการศึกษาค่าคงที่ทางจลศาสตร์ในระบบ FDHS

DHS profiles	S_0/X_0	S (mg/L)	DATE	OUR _{x,t} (mgO ₂ /mgVSS-h)	OUR _{x,e} (mgO ₂ /mgVSS-h)	OC (mgO ₂ /L)	OUR _{x,ox} (mgO ₂ /mgVSS-h)	OC/S	rx (mgCOD/mgVSS-h)	Y _{VSS} (mgVSS/mgCOD)	μ (d ⁻¹)
Segment 1	0.05	20	29 May 08	0.005550	0.000730	6.03	0.00482	0.151	0.032	0.551	0.423
	0.10	40	29 May 08	0.007180	0.000900	6.16	0.00628	0.154	0.041	0.549	0.538
	0.20	80	29 May 08	0.007640	0.000920	6.35	0.00672	0.079	0.085	0.598	1.215
	0.30	120	29 May 08	0.010350	0.001500	6.37	0.00885	0.053	0.167	0.615	2.460
	0.40	160	3 May 08	0.011310	0.003700	6.64	0.00761	0.042	0.183	0.622	2.739
	0.50	200	29 May 08	0.013370	0.006240	6.88	0.00713	0.034	0.207	0.627	3.119
	0.80	320	3 Jun 08	0.014225	0.010135	7.25	0.00409	0.023	0.181	0.635	2.730
	0.05	20	3 May 08	0.003920	0.000923	5.86	0.00300	0.293	0.010	0.459	0.113
Segment 2	0.10	40	3 May 08	0.004950	0.001200	5.88	0.00375	0.147	0.026	0.554	0.339
	0.20	80	3 May 08	0.005020	0.001500	6.15	0.00352	0.077	0.046	0.599	0.639
	0.30	120	24 May 08	0.005329	0.001880	6.85	0.00345	0.057	0.060	0.612	0.888
	0.40	160	3 May 08	0.006675	0.002600	6.89	0.00408	0.043	0.095	0.621	1.411
	0.50	200	3 May 08	0.007670	0.004300	7.01	0.00337	0.035	0.096	0.627	1.446
	0.05	20	2 Jun 08	0.005490	0.000670	5.83	0.00482	0.292	0.017	0.460	0.183
	0.10	40	2 Jun 08	0.006840	0.001570	5.90	0.00527	0.148	0.036	0.554	0.475
	0.20	80	2 Jun 08	0.008300	0.003330	6.30	0.00497	0.079	0.063	0.598	0.906
Segment 3	0.30	120	2 Jun 08	0.008740	0.004870	6.51	0.00387	0.054	0.071	0.614	1.051
	0.40	160	3 Jun 08	0.009020	0.005980	6.80	0.00304	0.043	0.072	0.622	1.067
	0.50	200	3 Jun 08	0.010100	0.007200	6.85	0.00290	0.034	0.085	0.627	1.274
	0.80	320	3 Jun 08	0.012130	0.010811	7.56	0.00132	0.024	0.056	0.634	0.850
	0.05	20	3 Jun 08	0.004230	0.001200	2.53	0.00303	0.127	0.024	0.567	0.326
	0.10	40	3 Jun 08	0.004350	0.001500	4.94	0.00285	0.124	0.023	0.569	0.315
	0.20	80	29 May 08	0.004450	0.001500	5.14	0.00295	0.064	0.046	0.608	0.670
	0.30	120	2 Jun 08	0.005050	0.001700	5.42	0.00335	0.045	0.074	0.620	1.104
Segment 4	0.40	160	3 Jun 08	0.008290	0.004600	6.02	0.00369	0.038	0.098	0.625	1.471
	0.50	200	3 Jun 08	0.009600	0.006800	6.23	0.00280	0.031	0.090	0.629	1.357
	0.80	320	3 Jun 08	0.010500	0.008912	6.5	0.001588	0.020	0.078	0.636	1.194

ภาคผนวก ข

ข้อมูลจากการศึกษาลักษณะของตะกอน

ตารางที่ ข.1 ผลการศึกษาค่า MLSS และ MLVSS ในระบบ DHS (RUN I)

DHS profiles	RUN I				
	Date	BDHS (g/L-sponge)		FDHS (g/L-sponge)	
		MLSS	MLVSS	MLSS	MLVSS
Segment 1	30 May 08	39.4	33.4	78.6	77.0
	7 Jul 08	39.0	34.0	79.4	78.0
	8 Jul 08	34.0	29.0	78.0	72.0
	9 Jul 08	42.0	28.0	76.0	74.0
	10 Jul 08	45.0	27.0	77.5	77.0
AVE		39.9	30.3	77.9	75.6
SD		4.1	3.2	1.3	2.5
Segment 2	30 May 08	36.0	24.0	13.9	13.2
	7 Jul 08	32.0	26.0	12.8	12.0
	8 Jul 08	26.0	20.0	10.8	10.0
	9 Jul 08	30.5	19.0	13.4	13.0
	10 Jul 08	24.0	18.0	12.9	12.5
AVE		29.7	21.4	12.8	12.1
SD		4.8	3.4	1.2	1.3
Segment 3	30 May 08	32.0	18.0	34.2	30.0
	7 Jul 08	29.0	22.0	32.0	29.0
	8 Jul 08	30.0	23.0	28.7	27.0
	9 Jul 08	28.0	18.0	31.0	28.4
	10 Jul 08	32.5	19.2	30.5	29.5
AVE		30.3	20.0	31.3	28.8
SD		1.9	2.3	2.0	1.2
Segment 4	30 May 08	62.5	52.0	48.9	46.0
	7 Jul 08	57.9	48.0	45.4	42.7
	8 Jul 08	61.0	54.0	42.0	39.5
	9 Jul 08	56.0	47.0	41.4	38.9
	10 Jul 08	58.9	51.0	45.3	42.6
AVE		59.3	50.4	44.6	41.9
SD		2.6	2.9	3.0	2.9

ตารางที่ ข.2 ผลการศึกษาค่า MLSS และ MLVSS ในระบบ DHS (RUN II)

DHS profiles	RUN II				
	Date	BDHS (g/L-sponge)		FDHS (g/L-sponge)	
		MLSS	MLVSS	MLSS	MLVSS
Segment 1	30 May 08	27.0	19.6	56.0	55.0
	7 Jul 08	29.0	18.4	58.3	48.0
	8 Jul 08	25.0	26.0	51.4	57.0
	9 Jul 08	24.0	17.0	57.4	47.0
	10 Jul 08	26.3	18.7	50.4	47.5
AVE		26.3	19.9	54.7	50.9
SD		1.9	3.5	3.6	4.7
Segment 2	30 May 08	28.0	21.0	11.5	11.2
	7 Jul 08	24.5	17.0	14.5	14.0
	8 Jul 08	26.0	17.0	13.7	13.5
	9 Jul 08	24.6	15.6	11.5	11.0
	10 Jul 08	27.5	22.1	12.4	12.0
AVE		26.1	18.5	12.7	12.3
SD		1.6	2.8	1.3	1.4
Segment 3	30 May 08	23.0	14.0	27.0	26.0
	7 Jul 08	24.0	19.0	28.0	27.0
	8 Jul 08	20.0	13.0	29.4	29.0
	9 Jul 08	24.4	15.0	22.0	22.0
	10 Jul 08	22.7	16.5	26.6	25.0
AVE		22.8	15.5	26.6	25.8
SD		1.7	2.3	2.8	2.6
Segment 4	30 May 08	36.0	32.0	39.4	37.0
	7 Jul 08	40.4	36.0	36.2	34.0
	8 Jul 08	27.0	24.0	38.3	36.0
	9 Jul 08	31.5	28.0	39.4	37.0
	10 Jul 08	34.8	31.0	36.2	34.0
AVE		33.9	30.2	37.9	35.6
SD		5.0	4.5	1.6	1.5

ตารางที่ ข.3 ผลการศึกษาค่า MLSS และ MLVSS ในระบบ DHS (RUN III)

DHS profiles	RUN III				
	Date	BDHS (g/L-sponge)		FDHS (g/L-sponge)	
		MLSS	MLVSS	MLSS	MLVSS
Segment 1	30 May 08	34.0	25.6	60.0	69.0
	7 Jul 08	42.0	24.0	58.9	57.0
	8 Jul 08	28.0	29.0	57.0	51.0
	9 Jul 08	33.5	22.0	62.0	47.0
	10 Jul 08	28.2	27.0	56.5	53.5
AVE		33.1	25.5	58.9	55.5
SD		5.7	2.7	2.2	8.4
Segment 2	30 May 08	26.0	21.0	13.4	13.0
	7 Jul 08	27.0	18.0	16.0	15.0
	8 Jul 08	25.0	22.0	13.0	12.0
	9 Jul 08	24.6	17.5	15.0	14.5
	10 Jul 08	26.0	18.5	13.0	12.4
AVE		25.7	19.4	14.1	13.4
SD		0.9	2.0	1.4	1.3
Segment 3	30 May 08	25.0	16.0	26.0	25.0
	7 Jul 08	19.0	14.0	27.4	26.7
	8 Jul 08	29.0	19.0	32.9	31.0
	9 Jul 08	29.6	21.5	28.0	27.0
	10 Jul 08	33.2	21.0	27.0	26.5
AVE		27.2	18.3	28.3	27.2
SD		5.4	3.2	2.7	2.2
Segment 4	30 May 08	50.2	42.7	40.6	39.0
	7 Jul 08	48.2	41.0	38.5	37.0
	8 Jul 08	58.8	50.0	42.7	41.0
	9 Jul 08	45.9	39.0	38.5	37.0
	10 Jul 08	47.1	40.0	40.1	38.5
AVE		50.0	42.5	40.1	38.5
SD		5.2	4.4	1.7	1.7

ตารางที่ ข.4 ผลการศึกษาค่าความเข้มข้นของ EPS ในการเดินระบบ DHS RUN I

DHS Profiles	DATE	Bound EPS (mg/mg-SS)						Soluble EPS' (mg/mg-SS)					
		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C	
		BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS
Segment 1	30 May 08	45.0	45.5	10.2	14.5	4.4	3.1	18.2	38.9	7.1	19.4	2.6	2.0
	7 Jul 08	56.0	38.0	11.5	13.0	4.9	2.9	15.6	35.4	8.5	17.5	1.8	2.0
	8 Jul 08	37.0	40.4	8.7	12.0	4.3	3.4	14.7	34.2	6.9	17.9	2.1	1.9
	9 Jul 08	37.4	40.0	9.4	14.0	4.0	2.9	19.7	37.2	6.5	16.1	3.0	2.3
	10 Jul 08	46.5	39.0	8.2	15.0	5.7	2.6	18.9	38.4	6.3	19.5	3.0	2.0
AVE		44.4	40.6	9.6	13.7	4.6	3.0	17.4	36.8	7.1	18.1	2.5	2.0
SD		7.8	2.9	1.3	1.2	0.7	0.3	2.2	2.0	0.9	1.4	0.5	0.2
Segment 2	30 May 08	26.4	32.0	11.6	12.0	2.3	2.7	13.8	32.0	7.0	19.4	2.0	1.6
	7 Jul 08	28.7	27.0	9.8	9.6	2.9	2.8	12.3	38.0	5.7	14.6	2.2	2.6
	8 Jul 08	30.2	29.0	8.7	12.0	3.5	2.4	14.5	39.0	4.8	13.0	3.0	3.0
	9 Jul 08	33.9	33.0	10.9	8.9	3.1	3.7	10.6	31.0	6.5	12.1	1.6	2.6
	10 Jul 08	25.2	28.7	10.7	9.9	2.4	2.9	12.3	35.0	6.0	16.7	2.1	2.1
AVE		28.9	29.9	10.3	10.5	2.8	2.9	12.7	35.0	6.0	15.2	2.2	2.4
SD		3.4	2.5	1.1	1.4	0.5	0.5	1.5	3.5	0.8	2.9	0.5	0.5

ตารางที่ ข.5 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ EPS ในการเดินระบบ DHS RUN II

DHS Profiles	DATE	Bound EPS (mg/g-SS)						Soluble EPS (mg/g-SS)					
		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C	
		BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS
Segment 1	2 Sep 08	15.0	17.5	5.6	10.2	2.7	1.7	2.6	11.6	3.0	9.7	0.9	1.2
	3 Sep 08	13.0	15.2	4.9	8.5	2.7	1.8	3.2	14.2	1.7	8.6	1.9	1.7
	11 Sep 08	12.0	14.8	6.3	10.2	1.9	1.5	1.9	9.6	2.3	8.7	0.8	1.1
	15 Sep 08	11.3	16.4	4.7	8.9	2.4	1.8	2.0	9.2	1.4	10.2	1.4	0.9
	20 Sep 08	14.0	14.9	5.9	9.3	2.4	1.6	1.8	12.9	1.7	9.4	1.1	1.4
AVE		13.1	15.8	5.5	9.4	2.4	1.7	2.3	11.5	2.0	9.3	1.2	1.2
SD		1.5	1.2	0.7	0.8	0.3	0.2	0.6	2.1	0.6	0.7	0.4	0.3
Segment 2	2 Sep 08	27.0	19.0	9.0	10.9	3.0	1.7	4.0	7.0	5.9	6.5	0.7	1.1
	3 Sep 08	22.0	24.0	8.7	10.4	2.5	2.3	4.8	4.0	5.4	4.7	0.9	0.9
	11 Sep 08	26.0	18.0	9.4	12.0	2.8	1.5	5.7	5.0	3.9	6.8	1.5	0.7
	15 Sep 08	21.0	26.0	10.8	9.4	1.9	2.8	6.2	7.0	4.2	4.9	1.5	1.4
	20 Sep 08	24.0	15.0	12.0	8.7	2.0	1.7	5.2	8.3	3.9	6.5	1.3	1.3
AVE		24.0	20.4	10.0	10.3	2.4	2.0	5.2	6.3	4.7	5.9	1.2	1.1
SD		2.5	4.5	1.4	1.3	0.5	0.5	0.8	1.7	0.9	1.0	0.4	0.3

ตารางที่ ข.5 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ EPS ในการเดินระบบ DHS RUN II (ต่อ)

DHS Profiles	DATE	Bound EPS (mg/g-SS)						Soluble EPS (mg/g-SS)					
		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C	
		BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS
Segment 3	2 Sep 08	15.0	29.0	6.7	14.5	2.2	2.0	4.0	4.7	3.2	5.2	1.3	0.9
	3 Sep 08	16.0	21.0	5.5	9.8	2.9	2.1	2.9	6.0	3.1	4.9	0.9	1.2
	11 Sep 08	13.0	26.4	6.7	12.3	1.9	2.1	3.8	5.8	4.5	4.7	0.8	1.2
	15 Sep 08	12.5	24.0	7.1	11.7	1.8	2.1	4.1	3.4	3.2	4.8	1.3	0.7
	20 Sep 08	14.2	26.8	5.4	13.0	2.6	2.1	4.2	5.0	3.5	4.1	1.2	1.2
AVE		14.1	25.4	6.3	12.3	2.3	2.1	3.8	5.0	3.5	4.7	1.1	1.1
SD		1.4	3.1	0.8	1.7	0.5	0.1	0.5	1.0	0.6	0.4	0.2	0.2
Segment 4	2 Sep 08	36.0	29.0	14.0	12.0	2.6	2.4	9.7	8.4	9.3	7.4	1.0	1.1
	3 Sep 08	29.8	25.0	10.8	14.0	2.8	1.8	7.9	8.7	9.6	8.2	0.8	1.1
	11 Sep 08	29.7	30.0	17.0	9.4	1.7	3.2	10.9	7.4	7.5	6.2	1.5	1.2
	15 Sep 08	32.0	25.0	10.0	8.8	3.2	2.8	9.6	8.6	8.0	7.8	1.2	1.1
	20 Sep 08	31.9	24.0	10.7	9.9	3.0	2.4	8.7	8.3	9.8	6.7	0.9	1.2
AVE		31.9	26.6	12.5	10.8	2.7	2.5	9.4	8.3	8.8	7.3	1.1	1.1
SD		2.6	2.7	3.0	2.1	0.6	0.5	1.1	0.5	1.0	0.8	0.3	0.1

ตารางที่ ข.6 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ EPS ในการเดินระบบ DHS RUN III

DHS Profiles	DATE	Bound EPS (mg/g-SS)						Soluble EPS (mg/g-SS)					
		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C	
		BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS
Segment 1	12 Jan 09	18.4	35.0	5.3	14.0	3.5	2.5	4.0	16.0	3.2	12.0	1.3	1.3
	15 Jan 09	21.2	30.1	5.6	10.0	3.8	3.0	7.5	17.2	3.0	14.0	2.5	1.2
	25 Feb 09	20.1	29.8	5.7	12.0	3.5	2.5	4.9	18.0	5.0	8.0	1.0	2.3
	15 Mar 09	18.0	34.3	6.3	11.0	2.9	3.1	5.6	21.0	3.8	12.0	1.5	1.8
	17 Mar 09	19.0	32.4	5.0	12.0	3.8	2.7	5.4	14.0	2.0	5.0	2.7	2.8
AVE		19.3	32.3	5.6	11.8	3.5	2.8	5.5	17.2	3.4	10.2	1.8	1.9
SD		1.3	2.4	0.5	1.5	0.4	0.3	1.3	2.6	1.1	3.6	0.8	0.7
Segment 2	12 Jan 09	36.0	22.0	10.1	14.0	3.6	1.6	6.7	8.9	4.9	6.0	1.4	1.5
	15 Jan 09	29.8	23.0	12.3	13.0	2.4	1.8	7.5	6.4	5.2	7.8	1.4	0.8
	25 Feb 09	32.0	28.0	11.4	11.0	2.8	2.5	5.8	9.7	3.8	5.6	1.5	1.7
	15 Mar 09	30.1	25.0	8.5	9.7	3.5	2.6	7.1	11.4	3.9	6.9	1.8	1.7
	17 Mar 09	32.0	24.0	9.4	16.0	3.4	1.5	5.9	8.4	4.5	5.6	1.3	1.5
AVE		32.0	24.4	10.3	12.7	3.1	2.0	6.6	9.0	4.5	6.4	1.5	1.4
SD		2.5	2.3	1.5	2.5	0.5	0.5	0.7	1.8	0.6	1.0	0.2	0.4

ตารางที่ ๖. 6 ผลการศึกษาความเข้มข้นของ EPS ในการเดินระบบ DHS RUN III (ต่อ)

DHS Profiles	DATE	Bound EPS (mg/g-SS)						Soluble EPS (mg/g-SS)					
		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C		Protein (P)		Carbohydrate (C)		P/C	
		BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS	BDHS	FDHS
Segment 3	12 Jan 09	19.2	38.0	4.9	17.0	3.9	2.2	7.9	6.0	3.7	4.5	2.1	1.3
	15 Jan 09	17.0	30.0	7.2	19.0	2.4	1.6	8.3	4.2	3.5	5.6	2.4	0.8
	25 Feb 09	15.0	31.0	6.7	16.0	2.2	1.9	5.9	5.8	4.1	3.9	1.4	1.5
	15 Mar 09	18.0	31.0	7.8	15.0	2.3	2.1	7.4	4.8	2.8	5.1	2.6	0.9
	17 Mar 09	16.4	29.0	5.2	15.0	3.2	1.9	8.5	5.2	3.9	4.9	2.2	1.1
AVE		17.1	31.8	6.4	16.4	2.8	2.0	7.6	5.2	3.6	4.8	2.2	1.1
SD		1.6	3.6	1.3	1.7	0.7	0.2	1.0	0.7	0.5	0.6	0.4	0.3
Segment 4	12 Jan 09	35.0	27.0	13.4	16.0	2.6	1.7	9.2	8.5	7.8	9.0	1.2	0.9
	15 Jan 09	28.0	19.4	14.1	13.0	2.0	1.5	7.9	7.4	8.4	9.7	0.9	0.8
	25 Feb 09	27.9	25.0	12.0	17.0	2.3	1.5	8.2	5.8	6.9	7.5	1.2	0.8
	15 Mar 09	35.0	21.0	13.4	12.0	2.6	1.8	8.3	8.7	7.4	7.4	1.1	1.2
	17 Mar 09	37.0	23.0	10.5	13.0	3.5	1.8	8.3	7.9	7.2	8.4	1.2	0.9
AVE		32.6	23.1	12.7	14.2	2.6	1.6	8.4	7.7	7.5	8.4	1.1	0.9
SD		4.3	3.0	1.4	2.2	0.6	0.1	0.5	1.2	0.6	1.0	0.1	0.2

ประวัตินักวิจัย

1. ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร

สถานที่ทำงาน สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

โทรศัพท์ 044-224-451 โทรสาร 044-224-606 E-mail: boonchai@sut.ac.th

ประวัติการศึกษา

D.Tech.Sc. (Environmental Engineering), Asian Institute of Technology, Thailand.

M.Sc. (Environmental Technology), King Mongkut's Institute of Technology Thonburi Thailand.

B.Sc. (Industrial Chemistry), King Mongkut's Institute of Technology Thonburi, Thailand.

ประวัติการทำงาน

ม.ค. 40 – มี.ย. 49	อาจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ก.ค. 49 – ปัจจุบัน	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ด.ค. 48 – พ.ย. 51	รองผู้อำนวยการศูนย์บรรณสารและสื่อการศึกษา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
พ.ย. 51 – ปัจจุบัน	ผู้อำนวยการศูนย์บรรณสารและสื่อการศึกษา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

งานวิจัย

1. การใช้กระบวนการตะกอนลอยในการบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมปลาหมึกกระป๋อง, 2537
2. โครงการการสร้างเตาเผาขยะชุมชนพร้อมระบบกำจัดอนุภาค (เตาเผาขยะอัดดาห์), 2542
3. Application of Membrane Bioreactor Systems for Landfill Leachate Treatment, 2004.
4. การบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยชุมชนด้วยวิธีทางเคมี, 2547.
5. Cleaner Technology in A Metal Finishing Industry in Thailand, 2005.
6. A Novel Wastewater Treatment System Using A UASB Reactor and A Downflow Hanging Sponge (DHS) Post Treatment Unit, 2005-2007.
7. การประเมินผลสัมฤทธิ์โครงการสหกิจศึกษานำร่องของประเทศไทย, 2005-2006.
8. โครงการศึกษาผลกระทบสิ่งแวดล้อมการทำเกลือจากน้ำเกลือใต้ดินในภาคตะวันออกเฉียงเหนือ: โครงการศึกษาเพื่อพัฒนาเทคนิคและการผลิตเกลือ, 2006.
9. การประยุกต์ใช้กระบวนการกรองผ่านเยื่อกรองสำหรับการนำน้ำทิ้งชุมชนกลับมาใช้ประโยชน์ใหม่ (กรณีศึกษา : มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี), 2009.

สิทธิบัตร

1. “เตาเผาขยะขนาดเล็กประสิทธิภาพสูง” เลขที่สิทธิบัตร 22984 ลงวันที่ 27 ธันวาคม 2550

ผลงานทางวิชาการ

1. Wichitsathian, B., Sindhuja, S., Visvanathan, C., and Ahn, K. H., 2004. Landfill Leachate Treatment by Yeast and Bacteria Based Membrane Bioreactors. *Journal of Environmental Science and Health, Part A—Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 39(9), 2391 – 2404.
2. Wichitsathian, B., Sindhuja, S., Visvanathan, C., and Ahn, K. H., 2004. Landfill Leachate Treatment by Yeast and Bacteria Based Membrane Bioreactors. *The Fourth AIT-KIST International Joint Symposium*, Asian Institute of Technology, Thailand, 20 May.
3. Wichitsathian, B., Sindhuja, S., Visvanathan, C., and Ahn, K. H., 2004. Biokinetic Parameters As an Indicator to Ammonia Toxicity in Leachate Treatment Using

Membrane Bioreactors. *Asian Journal of Microbiology Biotechnology Environmental Science*, 6(1), 1-6.

4. บุญชัย วิจิตรเสถียร และ นเรศ เชื้อสุวรรณ, 2548. การบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกรในขั้นต้นด้วยวิธีทางเคมีกายภาพ. การสัมมนาการพัฒนากลุ่มงานวิจัยในเครือข่ายอุดมศึกษานครราชสีมา, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 24 มิถุนายน 2548.
5. บุญชัย วิจิตรเสถียร และ พชรินทร์ ราโช, 2548. การศึกษาสถานการณ์และปัญหาในการจัดการขยะติดเชื้อจากโรงพยาบาลในประเทศไทย. การสัมมนาการพัฒนากลุ่มงานวิจัยในเครือข่ายอุดมศึกษานครราชสีมา, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 24 มิถุนายน 2548.
6. บุญชัย วิจิตรเสถียร, 2548. การใช้เทคโนโลยีสะอาดในโรงงานอุตสาหกรรมผลิตภัณฑ์แต่งหน้าขนม. การประชุมเครือข่ายกลุ่มศึกษาและวิจัยด้านเทคโนโลยีสะอาด ประจำปี 2548, ศูนย์เทคโนโลยีโลหะและวัสดุแห่งชาติ, 9 กันยายน 2548.
7. บุญชัย วิจิตรเสถียร และ นเรศ เชื้อสุวรรณ. 2549. การบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกรในขั้นต้นด้วยวิธีทางเคมีกายภาพ. วารสารเทคโนโลยีสุรนารี, ปีที่ 13, ฉบับที่ 1, หน้า 29-37.
8. บุญชัย วิจิตรเสถียร. 2549. การบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางเคมีกายภาพ. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 5, สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 8-10 มีนาคม 2549.
9. สุชาดา ปุณณสัมฤทธิ์, จรียา ยัมรัตนบวร และบุญชัย วิจิตรเสถียร. 2549. การบำบัดน้ำทิ้งจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีโดยใช้ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์. วารสาร มจร. วิชาการ, ปีที่ 9, ฉบับที่ 18, หน้า 66-78.
10. Terasut Sookkumnerd, Guntima Sirijeerachai, Rattanawan Kiattikomol and Boonchai Wichitsathian, 2006. Modeling and Simulation of Salt Crystallization in a Solar Evaporator. International Conference on Green and Sustainable Innovation, Rydges Amora Tapae Chiang Mai Hotel, Chiang Mai, Thailand, 29 November – 1 December.

11. ศุนทร แสนหุม และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. 2550. การลดการใช้น้ำในกระบวนการเคลือบฟอสเฟตโดยอาศัยเทคโนโลยีสะอาด. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 6, สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 7-9 มีนาคม 2550.
12. ศุนทร แสนหุม และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. 2550. การลดการใช้น้ำในกระบวนการเคลือบฟอสเฟตโดยอาศัยเทคโนโลยีสะอาด. วารสารวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมไทย, 22(2): 91-101.
13. Patcharin Racho and Boonchai Wichitsathian, 2008. Feasibility of Low Cost Post-treatment Options for the Anaerobic Processes of Tapioca Starch Wastewater: Fungal Downflow Hanging Sponge (DHS) and Bacterial DHS Systems, 12th International Conference on Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008), Khon Kaen University, Thailand, 25-29 August.
14. Patcharin Racho, Boonchai Wichitsathian and Ranjna Jindal, 2008. Feasibility of Low Cost Post-treatment Options for the Anaerobic Processes of Tapioca Starch Wastewater: Fungal Downflow Hanging Sponge (DHS) and Bacterial DHS Systems. KRU Research Journal, 13(10): 1172-1184.
15. พัชรินทร์ ราโช, บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัญจนา จินดาล. 2552. การประเมินการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS) ด้วยค่าคงที่ทางจุลศาสตร์. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 8, สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 25-27 มีนาคม 2552.
16. พัชรินทร์ ราโช, ศิริกานดา ธรรมพร, บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัญจนา จินดาล. 2552. คุณภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS). การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 8, สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 25-27 มีนาคม 2552.

2. นางสาวพัชรินทร์ ราโช

การศึกษา

วิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต	สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต	สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
วิศวกรรมศาสตรบัณฑิต	สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ประสบการณ์การทำงาน

ก.ย. 2541 – ก.ย. 2542	ผู้ช่วยวิจัย มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ก.ย. 2545 – พ.ย. 2547	Technical Engineer บริษัท ไฮโคร โซน จำกัด
ธ.ค. 2547 - ธ.ค. 2548	Senior Product Engineer บริษัท ทอปริชคอร์ปอเรชั่น จำกัด
ม.ค. 2548 – ก.พ. 2549	Data & Technical Engineering Manager บริษัท ทอปริชคอร์ปอเรชั่น จำกัด
ก.ย. 2546 – ก.ย. 2551	ผู้ช่วยสอน มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ม.ค. 2549 – พ.ย. 2551	ที่ปรึกษา บริษัท ทอปริชคอร์ปอเรชั่น จำกัด
พ.ย. 2551– พ.ค. 2552	Engineering Manager บริษัท ศรีเอชเอ็นเซ็นเตอร์ จำกัด

บทความ

1. Wichitsatian, B. and Racho, P. (2009). Quantification of Organic and Nitrogen Removal in Downflow Hanging Sponge (DHS) Systems as a Post-Treatment of UASB Effluent. IWA Specialist Conference Chemical Industries. November 30-December 2. Massey University, Palmerston North, New-Zealand.
2. Racho, P. and Witchitsathian, B. and Jindal, R. (2552). Biokinetic Parameters as an Indicator to Biodegradability Assessment of Down-flow Hanging Sponge (DHS) System.

การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา

3. พัทรินทร์ ราโช ศิริกานดา ชรรมพร บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัญจนา จินดา. (2552). คุณภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS)" การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา
4. Racho, P., Wichitsathian, B. and Jindal, R. (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 Res. J.** 13(10): 1-12.
5. Racho, P. and Wichitsathian, B. (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. **12th International Conference on Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008)**. Research Center for Environmental and Hazardous Substance Management (EHSM), Khon Kaen University, Thailand ; 25-29 August 2008
6. บุญชัย วิจิตรเสถียร และ พัทรินทร์ ราโช. (2548). การศึกษาสถานการณ์และปัญหาในการจัดการขยะติดเชื้อจากโรงพยาบาลในประเทศไทย. การสัมมนาการพัฒนากลุ่มงานวิจัยในเครือข่ายอุดมศึกษานครราชสีมา, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 24 มิถุนายน 2548.
7. Racho, P. and Jindal, R. (2004). Heavy Metals in Bottom Ash from a Medical-Waste Incinerator in Thailand. **Pract. Periodical of Haz., Toxic, and Radioactive Waste Mgmt.** 8(1): 31-38.
8. พัทรินทร์ ราโช (2545). การศึกษาปริมาณโลหะหนักในขี้เถ้าก้นเตาเผาขยะติดเชื้อโรงพยาบาลในจังหวัดนครราชสีมา. การประชุมเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาของประเทศไทย ครั้งที่ 3. 18-19 กรกฎาคม 2545. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี: นครราชสีมา.

3. นางสาวศิริกานดา ธรรมพร

การศึกษา

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี (กำลังศึกษา)

วิศวกรรมศาสตรบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยรามคำแหง

การทำงาน

2551-ปัจจุบัน ผู้ช่วยวิจัย/ผู้ช่วยสอน มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทความ

พัชรินทร์ ราโช ศิริกานดา ธรรมพร บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัญจนา จินดา. (2552). คุณภาพ
มวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีไอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow
Hanging Sponge (DHS)” การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8. สมาคม
วิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา