

การประยุกต์ใช้ระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง  
แบบมีตัวกลาง สำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก



นางสาววิมลมาศ บุญยังยืน

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ปีการศึกษา 2555

**APPLICATION OF ANAEROBIC PROCESS AND  
HYBRID MEMBRANE BIOREACTOR FOR  
REFRACTORY TEXTILE  
WASTEWATER TREATMENT**

**Wimonmas Boonyungyuen**



**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the  
Degree of Doctor of Philosophy in Environmental Engineering  
Suranaree University of Technology**

**Academic Year 2012**

การประยุกต์ใช้ระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเชิงกรองแบบมีตัวกลาง  
สำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้นักศึกษานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา  
ตามหลักสูตรปริญญาคุณวุฒิปรัชญา

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

(ผศ. ดร.จรียา ยี่มรัตน์บวร)

ประธานกรรมการ

(ผศ. ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)

(ผศ. ดร.สุจิตต์ กรุจิต)

กรรมการ

(อ. ดร.ฉัตรเพชร ยศพล)

กรรมการ

(อ. ดร.ปิยะรัตน์ ปรีขมาโนช)

กรรมการ

(ศ. ดร.ชูกิจ ทิมปีจางค์)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการ

(รศ. ร.อ. ดร.กนต์ธร ชำนิประศาสน์)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

วิมลมาศ บุญยังยืน : การประยุกต์ใช้ระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง สำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก

(APPLICATION OF ANAEROBIC PROCESS AND HYBRID MEMBRANE BIOREACTOR FOR REFRACTORY TEXTILE WASTEWATER TREATMENT)

อาจารย์ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร, 260 หน้า

น้ำเสียฟอกย้อมเป็นน้ำเสียที่มีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก และมีความเป็นพิษ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศสามารถกำจัดสีย้อมอะโซได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่ก่อให้เกิดสารประกอบอะโรมาติก ซึ่งส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย และเป็นสารก่อมะเร็ง แต่สารประกอบอะโรมาติกเหล่านี้สามารถกำจัดได้ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ ดังนั้นจึงมีการประยุกต์ใช้ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง เพื่อช่วยในการกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในระบบเพิ่มมากขึ้น และช่วยลดปัญหาการอุดตันของเยื่อกรอง งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด และปัจจัยที่มีผลต่อระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง (Hybrid Membrane Bioreactor, HMBR) เทียบกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง (Membrane Bioreactor, MBR) สำหรับการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยระบบไร้อากาศ รวมทั้งศึกษาเส้นทางการย่อยสลายสีย้อมอะโซและศึกษาลักษณะของตะกอนที่มีผลต่อการอุดตันเยื่อกรอง

ในการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมขั้นต้นด้วยระบบไร้อากาศ พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชั่วโมง น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นจะมีค่าสัดส่วน BOD/COD เพิ่มขึ้นจาก 0.15 เป็น 0.43 หรือเพิ่มขึ้น 2.87 เท่าเมื่อเทียบกับน้ำเสียฟอกย้อม เนื่องจากจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศปล่อยเอนไซม์ย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ให้เป็นสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กทำให้สามารถย่อยสลายได้ง่ายขึ้น แต่จะเกิดสารประกอบ Aniline, Methyl vinyl ketone, Anilinium ion, Phenylenediamine, Naphthylamine, 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid, Sulfanilic acid และ Cyanuric acid ซึ่งมีความเป็นพิษสูงและส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ทำให้อัตราการเจริญเติบโตสูงสุดจำเพาะของจุลินทรีย์ลดลง

สำหรับการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยระบบ HMBR เทียบกับระบบ MBR พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชั่วโมง 12 ชั่วโมง และ 6 ชั่วโมง ระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป COD และ BOD สูงกว่าระบบ MBR และที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชั่วโมง ระบบ HMBR มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารประกอบ Sulfanilic acid และ Anilinium ion สูงกว่าระบบ MBR 16.7% และ 33.0% ตามลำดับ ระบบ HMBR นี้สามารถกำจัดสารอินทรีย์ย่อยสลายยากได้สูง เนื่องจากมีตัวกลางถ่านกัมมันต์ให้จุลินทรีย์ยึดเกาะเป็นแผ่นฟิล์มชีวมวล ส่งผลให้มีปริมาณ



จุลินทรีย์เพิ่มมากขึ้นและมีเอนไซม์ช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์ อีกทั้งยังเกิดสภาวะแอน็อกซิกในรูป  
พรุนของตัวกลางถ่านกัมมันต์ทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันด้วย

เมื่อพิจารณาศักยภาพการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชั่วโมง พบว่าระบบ HMBR  
สามารถเดินระบบได้นานกว่าระบบ MBR 1.98 เท่า และมีค่าอัตรา Irreversible fouling ต่ำกว่า  
ระบบ MBR 2.0 เท่า เนื่องจากตัวกลางถ่านกัมมันต์ช่วยเพิ่มแรงเสียดทานระหว่างชั้นเค้กและผิวเยื่อ  
กรอง ส่งผลให้เกิดการสะสมของชั้นเค้กลดลง ทำให้สามารถยืดระยะเวลาการเดินระบบได้นานขึ้น  
นอกจากนี้ พบว่าระบบ HMBR มีค่าความต้านทานการอุดตันภายในต่ำกว่าระบบ MBR 9.87% และ  
มีอัตรา Irrecoverable fouling ต่ำกว่าระบบ MBR 6.8 เท่า ดังนั้นระบบ HMBR เกิดการอุดตันภายใน  
ช้ากว่าระบบ MBR เนื่องจากเกิดการรวมตัวของสารอุดตันเป็นแผ่นฟิล์มชีวมวลบนตัวกลางถ่านกัม  
มันต์ ทำให้สารอุดตันในระบบลดลง



WIMONMAS BOONYUNGYUEN : APPLICATION OF ANAEROBIC  
PROCESS AND HYBRID MEMBRANE BIOREACTOR FOR

REFRACTORY TEXTILE WASTEWATER TREATMENT. THESIS

ADVISOR : ASST. PROF. BOONCHAI WICHITSATHIAN, Ph.D., 260 PP.

REFRACTORY TEXTILE WASTEWATER/HYBRID MEMBRANE  
BIOREACTOR/ACTIVATED CARBON/FOULING

Textile wastewater contains refractory organic compounds and is highly toxic. The anaerobic treatment processes can efficiently eliminate the dyes' azo linkages. These decolorization processes however result in hazardous aromatic compounds, which in turn affect the microorganism growth in wastewater treatment process and are carcinogenic. Nevertheless, these aromatic compounds are degradable under aerobic treatment processes. Consequently, hybrid membrane bioreactor can be applied to store biomass in the system and prevented the fouling system.

The aim of this research is to investigate removing efficiency and involving factors that affect the Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR) system, compared to that of Membrane Bioreactor (MBR), for treating refractory textile wastewater under anaerobic conditions. Additionally, it also studies the azo dye degradation pathway and the sludge characteristics that cause membrane fouling.

It was revealed that, the refractory textile wastewater treated under anaerobic conditions at 24-hr HRT, retains the optimum BOD/COD ratio of 0.43, which is 2.87 times increased from the initially untreated value of 0.15. This is because the anaerobic microorganisms release enzymes, which can more easily degrade large organic matters into smaller ones. Most of small by-products from these anaerobic

processes however, generate highly toxic substances, including Aniline, Methyl vinyl ketone, Anilinium ion, Phenylenediamine, Naphthylamine, 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid, Sulfanilic acid and Cyanuric acid. An effect of these substances is that it decreases maximum specific growth rate of microorganisms.

The comparative evaluation of the primary textile wastewater treatment using HMBR and MBR at 24, 12, and 6-hr was presented. Regarding COD and BOD removal, HMBR performed better than MBR at every HRT. At the 24-hr HRT, the HMBR removed Sulfanilic acid and Anilinium ion, respectively 16.7% and 33.0% more efficiently than the MBR. The findings indicate that HMBR is capable of greatly removing the refractory organic compound. It was due to the fact that there is an activated carbon (AC) surface, on which the microorganisms can attach, forming biofilm. This consequently increased the amount of microorganisms and resulted in organic degrading enzyme. In addition, the anoxic condition happened internally at the porous structure of the AC biofilm, causing the denitrification reaction.

Upon determining the operating potential at the 24-hr HRT, it was revealed that the HMBR operation time was 1.98 times longer than that of the MBR. In addition, the irreversible fouling rate of the former was also 2.0 times lower than the later. This was because the AC increased the sheer force between cake layer and membrane surface, decreasing the accumulation of the cake layer and thus extending the operating time. Moreover, the fouling resistance for HMBR was found to be 9.87% less than that of the MBR. The irrecoverable fouling for HMBR was also 6.8 times less than that for the MBR. This was because the foulant was formed on the AC as biofilm, reducing more foulant in the HMBR system than was the MBR.

School of Environmental Engineering

Academic Year 2012

Student's Signature \_\_\_\_\_

Advisor's Signature \_\_\_\_\_

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้ดำเนินการสำเร็จลุล่วงด้วยดี ผู้วิจัยขอขอบพระคุณบุคคล และกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ รวมทั้งได้ให้ความช่วยเหลืออย่างดียิ่ง ทั้งด้านวิชาการและด้านการดำเนินงานวิจัย ดังนี้

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้ให้คำปรึกษา แนะนำแนวทางที่เป็นประโยชน์ยังต่องานวิจัย รวมทั้งได้ช่วยตรวจทาน และแก้ไขรายงาน วิทยานิพนธ์เล่มนี้จนทำให้มีความบริบูรณ์พร้อมทางด้านวิชาการ

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. จริญญา ยี่มรัตน์บวร ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุจิต คุรุจิต อาจารย์ ดร. ฉัตรเพชร ยศพล อาจารย์ ดร. ปิยะรัตน์ ปริย์มาโนช กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ และอาจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีทุกท่านที่กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ และความรู้ทางด้านวิชาการอย่างดียิ่งมาโดยตลอด

ขอขอบคุณ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และบริษัท นิธิฉัตรกร เอ็นจิเนียริง จำกัด ที่ได้ให้ความช่วยเหลือสนับสนุนเงินทุนทางการศึกษาแก่ผู้วิจัยอย่างดียิ่งมาโดยตลอดจนได้ทำงานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงด้วยดี

ขอขอบคุณ คุณณารี กลิ่นกลาง ที่คอยช่วยเหลือและคำแนะนำทุกด้าน และคุณอลิษา ศรีศรีธรรม ที่คอยให้คำแนะนำวิชาการจัดรูปเล่มวิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณ คุณ โคมฉาย ไทยยิ่ง คุณหทัยชนก นัคสตาพร คุณวัชรพล วงษ์เลิศอารักษ์ และคุณรัชนพร บุญธรรมรวมทั้ง พี่ ๆ เพื่อน ๆ น้อง ๆ บัณฑิตศึกษาทุกท่าน ที่คอยช่วยเหลือและให้กำลังใจในการทำวิจัยมาโดยตลอด

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบคุณอาจารย์ผู้สอนทุกท่านที่ประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ทางด้านต่าง ๆ ทั้งในอดีตและปัจจุบัน และขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา รวมทั้งญาติพี่น้องของผู้วิจัยทุกท่านที่ให้ความรัก อบรมเลี้ยงดู และคอยเป็นกำลังใจ ทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิต

วิมลมาศ บุญยั้งยืน

# สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ค
กิตติกรรมประกาศ.....	จ
สารบัญ.....	ฉ
สารบัญตาราง.....	ฎ
สารบัญรูป.....	ณ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	ธ
<b>บทที่</b>	
<b>1 บทนำ.....</b>	<b>1</b>
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	3
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	5
<b>2 ปรีทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....</b>	<b>6</b>
2.1 บทนำเกี่ยวกับอุตสาหกรรมฟอกย้อม.....	6
2.1.1 กระบวนการฟอกย้อม.....	7
2.1.2 สีย้อม.....	7
2.1.3 แหล่งกำเนิดและลักษณะน้ำเสียฟอกย้อม.....	13
2.1.4 ความเป็นพิษของสีย้อม.....	15
2.2 เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อม.....	20
2.2.1 ระบบบำบัดทางเคมี.....	22
2.2.2 ระบบบำบัดทางกายภาพ-เคมี.....	24
2.2.3 ระบบบำบัดทางชีวภาพ.....	25
2.2.4 ระบบบำบัดแบบผสมผสาน.....	27

## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.3	กลไกการกำจัดดีและสารพิษในน้ำเสียฟอกย้อม.....	28
2.3.1	การย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน.....	28
2.3.2	การย่อยสลายภายใต้สภาวะเติมออกซิเจน.....	32
2.3.3	การย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน-เติมออกซิเจน.....	32
2.4	จลนศาสตร์การย่อยสลายทางชีวภาพในการบำบัดน้ำเสีย.....	36
2.5	การประยุกต์ใช้ระบบ Membrane Bioreactor (MBR).....	38
2.5.1	ชนิดของระบบ Membrane Bioreactor (MBR).....	40
2.5.2	การอุดตันเยื่อกรอง.....	41
2.5.2.1	ลักษณะการอุดตัน.....	41
2.5.2.2	ชนิดและลักษณะของสารอุดตัน.....	44
2.6	ปัจจัยที่ส่งผลต่อการอุดตัน.....	46
2.6.1	การเดินระบบ.....	46
2.6.1.1	ภาระบรรทุกสารอินทรีย์และระยะเวลาเก็บกัก.....	46
2.6.1.2	อายุสลัดจ์.....	47
2.6.1.3	การเติมอากาศ.....	47
2.6.2	ลักษณะตะกอน.....	47
2.7	การปรับปรุงการอุดตันของเยื่อกรองในระบบ Membrane Bioreactor (MBR).....	48
2.8	ตัวกลางที่นำมาประยุกต์ใช้ในระบบ MBR.....	49
2.9	การประยุกต์ใช้ระบบ Hybrid membrane bioreactor (HMBR).....	52
2.10	ความสำคัญของการศึกษา.....	55
2.10.1	น้ำเสียฟอกย้อม.....	55
2.10.2	ความต้องการการบำบัดขั้นต้นด้วยระบบไร้อากาศ.....	55
2.10.3	ความต้องการการใช้ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง.....	56
2.10.4	ความต้องการตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง.....	56

## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
<b>3</b> วิธีดำเนินการวิจัย.....	58
3.1 การดำเนินการวิจัย.....	58
3.2 การสังเคราะห์น้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อม.....	58
3.3 การเตรียมเชื้อจุลินทรีย์สำหรับวิจัย.....	62
3.3.1 การเพิ่มปริมาณเชื้อจุลินทรีย์.....	62
3.3.2 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์.....	62
3.4 การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	65
3.5 การศึกษาปัจจัยระยะเวลาเก็บกักต่อการปรับคุณลักษณะน้ำเสียฟอกย้อม โดยระบบไร้อากาศ.....	67
3.6 การเตรียมชุดทดลองระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR และระบบ HMBR.....	69
3.6.1 การจัดเตรียมชุดทดลอง.....	69
3.6.2 การวิเคราะห์ความต้านทานเยื่อกรอง.....	73
3.6.3 ระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR และ HMBR.....	74
3.7 การวิเคราะห์สัณฐานสารอินทรีย์.....	75
3.8 การวิเคราะห์การกระจายตัวของขนาดอนุภาค.....	77
3.9 การวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของสารประกอบ.....	77
3.10 การวิเคราะห์ชนิดสารประกอบ.....	78
3.11 วิธีวิเคราะห์.....	78
<b>4</b> ผลการศึกษาและการอภิปรายผล.....	80
4.1 ลักษณะน้ำเสียฟอกย้อมที่ใช้ในการศึกษาวิจัย.....	80
4.2 การเพิ่มและปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์.....	81
4.2.1 การกำจัดสารอินทรีย์.....	81
4.2.2 ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ.....	83
4.3 ค่าคงที่จลนศาสตร์.....	84

## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4.3.1 ค่าคงที่จลนศาสตร์ของน้ำเสียฟอกย้อม.....	84
4.3.2 ค่าคงที่จลนศาสตร์ของน้ำที่ผ่านระบบ ไร้อากาศ.....	85
4.4 ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการปรับคุณลักษณะน้ำเสียฟอกย้อม โดยระบบ ไร้อากาศ.....	87
4.4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดสี และสารอินทรีย์.....	87
4.4.2 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	88
4.4.3 สัดส่วนสารอินทรีย์.....	89
4.5 การประยุกต์ใช้ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเชื่อมกรองแบบมีตัวกลางถ่านกัมมันต์ บำบัดน้ำเสียฟอกย้อม.....	90
4.5.1 ค่าความต้านทานเชื่อมกรองเริ่มต้น.....	90
4.5.2 ผลของระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมในด้านประสิทธิภาพการกำจัด.....	92
4.5.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัด COD และ BOD โดยระบบ HMBR และ MBR.....	92
4.5.2.2 ประสิทธิภาพการกำจัด TKN โดยระบบ HMBR และ MBR.....	99
4.5.2.3 ประสิทธิภาพการกำจัดสี โดยระบบ HMBR และ MBR.....	100
4.5.2.4 สักยภาพการทำงานของเชื่อมกรองในระบบ.....	101
4.5.3 การอุดตันและการล้างเชื่อมกรอง.....	105
4.6 ศึกษาเส้นทางการย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อมโดยระบบ ไร้อากาศ ระบบ MBR และระบบ HMBR.....	110
4.6.1 วิเคราะห์สารประกอบด้วยวิธี UV-visible absorbance spectrum.....	111
4.6.2 วิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันในโมเลกุลของสารประกอบด้วยวิธี Fourier Transform Infrared (FTIR).....	128
4.7 การศึกษาในประเด็นอื่นๆ.....	133
4.7.1 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	133
4.7.2 การกระจายตัวของขนาดอนุภาค (Molecular Weight Distribution).....	137
4.7.3 ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์.....	143



## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4.7.4 รูปแบบ Extracellular polymeric substances .....	144
4.7.5 ค่าของแข็งละลายน้ำ .....	145
<b>5 สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ .....</b>	<b>146</b>
5.1 สรุปผลการศึกษา .....	146
5.1.1 อิทธิพลของถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR ต่อการกำจัดสารอินทรีย์ ในน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ .....	146
5.1.2 อิทธิพลของถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR ต่อศักยภาพการทำงาน ของเชื้อกรองและการอุดตัน .....	147
5.1.3 การย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อม .....	147
5.1.4 การพัฒนาการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก โดยประยุกต์ใช้ระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ HMBR .....	149
5.2 ข้อเสนอแนะ .....	150
รายการอ้างอิง .....	151
ภาคผนวก	
ภาคผนวก ก. ชุดการทดลอง Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR) .....	167
ภาคผนวก ข. การเตรียมเชื้อจุลินทรีย์ .....	169
ภาคผนวก ค. การศึกษาจลนศาสตร์ และการศึกษาความเป็นพิษ .....	174
ภาคผนวก ง. การศึกษาค่าความเสียดทาน .....	178
ภาคผนวก จ. ระบบ MBR .....	199
ภาคผนวก ฉ. ระบบ HMBR .....	210
ภาคผนวก ช. BOD 20 วัน และสัดส่วน COD .....	221
ภาคผนวก ซ. ผลวิเคราะห์การกระจายตัวของโมเลกุล .....	224
ภาคผนวก ฌ. ลักษณะตะกอนในระบบ MBR และระบบ HMBR .....	228
ภาคผนวก ฎ. บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา .....	236
ประวัติผู้เขียน .....	260

## สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
2.1	ประเภทสีข้อม	9
2.2	คุณลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกข้อม	15
2.3	ความเป็นพิษของสารที่แตกพันธะจากสี Reactive Red 141	17
2.4	ระดับความเป็นพิษ	18
2.5	ปริมาณสารที่มีผลต่อสิ่งมีชีวิต	18
2.6	ระบบบำบัดที่เหมาะสมต่อการบำบัดสีแต่ละชนิด	20
2.7	สรุปข้อดีและข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียประเภทต่าง ๆ สำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกข้อม	21
2.8	ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียฟอกข้อมประเภทต่าง ๆ	31
2.9	ค่าสัมประสิทธิ์ของการย่อยสลายทางชีวภาพ	37
2.10	เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดระหว่างระบบ MBR และระบบดั้งเดิม	40
2.11	ข้อดี และข้อจำกัด ของระบบ MBR	41
2.12	การประยุกต์ใช้ตัวกลางในระบบ MBR ในการบำบัดน้ำเสีย	51
2.13	การประยุกต์ใช้ตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ MBR	53
3.1	ส่วนประกอบของการสังเคราะห์น้ำเสียอุตสาหกรรมฟอกข้อม	60
3.2	คุณลักษณะของน้ำเสียฟอกข้อมสังเคราะห์	61
3.3	คุณสมบัติสี Reactive Red 141	61
3.4	สถานะการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์	64
3.5	พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate)	66
3.6	การเดินระบบภายใต้สภาวะไร้อากาศ	67
3.7	รายละเอียดเชิงกรอง	70
3.8	ลักษณะของตัวกลางถ่านกัมมันต์	70
3.9	วิธีวิเคราะห์การทำงานของระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเชิงกรอง	73
3.10	การทำความสะอาดเชิงกรองด้วยสารเคมี	74
3.11	รายละเอียดการวิเคราะห์การกระจายตัวของขนาดอนุภาค	77
3.12	วิธีการและเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์แต่ละชนิดในการวิจัย	79

## สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.1 สัดส่วนสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อม.....	81
4.2 ค่าคงที่จลนศาสตร์ของน้ำเสียฟอกย้อม.....	87
4.3 ความเข้มข้นและประสิทธิภาพการกำจัด COD โดยระบบไร้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกักต่างๆ.....	88
4.4 สัดส่วนสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อม น้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ.....	90
4.5 สัดส่วน COD ของน้ำเสียฟอกย้อม น้ำที่ผ่านระบบต่างๆ.....	97
4.6 ระยะเวลาการเดินระบบของระบบ HMBR และ MBR.....	104
4.7 การอุดตันเยื่อกรองลักษณะต่างๆ ของระบบ HMBR และ MBR.....	106
4.8 ค่าความต้านทานเยื่อกรองที่สภาวะต่างๆ.....	110
4.9 ค่าความต้านทานเยื่อกรองของเยื่อกรองในระบบ MBR และ HMBR เมื่อผ่านการล้าง.....	111
4.10 สารประกอบในน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ.....	114
4.11 ความเป็นพิษของสารประกอบที่ตรวจพบในน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ.....	116
4.12 สารประกอบในน้ำที่ผ่านระบบ MBR และระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. 12 ชม. และ 24 ชม.....	118
4.13 FTIR spectrum ของน้ำเสียฟอกย้อม และน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ.....	131
4.14 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อม, น้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR.....	136
4.15 ลักษณะตะกอนในระบบ MBR และระบบ HMBR.....	145
4.16 ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตในระบบ MBR และระบบ HMBR.....	146
4.17 ความเข้มข้นของแข็งละลายน้ำ.....	147
ข.1 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ในสภาวะไม่เติมออกซิเจนสำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่มีการปนเปื้อนสีรีแอกทีฟเรด 141.....	167
ข.2 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ในสภาวะเติมออกซิเจนสำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่มีการปนเปื้อนสีรีแอกทีฟเรด 141.....	169
ค.1 การทดลองค่าจลนศาสตร์ของแบคทีเรียต่อการย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อมที่มีการปนเปื้อนสีรีแอกทีฟเรด 141.....	175

## สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
ค.2 การทดลองค่าจลนศาสตร์ของแบคทีเรียต่อการย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ.....	175
ง.1 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเริ่มต้นของเยื่อกรองในระบบ Membrane Bioreactor (MBR)....	177
ง.2 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเริ่มต้นของเยื่อกรองในระบบ Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR).....	178
ง.3 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 24 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	179
ง.4 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 24 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	180
ง.5 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 24 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	181
ง.6 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 24 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	182
ง.7 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 24 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	183
ง.8 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 24 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	184
ง.9 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 12 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	185
ง.10 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 12 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	186
ง.11 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 12 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	187
ง.12 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 12 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	188

## สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
ง.13 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 12 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	189
ง.14 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 12 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	190
ง.15 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 6 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	191
ง.16 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 6 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	192
ง.17 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ MBR เดินระบบที่ HRT 6 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	193
ง.18 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 6 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	194
ง.19 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 6 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	195
ง.20 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR เดินระบบที่ HRT 6 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	196
จ.1 ค่า Permeate Flux และ TMP ระบบ Membrane Bioreactor (MBR) เดินระบบที่ HRT 24 ชม. ....	198
จ.2 ค่า Permeate Flux และ TMP ระบบ Membrane Bioreactor (MBR) เดินระบบที่ HRT 12 ชม. ....	202
จ.3 ค่า Permeate Flux และ TMP ระบบ Membrane Bioreactor (MBR) เดินระบบที่ HRT 6 ชม. ...	207
ฉ.1 ค่า Permeate Flux และ TMP ระบบ Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR) เดินระบบที่ HRT 24 ชม. ....	209
ฉ.2 ค่า Permeate Flux และ TMP ระบบ Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR) เดินระบบที่ HRT 12 ชม. ....	213

## สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
ฉ.3 ค่า Permeate Flux และ TMP ระบบ Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR) เดินระบบที่ HRT 6 ชม. ....	218
ช.1 ค่า BOD และ COD ระบบ Membrane Bioreactor (MBR) และ ระบบ Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR) .....	220
ช.2 สัดส่วน COD ของน้ำเสียฟอกย้อม น้ำที่ผ่านระบบ ไร้อากาศ HMBR และ MBR .....	221
ช.1 การกระจายตัวของโมเลกุล .....	223
ฉ.1 ตารางสรุป MLSS, MLVSS, SV <sub>30</sub> และ SVI ของระบบ MBR .....	227
ฉ.2 ตารางสรุป MLSS, MLVSS, SV <sub>30</sub> และ SVI ของระบบ HMBR .....	228
ฉ.3 ตารางสรุปค่าความหนืด .....	229
ฉ.4 ตารางปริมาณ Protein, Carbohydrate และ P/C ratio ของระบบ MBR .....	230
ฉ.5 ตารางปริมาณ Protein, Carbohydrate และ P/C ratio ของระบบ HMBR .....	232

## สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	แหล่งกำเนิดและลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการฟอกย้อมผ้าดิบ..... 8
2.2	โครงสร้างทั่วไปของสีย้อมอะโซ..... 13
2.3	โครงสร้างทั่วไปของสีรีแอคทีฟ..... 14
2.4	การแตกตัวของสีอะโซ..... 16
2.5	เส้นทางการย่อยสลายสี Reactive Red 141..... 19
2.6	การย่อยสลายทางชีวภาพสีรีแอคทีฟ (Reactive Red 2) โดย <i>Pseudomonas</i> sp. SUK1..... 30
2.7	การย่อยสลาย Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine (RDX) โดยใช้ออกซิเจน..... 34
2.8	การย่อยสลายสีสังเคราะห์ โครงสร้าง 1-amino-4-bromoanthraquinone-2-sulfonic acid (BAA)..... 35
2.9	กลไกและเส้นทางการย่อยสลาย Aniline..... 36
2.10	เปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียแบบดั้งเดิม และระบบ MBR..... 39
2.11	ลักษณะการอุดตัน..... 43
2.12	ส่วนประกอบของตะกอนที่แบ่งแยกตามขนาดอนุภาค..... 45
2.13	ชนิดและลักษณะสารอุดตัน..... 46
2.14	กลไกและผลลัพธ์ที่เกิดขึ้นเมื่อมีการเติมตัวกลางในระบบ HMBR..... 50
3.1	ขั้นตอนการดำเนินการวิจัยโดยรวม..... 59
3.2	โครงสร้างสี Reactive Red 141..... 61
3.3	ขั้นตอนการเพิ่มปริมาณเชื้อจุลินทรีย์..... 63
3.4	ขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์..... 64
3.5	ชุดการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจน..... 65
3.6	ขั้นตอนการทดลองหาระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมของระบบไร้อากาศ..... 68

## สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
3.7 ชุดการทดลองระบบไร้อากาศ.....	68
3.8 ชุดการทดลองระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR.....	71
3.9 ชุดการทดลองระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ HMBR.....	72
3.10 ระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR และระบบ HMBR.....	75
3.11 แผนผังองค์ประกอบของสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี.....	76
4.1 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง F/M ratio และประสิทธิภาพการกำจัด COD โดยเชื้อจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	82
4.2 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง F/M ratio และประสิทธิภาพการกำจัด COD โดยเชื้อจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน.....	83
4.3 ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์แบบเติมและไม่เติมออกซิเจน.....	84
4.4 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสียฟอกย้อมต่อ Specific growth rate.....	85
4.5 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศต่อ Specific growth rate.....	86
4.6 คุณลักษณะและการปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	88
4.7 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง HMBR.....	91
4.8 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR.....	92
4.9 อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ที่ระยะเวลาเก็บกักต่างๆ.....	93
4.10 ปริมาณ MLSS ในระบบ HMBR และระบบ MBR.....	93
4.11 ความเข้มข้น COD ของน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัด.....	94
4.12 ประสิทธิภาพการกำจัด COD ของน้ำเสียที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR.....	95
4.13 ประสิทธิภาพการกำจัด BOD ของน้ำเสียที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR.....	97
4.14 สัดส่วน BOD/COD.....	97
4.15 ประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ F/M ratio ต่างๆ.....	98
4.16 ประสิทธิภาพการกำจัด TKN.....	99
4.17 ภาพถ่าย Scanning Electron Microscope (SEM).....	100
4.18 ประสิทธิภาพการกำจัดสี.....	101



## สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.19 การเปลี่ยนแปลงค่า Permeate Flux และ TMP ของระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกักต่างๆ.....	103
4.20 การเปลี่ยนแปลงค่า Permeate Flux และ TMP ของระบบ MBR และระบบ HMBR.....	104
4.21 ค่าดูดกลืนคลอรีนแสงของน้ำเสียฟอกย้อม และน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ.....	112
4.22 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายของสี Reactive Red 141 เมื่อผ่านระบบไร้อากาศ.....	114
4.23 ค่าดูดกลืนคลอรีนแสงน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.....	116
4.24 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.....	118
4.25 ค่าดูดกลืนคลอรีนแสงน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.....	119
4.26 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.....	120
4.27 ค่าดูดกลืนคลอรีนแสงน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.....	121
4.28 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.....	122
4.29 ค่าดูดกลืนคลอรีนแสงน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.....	123
4.30 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.....	124
4.31 ค่าดูดกลืนคลอรีนแสงน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.....	125
4.32 ค่าดูดกลืนคลอรีนแสงน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.....	126
4.33 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ MBR และระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.....	127
4.34 FTIR spectrum ของน้ำเสียฟอกย้อมในรูปสารละลาย และน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ.....	129
4.35 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม.....	130
4.36 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม.....	131
4.37 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศและน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.....	132

## สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.38 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศและน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.....	132
4.39 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศและน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.....	133
4.40 สัดส่วนสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อม, น้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR.....	136
4.41 ขนาดอนุภาคระดับนาโนของน้ำเสียฟอกย้อมและผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ.....	138
4.42 ขนาดอนุภาคระดับนาโนของระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 12 และ 6 ชม.....	139
4.43 ขนาดอนุภาคระดับนาโนของระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 12 และ 6 ชม.....	140
4.44 ขนาดโมเลกุลระดับนาโนของระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.....	141
4.45 ขนาดโมเลกุลระดับนาโนของระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.....	142
4.46 ขนาดโมเลกุลระดับนาโนของระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.....	142
ก.1 ชุดทดลองระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศและระบบปฏิบัติการชีวภาพเขี่ยกรอง.....	165
ค.1 ค่า OUR เมื่อเวลาผ่านไป.....	172
ง.1 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง Membrane Bioreactor (MBR).....	177
ง.2 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR).....	178
ง.3 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 24 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	179
ง.4 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 24 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	180
ง.5 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 24 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	181
ง.6 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง HMBR ที่ HRT 24 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	182
ง.7 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง HMBR ที่ HRT 24 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	183
ง.8 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง hMBR ที่ HRT 24 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	184
ง.9 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 12 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	185

## สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
ง.10 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 12 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	186
ง.11 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 12 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	187
ง.12 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง HMBR ที่ HRT 12 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	188
ง.13 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง HMBR ที่ HRT 12 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	189
ง.14 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง hMBR ที่ HRT 12 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	190
ง.15 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 6 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	191
ง.16 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 6 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	192
ง.17 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง MBR ที่ HRT 6 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	193
ง.18 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง HMBR ที่ HRT 6 ชม. เมื่อเดินระบบระยะยาว.....	194
ง.19 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง HMBR ที่ HRT 6 ชม. ล้างด้วยน้ำเปล่า.....	195
ง.20 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลอง hMBR ที่ HRT 6 ชม. ล้างด้วยสารเคมี.....	196

## คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

pH	=	พีเอช
TS	=	ของแข็งทั้งหมด
TSS, SS	=	ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด
VSS	=	ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย
TVS, VS	=	ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด
TCOD	=	ซีโอดีทั้งหมด
SCOD	=	ซีโอดีละลายน้ำ
TBOD	=	บีโอดีทั้งหมด
SBOD	=	บีโอดีละลายน้ำ
TKN	=	ทีเคเอ็น
$S_s$	=	สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว
$X_s$	=	สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า
$S_1$	=	สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากหรือสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อย
$X_1$	=	อนุภาคสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากหรืออนุภาคสารอินทรีย์เฉื่อย
OUR	=	โอยูอาร์
ATU	=	สารละลาย Allylthio urea
$\mu_{max}$	=	อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด
$\mu_{max}/Y * K_s$	=	สัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ย
$R_x$	=	อัตราการใช้สารอาหาร
Y	=	สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต

## คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

$K_s$	=	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะมีค่าเป็น 1/2 ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด
HRT	=	ระยะเวลาเก็บกัก
HMBR	=	ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง (Hybrid Membrane Bioreactor)
MBR	=	ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง (Membrane Bioreactor)
TMP	=	ค่าแรงดันซึมผ่านเยื่อกรอง (Transmembrane Pressure)
Flux	=	อัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate Flux)



# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ในปัจจุบันอุตสาหกรรมสิ่งทอและเครื่องนุ่งห่มมีความสำคัญต่อประเทศไทย อีกทั้งประกอบด้วยกระบวนการต่าง ๆ ได้แก่ การผลิตเส้นใย การปั่นด้าย การทอผ้า การถักผ้า และการฟอกย้อม ในแต่ละขั้นตอนมีการใช้สารเคมีหลากหลายชนิด ซึ่งน้ำเสียส่วนใหญ่จะเกิดจากกระบวนการฟอกย้อม สีที่ไม่ติดกับเส้นด้ายหลุดปนกับน้ำทิ้ง ส่งผลให้น้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมมีการปนเปื้อนสีที่มีความเข้มข้นสูง รวมทั้งของแข็งแขวนลอย และสารอินทรีย์ละลายน้ำสูง โดยสีย้อมที่ใช้ทั่วไปเป็นสารประกอบที่มีโครงสร้างซับซ้อน โดยเฉพาะสีรีแอคทีฟมีคุณสมบัติละลายน้ำได้ดี เกิดพันธะโควาเลนต์ ซึ่งเป็นพันธะที่แข็งแรง ส่งผลให้สีรีแอคทีฟเป็นสีที่ย่อยสลายได้ยากที่สุด และเป็นสารประกอบไฮโดรคาร์บอนพวกอะโรมาติก (aromatic) (ประรัชกรณ์ สาริตคุณ, 2546; McCurdy et al., 1992) และมีความเป็นพิษที่มีผลต่อสุขภาพของมนุษย์ เช่น เกิดอาการคลื่นไส้ ตกเลือดมีผลรุนแรงต่อตับ ไต ระบบอวัยวะสืบพันธุ์ สมอง และระบบประสาทส่วนกลาง อีกทั้งเป็นสารก่อมะเร็ง เป็นต้น (Oliveira et al., 2007) รวมถึงกระทบต่อแหล่งน้ำและสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ

ดังนั้นน้ำเสียที่มีสีรีแอคทีฟจึงมีความจำเป็นต้องได้รับการบำบัดที่เหมาะสม โดยระบบบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่ใช้ในปัจจุบันมีหลายวิธี เช่น ทางเคมี ทางกายภาพเคมี และทางชีวภาพ ซึ่งมีความสามารถในการกำจัดสีแต่ละประเภทแตกต่างกัน ได้แก่ วิธีทางเคมี เช่น วิธี Coagulation เหมาะสำหรับสีประเภทที่ไม่ละลายน้ำ วิธีกายภาพเคมี เช่น Adsorption เหมาะสำหรับสีประเภทละลายน้ำ ส่วนวิธีทางชีวภาพนั้นเหมาะสำหรับสี Basic ซึ่งเมื่อนำวิธีกายภาพเคมี และชีวภาพร่วมกัน สามารถช่วยส่งเสริมให้บำบัดสีได้ทุกประเภท (Richardson, 1983) ซึ่งระบบบำบัดทางชีวภาพเป็นระบบที่นิยมใช้ทั่วไป เนื่องจากมีความเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม ค่าใช้จ่ายต่ำ และลดปัญหาตะกอนของเสียอันตรายได้ (Robinson et al., 2002; Ahmad et al., 2002) แต่น้ำเสียฟอกย้อมที่มีสีรีแอคทีฟปนเปื้อนนั้น มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องควบคุมภายใต้สภาวะที่เหมาะสม โดยระบบไร้อากาศมีประสิทธิภาพการกำจัดสีได้ดี ซึ่งพันธะอะโซของสีรีแอคทีฟจะแตกออกทำให้มีสีลดลง แต่ทำให้เกิดสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษสูง และก่อให้เกิดมะเร็งในสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมได้ (Brown and Hamburger, 1987; Isik and Sponza, 2004)

อย่างไรก็ตามสารประเภทอะโรมาติกสามารถย่อยสลายได้ด้วยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ซึ่งมีความสามารถในการเปลี่ยนรูป โดยเร่งปฏิกิริยาการเติมอะตอมของออกซิเจนเข้าไปในโครงสร้างทางเคมีของสารนั้น ๆ และผลิตเอนไซม์ที่มีความสามารถในการเร่งปฏิกิริยาไฮดรอกซิลที่มีบทบาทสำคัญต่อการเปลี่ยนรูป หรือย่อยสลายสารประกอบอะโรมาติกได้ ซึ่งระบบแบบใช้อากาศสามารถกำจัด Aromatic Amines ได้ 81% (Isik and Sponza, 2004) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการใช้ระบบไร้อากาศและใช้อากาศร่วมกัน ส่งผลให้สามารถกำจัดดี และสารพิษที่เกิดขึ้นจากพันธะที่แตกออกได้แต่น้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศซึ่งมีสารประกอบที่มีความเป็นพิษสูงนั้นมีผลกระทบต่อการทำงานการเจริญเติบโต และการตายของจุลินทรีย์ (Lourenco et al., 2001) ส่งผลให้มีข้อจำกัดในด้านความสามารถในการรองรับภาระสารอินทรีย์ ดังนั้นการควบคุมให้ระบบมีปริมาณจุลินทรีย์สูงส่งผลให้ระบบสามารถรองรับภาระสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น และมีประสิทธิภาพการกำจัดได้อย่างมีประสิทธิภาพดังนั้นจึงมีความจำเป็นต้องนำเทคโนโลยีการกรองผ่านเยื่อกรองมาช่วยกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในระบบอย่างเหมาะสม

ดังนั้นการนำเทคโนโลยีการกรองผ่านเยื่อกรองมารวมกับระบบบำบัดทางชีวภาพ ทำให้สามารถกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้สูงถึง 10,000-20,000 มก.ต่อลิตร (Houten and Eikelboom, 1997) ทำให้ระบบสามารถรองรับภาระสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น น้ำออกมีคุณภาพดีและคงที่ และใช้เนื้อที่น้อย แต่การกรองมีข้อจำกัดเรื่องการอุดตัน จึงจำเป็นต้องมีการเดินระบบอย่างเหมาะสม เช่น ควบคุมระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสม ซึ่งมีความสัมพันธ์กับการควบคุมอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองให้มีค่าต่ำกว่าค่าวิกฤติ (Rosenberger et al., 2002; Guo et al., 2008) ควบคุมปริมาณตะกอนเนื่องจากมีผลต่อการสะสมชั้นเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรอง รวมทั้งอายุตะกอน ซึ่งมีผลต่อการสะสมและการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในระบบได้ (Kimura et al., 2009) รวมทั้งการเติมอากาศ ส่งผลให้สามารถลดการสะสมของชั้นเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรองได้ (Jin et al., 2006) แต่การควบคุมดังกล่าวมีขีดจำกัดในการลดปัญหาการอุดตัน ดังนั้นจึงมีการเพิ่มศักยภาพการลดการอุดตัน โดยการนำตัวกลางมาประยุกต์ใช้เป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะได้ช่วยด้านประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ได้ และตัวกลางเคลื่อนที่อิสระ เช่น ตัวกลางถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ช่วยดูดซับ (Guo et al., 2008) และช่วยเพิ่มแรงเสียดระหว่างชั้นเค้ก และผิวเยื่อกรองเป็นการลดการอุดตันได้ โดยค่าแรงดันผ่านเยื่อกรองมีอัตราเพิ่มขึ้นช้ากว่า ส่งผลให้สามารถเดินระบบได้นานกว่าไม่มีการเติมถ่านกัมมันต์ (Li et al., 2005; Liu et al., 2007; Munz et al., 2007; Lesage et al., 2008; Lee et al., 2010) ดังนั้นการใช้ตัวกลางร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง (Membrane Bioreactor; MBR) โดยรวมเรียกระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง (Hybrid Membrane Bioreactor ; HMBR) สามารถลดปัญหาการอุดตันของเยื่อกรอง ช่วยเป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ช่วยในการย่อยสลายสารอินทรีย์และสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น ช่วยดูดซับสารอินทรีย์ได้ และจาก

การเคลื่อนที่ของตัวกลางภายในระบบสามารถช่วยเพิ่มแรงเฉือนระหว่างผิวหน้าเยื่อกรองและชั้นเคลือบ ช่วยลดการอุดตันภายนอกได้ ซึ่งแต่ละกลไกมีส่วนช่วยทั้งในด้านการลดการอุดตัน และด้านประสิทธิภาพ ดังนั้นอิทธิพลของตัวกลางจึงมีส่วนช่วยในการประยุกต์ใช้ระบบ MBR ได้อย่างเหมาะสม

การวิจัยครั้งนี้จึงมุ่งเน้นบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมแบบมีสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก โดยประยุกต์ใช้ระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง (HMBR) โดยใช้ถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลาง เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดสารอินทรีย์และสารประกอบที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ และระบบ HMBR และพิจารณาเส้นทางการย่อยสลายที่ทั้ง 2 ระบบ และพิจารณาลักษณะของตะกอน และสารที่ถูกปล่อยจากจุลินทรีย์ ซึ่งมีส่วนต่อการอุดตันเยื่อกรอง เพื่อนำระบบ HMBR มาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมและน้ำเสียแบบมีสารอินทรีย์ย่อยสลายยากอื่น ๆ ได้อย่างเหมาะสมและยั่งยืน

## 1.2 วัตถุประสงค์

เพื่อศึกษาการประยุกต์ใช้ระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง (Hybrid Membrane Bioreactor; HMBR) สำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก

- 1.2.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด และปัจจัยที่มีผลต่อระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลางโดยบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก
- 1.2.2 เพื่อศึกษาเส้นทางการย่อยสลายในในระบบบำบัดแบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง
- 1.2.3 เพื่อศึกษาลักษณะของตะกอนที่มีผลต่อการอุดตันเยื่อกรอง

## 1.3 ขอบเขตการศึกษา

การศึกษาวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากและมีสีรีแอคทีฟเป็นต้น ด้วยระบบไร้อากาศกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง โดยมีถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลางมีขอบเขตการศึกษาดังนี้

- 1.3.1 น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่เป็นตัวแทนน้ำเสียจากกระบวนการย้อมสีในอุตสาหกรรมฟอกย้อม ซึ่งมีค่า COD ประมาณ 1,000 มก. ต่อลิตร และมีสัดส่วน BOD:COD ประมาณ 0.15 ซึ่งมีความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก และความเข้มข้นสี 100 มก. ต่อลิตร โดยใช้สีรีแอคทีฟเรด 141 (Reactive Red 141 dye)



- 1.3.2 หาค่าคงที่จลนศาสตร์การย่อยสลายทางชีวภาพของน้ำเสียฟอกย้อม และน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศโดยวัดการวัดอัตราการใช้ออกซิเจนด้วยวิธีการวัดการหายใจ (Respirometric method) ประเมินด้วยค่าอัตราการใช้อาหาร ( $r_x$ ) ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Y) อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ( $\mu$ ) อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จำเพาะสูงสุด ( $\mu_{max}$ ) และค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะมีค่าเป็น 1/2 ของอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จำเพาะสูงสุด ( $K_s$ ) โดยดำเนินทดลองแบบกะ
- 1.3.3 วิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดสีและสารอินทรีย์ ของระบบไร้อากาศโดยพิจารณาระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมและนำมาเดินระบบไร้อากาศกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีและไม่มีตัวกลางถ่านกัมมันต์
- 1.3.4 วิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดสี สารอินทรีย์ และสารอาหารของระบบรวมทั้งระหว่างระบบไร้อากาศ กับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมี และไม่มีตัวกลางถ่านกัมมันต์ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม.
- 1.3.5 วิเคราะห์ศักยภาพการทำงานของเยื่อกรองในระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีและไม่มีตัวกลางถ่านกัมมันต์ โดยพิจารณาการเปลี่ยนแปลงแรงดันซึมผ่านเยื่อกรองที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. เพื่อประเมินอิทธิพลการเติมตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบชีวภาพแบบมีเยื่อกรองจมตัว
- 1.3.6 วิเคราะห์การย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อมและสีด้วยระบบไร้อากาศ และระบบใช้ออกซิเจนจากระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมี และไม่มีตัวกลางถ่านกัมมันต์ โดยพิจารณาการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางกายภาพเคมี การกระจายตัวของขนาดอนุภาคระดับนาโนด้วยวิธี Molecular Weight Distribution หมู่ฟังก์ชันของสารประกอบด้วยวิธี Fourier Transform Infrared และชนิดของสารประกอบด้วยวิธี UV-visible absorbance spectrum
- 1.3.7 พิจารณาค่าความต้านทาน อัตราการดูดซับ และคุณลักษณะของตะกอน เพื่อเชื่อมโยงลักษณะการดูดซับเยื่อกรอง

#### 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.4.1 ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเชิงกรองแบบมีตัวกลางถ่านกัมมันต์สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดดี และสารอินทรีย์ สูงกว่าระบบไม่เติมตัวกลาง
- 1.4.2 ทราบเส้นทางการย่อยสลายดีในระบบไร้อากาศและระบบระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเชิงกรองแบบมีตัวกลางถ่านกัมมันต์ (Hybrid Membrane Bioreactor, HMBR) และระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเชิงกรองแบบไม่มีตัวกลางถ่านกัมมันต์ (Membrane Bioreactor, MBR)
- 1.4.3 สามารถนำระบบ HMBR มาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายได้ยากได้อย่างมีประสิทธิภาพ



## บทที่ 2

### ปรัทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ในปัจจุบันภาคอุตสาหกรรมนับว่ามีความสำคัญต่อประเทศไทย เนื่องจากมีสัดส่วนผลิตภัณฑ์มวลรวมด้านการผลิตเป็นอันดับหนึ่งของประเทศ คิดเป็นร้อยละ 34.8 ในปี 2548 และซึ่งอุตสาหกรรมผ้าฝ้ายมีการส่งออกสู่ตลาดอาเซียนมากที่สุด มีสัดส่วนเป็นร้อยละ 24.2 ของการส่งออกและขยายตัวเพิ่มขึ้นร้อยละ 18 เทียบกับช่วงเวลาเดียวกันของปี 2547 และในปี 2549 มีการส่งออกสินค้าจากภาคอุตสาหกรรมสิ่งทอ และเครื่องนุ่งห่มสูงถึงร้อยละ 77 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2550; สถาบันพัฒนาอุตสาหกรรมสิ่งทอ, 2548) ซึ่งกระบวนการฟอกย้อมเป็นขั้นตอนที่มีบทบาทสำคัญอุตสาหกรรมสิ่งทอ และเครื่องนุ่งห่ม

กระบวนการฟอกย้อมประกอบด้วยขั้นตอน การเตรียมผ้า ซึ่งประกอบด้วยหลายขั้นตอน การเผาขน การลอกแป้ง การกำจัดสิ่งสกปรก การฟอกขาว การชุบมัน ต่อจากนั้นเป็นกระบวนการฟอกย้อม และตกแต่ง ซึ่งในแต่ละขั้นตอนมีการใช้สารเคมีการใช้น้ำในปริมาณแตกต่างกัน ส่งผลให้น้ำเสียมีลักษณะที่แตกต่างกัน โดยการฟอกขาวใช้น้ำคิดเป็นร้อยละ 35.4 ของการใช้น้ำทั้งหมด ส่วนการย้อม การล้างผ้าและอุปกรณ์ที่ใช้ย้อมผ้า คิดเป็นร้อยละ 40 ของการใช้น้ำทั้งหมด (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2550) ดังนั้นจากขั้นตอนการย้อม และทำความสะอาด ส่งผลให้เกิดน้ำเสียในปริมาณมาก และมีลักษณะที่สีย้อมปนเปื้อนในปริมาณสูง ซึ่งสีย้อมที่ใช้กันทั่วไปเป็นสารประกอบที่มีโครงสร้างซับซ้อนยากแก่การกำจัด และลักษณะน้ำเสียที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากรวมทั้งมีสารพิษที่สามารถทำให้เกิดผลเสียต่อสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในน้ำ สุขภาพของมนุษย์เนื่องจากสีย้อมบางประเภทเป็นสารก่อมะเร็งและก่อกลายพันธุ์ในสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมและมนุษย์ได้ (Oliveira et al., 2007) รวมทั้งส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศน์ โดยสีจะขัดขวางการส่องผ่านของแสง ทำให้ออกซิเจนสามารถละลายลงสู่แหล่งน้ำได้ลดลง (Banat et al., 1996) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการจัดการอย่างเหมาะสม โดยเลือกวิธีบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมให้มีความเหมาะสมและเพื่อให้ได้ประสิทธิภาพสูงสุดเพื่อลดผลกระทบต่อด้านต่าง ๆ

#### 2.1 บทนำเกี่ยวกับอุตสาหกรรมฟอกย้อม

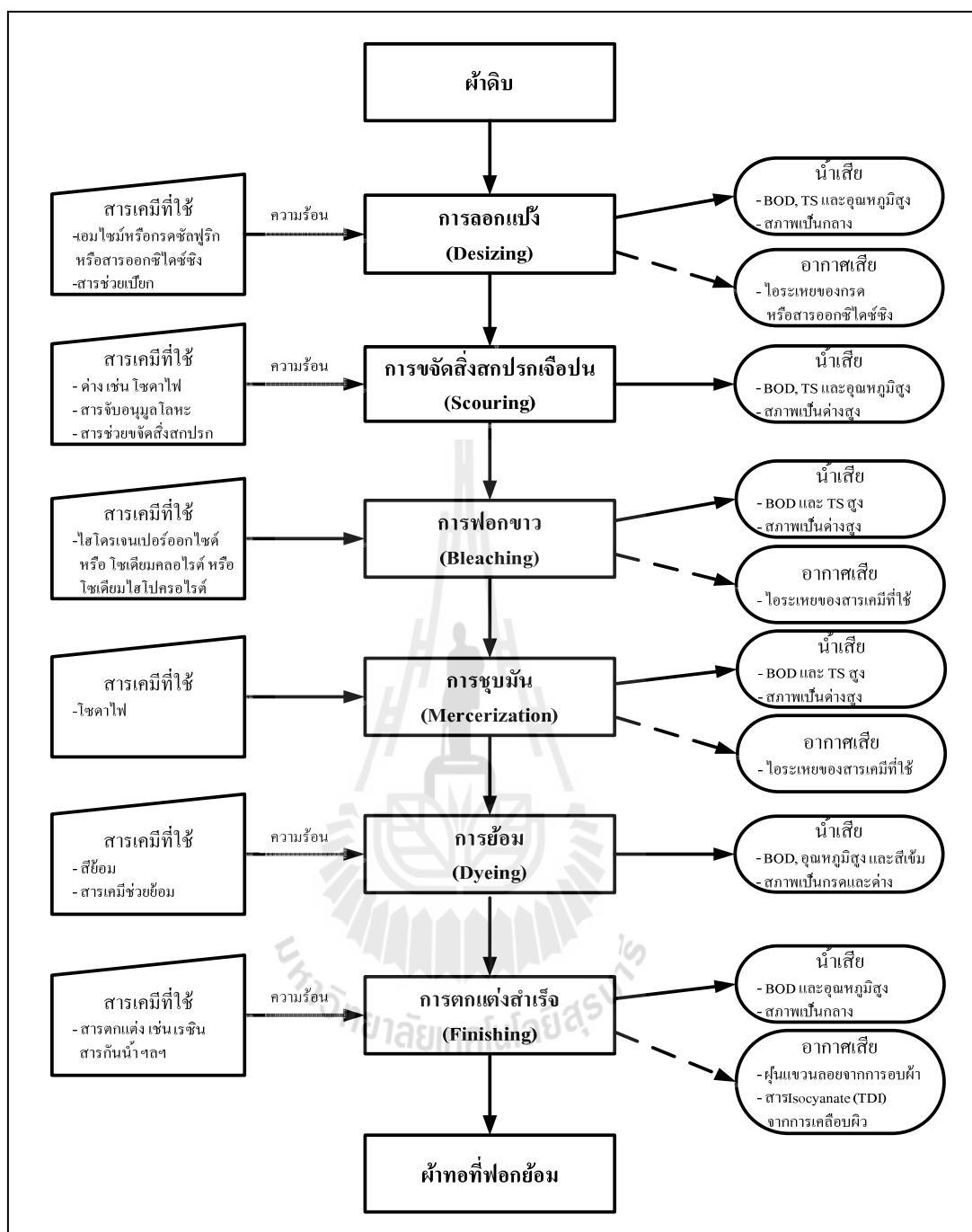
อุตสาหกรรมฟอกย้อมเป็นกระบวนการที่มีความสำคัญมากต่ออุตสาหกรรมสิ่งทอ เพื่อให้ผ้าและเส้นด้ายมีสีสันทสวยงาม คงทนต่อทุกสภาพแวดล้อม และติดทนนานตลอดอายุการใช้งาน โดยมีขั้นตอนในการฟอกย้อมหลายขั้นตอนและมีการเลือกใช้สีย้อมที่แตกต่างกัน

### 2.1.1 กระบวนการฟอกย้อม

กระบวนการฟอกย้อมผ้าและเส้นด้าย ประกอบด้วยขั้นตอนการเตรียมผ้าและเส้นด้ายก่อนการย้อม และการย้อม แสดงดังรูปที่ 2.1 ซึ่งแสดงขั้นตอนในกระบวนการฟอกย้อม โดยขั้นตอนการเตรียมผ้าและเส้นด้ายก่อนการย้อม คือ การเผาขนเป็นกระบวนการกำจัดเส้นใยส่วนเกินออกมาจากผืนผ้าที่ทำให้ผ้าติดสีไม่สม่ำเสมอและไม่สวย แล้วจึงทำการลอกแป้งทำโดยการนำผ้าแช่น้ำร้อนให้เส้นใยพองตัว เพื่อให้สารช่วยย่อย (เอนไซม์) เข้าไปทำปฏิกิริยากับแป้งบนเส้นใยได้ง่าย ทำให้แป้งหลุดออกจากเส้นใยปน ซึ่งเป็นขั้นตอนที่ทำให้ผ้าเปียกน้ำได้ดี และทำให้ผ้าไม่หยابกระด้าง หลังจากนั้นทำการกำจัดสิ่งสกปรก เช่น ไขมัน และสิ่งเจือปนต่าง ๆ เช่น สารประกอบพวกเกลือทั้งอินทรีย์ และอนินทรีย์ที่ติดบนผ้า โดยใช้สารเคมี เช่น โซดาไฟ น้ำสบู่ สารจับโลหะ เป็นต้น เป็นการช่วยให้สีย้อมสามารถซึมผ่านเข้าไปในเส้นใยได้มากขึ้น และการฟอกขาวเป็นการกำจัดสีที่ติดบนเส้นใย ซึ่งขั้นตอนนี้ทำให้สีลดน้อยลงมีความขาวเพิ่มขึ้น โดยสารฟอกขาวที่นิยมใช้ เช่น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โซเดียมคลอไรด์ โซเดียมไฮโปคลอไรด์ เป็นต้น แล้วจึงทำการชุบมัน การชุบมันเป็นการเพิ่มความเงามันให้กับเส้นด้ายและผ้า โดยการนำผ้ามาแช่ในสารละลายโซดาไฟ แล้วทำการบีบน้ำออก ซึ่งทำให้เส้นด้ายมีความเงา และมันเพิ่มขึ้น คงรูปได้ดีทนต่อการย้อมดีขึ้น เพิ่มความเหนียว เส้นใยมีการพองตัวสม่ำเสมอ และสามารถดูดซึมสีย้อมได้ดีขึ้น เมื่อทำการเตรียมผ้าและเส้นด้ายก่อนการย้อมแล้วเสร็จ จึงทำการย้อม ซึ่งความสามารถของการติดสีขึ้นอยู่กับลักษณะของสีย้อมแต่ละประเภท จึงจำเป็นต้องเลือกชนิดสีย้อมให้เหมาะสมกับชนิดของเส้นใย

### 2.1.2 สีย้อม

สีย้อมที่ใช้ในอุตสาหกรรมฟอกย้อมโดยพิจารณาทางกายภาพ 2 ประเภท ได้แก่ ชนิดที่ละลายน้ำเรียกว่า สีย้อม (Dyes) และชนิดที่ไม่ละลายน้ำ เรียกว่า พิกเมนต์ (Pigment) โดยใช้น้ำเป็นตัวทำละลาย แต่สีบางชนิดไม่ละลายในน้ำ แต่ละลายในสารอื่น แสดงดังตารางที่ 2.1 เช่น สีเอซิด สีไดเร็กต์ สีเบสิก สีดิสเพอร์ส สีรีแอคทีฟ สีเอโซอิก สีแวกซ์ สีมอร์แดนท์ และสีกำมะถัน เป็นต้น และเมื่อสีละลายน้ำแล้วจะถูกดูดซึมเข้าภายในเส้นใย โดยจะมีพันธะ (Bond) หรือ โชน์ (Linkage) เชื่อมโยงอยู่ระหว่างเส้นใยกับสี ทำให้สีติดทนทาน ทนซัก แต่สีบางชนิดสามารถติดเส้นใยได้เอง (Substantivity) และในขณะที่เดียวกันก็หลุดออกมาได้ง่าย ซึ่งการย้อมจะดูดซึมสีได้บางส่วน และส่วนที่เหลือยังคงอยู่ในน้ำและจะถูกปล่อยรวมมากับน้ำทิ้ง



รูปที่ 2.1 แหล่งกำเนิดและลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการฟอกย้อมฝ้ายดิบ  
(ที่มา : กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2542)

ตารางที่ 2.1 ประเภทสีย้อม (Buckley et al., 1992)

ประเภทสีย้อม	สมบัติทางกายภาพและทางเคมี	เส้นใยที่เหมาะสม	พันธะหรือกลไกการติดสี	ประเภทโครงสร้างทางเคมี	วิธีใช้โดยทั่วไป
สีย้อมเอซิด (Acid dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• กระจุก</li> <li>• ละลายน้ำได้ดี</li> <li>• สีติดไม่แน่น</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ไนลอน</li> <li>• ขนสัตว์</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• พันธะไอออนิก</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• azo, anthraquinone, azine, triphenylmethane, xanthene, nitro และ nitroso</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• แช่เส้นใยในสารละลายที่มี pH 3-5</li> <li>• เส้นใยที่มีประจุบวกติดสีย้อมที่ 50-110 °C</li> </ul>
สีย้อมไดเรกต์ (Direct dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• กระจุก</li> <li>• ละลายน้ำได้ดี</li> <li>• สีติดไม่แน่น</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ฝ้าย</li> <li>• วิสคอส</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• พันธะไอออนิก</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• azo, phthalocyanine, stilbene, nitro และ benzodifuranone</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• แช่เส้นใยในสารละลายต่างอ่อน</li> <li>• เดิมอิลเลคโตรไลท์ โซเดียมคลอไรด์ โซเดียมซัลเฟต และสีย้อมที่ 98 °C</li> </ul>
สีย้อมเบสิก (Basic or cationic dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• กระจุก</li> <li>• ละลายน้ำได้ดี</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• อะคริลิก</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• พันธะไอออนิก</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• cyanine, azo, azine, hemicyanine, diazahemicyanine, triarylmethane, xanthen, acridine, oxazine, และ anthraquinone</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• แช่เส้นใยในสารละลายที่มี pH 4-6</li> <li>• ใช้อุณหภูมิที่ 100-105°C</li> </ul>
สีย้อมดิสเพอร์ส (Disperse dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ไม่ละลายน้ำหรือละลายน้ำได้น้อยมาก</li> <li>• กระจายเป็นอนุภาคคอลลอยด์</li> <li>• สีติดแน่นดี</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• โพลีเอสเตอร์</li> <li>• ไนลอน</li> <li>• อะคริลิก</li> <li>• เซลลูโลส</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เนื่องจากเป็นคอลลอยด์ จึงเป็นการดูดติดผิวเส้นใย</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• azo, anthraquinone, styryl, nitro, และ benzodifuranone</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• แช่เส้นใยในสารละลายที่มี pH 4-5</li> <li>• ใช้อุณหภูมิที่ 130°C</li> </ul>

ตารางที่ 2.1 ประเภทสีย้อม (Buckley et al., 1992) (ต่อ)

ประเภทสีย้อม	สมบัติทางกายภาพและทางเคมี	เส้นใยที่เหมาะสม	พันธะหรือกลไกการติดสี	ประเภทโครงสร้างทางเคมี	วิธีใช้โดยทั่วไป
สีย้อมรีแอคทีฟ (Reactive dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• กระจุก</li> <li>• ละลายน้ำได้ดี</li> <li>• สีติดแน่นดี</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ฝ้าย</li> <li>• วิสคอส</li> <li>• ขนสัตว์</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• พันธะโควาเลนต์</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• azo, anthraquinone, phthalocyanine, formazan, oxazine, และ basic</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• แช่เส้นใยในสารละลาย- ลายกรด</li> <li>• เติมน้ำเกลือเพื่อกระจายสีไปสู่เส้นใย</li> <li>• เติมน้ำด่างเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาระหว่างเส้นใยกับสีย้อม</li> </ul>
สีย้อมเอโซอิก (Azoic dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เป็นคอลลอยด์หลังจากเกิดปฏิกิริยา</li> <li>• ไม่ละลายน้ำ</li> <li>• สีติดแน่น</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ฝ้าย</li> <li>• วิสคอส</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เกิดการตกผลึกขึ้นภายในเส้นใย</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• azo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ละลายสีย้อมในสารละลายด่างที่มีโซเดียมซัลเฟต</li> <li>• สีย้อมจะแพร่กระจายไปสู่เส้นใยด้วยอิเล็กโตรไลต์</li> </ul>
สีย้อมเว็ต (Vat dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เป็นคอลลอยด์หลังจากเกิดปฏิกิริยา</li> <li>• ไม่ละลายน้ำ</li> <li>• สีติดแน่น</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ฝ้าย</li> <li>• วิสคอส</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เกิดการตกผลึกขึ้นภายในเส้นใย</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• anthraquinone และ indigoids</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ละลายสีย้อมในสารละลายด่างที่มีโซเดียมซัลเฟต</li> <li>• สีย้อมจะแพร่กระจายไปสู่เส้นใยด้วยอิเล็กโตรไลต์</li> </ul>
สีย้อมมอร์แดนต์หรือโครม (Mordant or chrome dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• กระจุก</li> <li>• ละลายน้ำได้ดี</li> <li>• สีติดแน่นดี</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ขนสัตว์</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• พันธะเชิงซ้อนของเส้นใยโครมและสีย้อม</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• azo และ anthraquinone</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• แช่เส้นใยในสารละลายกรด</li> <li>• เติมน้ำโซเดียมไดโครเมต เติมน้ำสีย้อม และเพิ่มอุณหภูมิ 98°C</li> </ul>
สีกำมะถัน (Sulfur dye)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เป็นคอลลอยด์หลังจากเกิดปฏิกิริยา</li> <li>• ไม่ละลายน้ำ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ฝ้าย</li> <li>• ไยสังเคราะห์ เรยอง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เกิดการตกผลึกขึ้นภายในเส้นใย</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• indeterminate structures</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ละลายสีย้อมในสารละลายด่างที่มีโซเดียมซัลไฟด์</li> </ul>

### 2.1.2.1 สีย้อมเอซิด (Acid dye)

สีย้อมที่เกิดจากสารประกอบอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้ โดยที่เมื่อละลายน้ำแล้วจะแตกตัวเป็นไอออนที่มีประจุลบ เป็นเกลือโซเดียมของกรดซัลโฟนิก ซึ่งมีโครงสร้างโมเลกุลคล้ายกับสีย้อมไคเร็กซ์ แต่มีขนาดโมเลกุลเล็กกว่า และจะยึดจับกับโมเลกุลเส้นใย พันธะที่เกิดขึ้นเป็นพันธะไอออนิก การย้อมสีบางชนิดจะต้องใช้สารช่วยติด (Mordant) และสีไม่ทนต่อการซักและเหงื่อ สีย้อมพวกนี้ส่วนใหญ่จะไม่เกาะติดเส้นใยเซลลูโลส หรือเกาะติดได้น้อยแต่สามารถเกาะติดเส้นใยโปรตีน ในล่อน และอะคริลิกได้ดี

### 2.1.2.2 สีย้อมไคเร็กซ์ (Direct dye)

สีย้อมที่ส่วนใหญ่เป็นสารประกอบอะโซ มีน้ำหนักโมเลกุลสูง มีหมู่กรดซัลโฟนิก และมีโลหะหนักเป็นส่วนประกอบ เช่น ทองแดง และโครเมียม ซึ่งทำให้สามารถทนต่อการซักล้างได้ ทำให้ตัวสีย้อมละลายน้ำได้ดี และโมเลกุลของสีย้อมจะแตกตัวเป็นไอออนที่มีประจุลบ การย้อมติดสีจะเกิดขึ้นได้ดีเมื่อมีสารอิเล็กโตรไลต์ เช่น เกลือต่างๆ จะติดเส้นใยได้ดีโดยโมเลกุลของสีจะจัดเรียงตัวแทรกอยู่ระหว่างโมเลกุลเส้นใย และยึดจับกันด้วยพันธะไฮโดรเจน นิยมใช้ย้อมเส้นใยฝ้ายหรือใยเซลลูโลส ไม่ทนต่อการซักน้ำ ตกสีง่าย แต่ทนแสงและเหงื่อโคลได้ดี

### 2.1.2.3 สีย้อมเบสิก (Basic dye)

สีย้อมเป็นเกลือของเบสอินทรีย์ สามารถละลายน้ำได้ และมีการแตกตัวเป็นไอออนบวก ซึ่งในขณะที่ย้อมโมเลกุลของสีส่วนที่มีประจุบวกนั้นจะยึดจับกับโมเลกุลของเส้นใย เป็นสีที่ติดทน สีย้อมนี้สามารถเกาะติดเส้นใยโปรตีนได้ดี โดยใช้ย้อมเส้นใยอะคริลิกโดยเฉพาะ มีความสดใสและความเข้มสีดีมาก แต่สำหรับเส้นใยเซลลูโลสสามารถติดได้เพียงเล็กน้อย และไม่ทนต่อการซัก และแสง

### 2.1.2.4 สีย้อมดิสเพอร์ส (Disperse dye)

เป็นสีย้อมที่ใช้น้ำย้อมธรรมดาโดยไม่ต้องใช้สารเคมีอย่างอื่น นอกจากสารพา (carrier) ให้ตัวสีย้อมเข้าไปใกล้เส้นใยเท่านั้น เพื่อช่วยเร่งอัตราการดูดซึมของสีเข้าไปในเส้นใย โดยย้อมที่อุณหภูมิและความดันสูง และสีย้อมเป็นสีที่ไม่ละลายน้ำที่อุณหภูมิห้องหรือละลายน้ำได้น้อยมาก แต่จะเป็นละอองละเอียดสามารถกระจายตัวในน้ำได้ดี มีแรงยึดกับเส้นใยที่ไม่ชอบน้ำบางชนิด เช่น เส้นใยอะซิเตท เส้นใยโพลีเอสเตอร์ ในล่อน และอะคริลิกได้ดี ซึ่งจัดเป็นสีที่มีน้ำหนักโมเลกุลไม่สูงมากนัก ไม่มีประจุ สีส่วนใหญ่มีโครงสร้างอะโซ (azo) และ anthraquinonoid มีจุดหลอมเหลวที่อุณหภูมิ 150-250°C การละลายของสีจะเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิ และเป็นสีที่มีความทนแสงและการซักค่อนข้างดี



### 2.1.2.5 สีย้อมรีแอคทีฟ (Reactive dye)

เป็นสีย้อมที่มีประจุลบเมื่อมีสภาพเป็นด่าง สามารถละลายน้ำได้ง่าย โมเลกุลของสีย้อมประกอบด้วยส่วนที่ไวต่อปฏิกิริยา สามารถทำโดยเกิดพันธะโควาเลนต์กับหมู่ไฮดรอกซิลกับเส้นใยเซลลูโลสโดยตรง และยังสามารถเกิดปฏิกิริยากับหมู่ไฮดรอกซิลกับน้ำได้ด้วย และเกิดการสูญเสียบางส่วนได้ โดยส่วนใหญ่นิยมใช้กับ ฝ้าย และขนสัตว์

### 2.1.2.6 สีย้อมเอโซอิก (Azoic dye)

เป็นสีย้อมที่ไม่ละลายน้ำ และเป็นสีที่ต้องย้อมด้วยกระบวนการทำให้รวมตัวเป็นสี (Coupling) โดยก่อรูปเป็นสีบนเส้นใยได้โดยการย้อมด้วยสารประกอบฟีนอลซึ่งละลายน้ำได้ก่อน แล้วจึงนำไปย้อมด้วยเกลือไดอะโซเนียม ทำให้เกิดสีบนเส้นใย สีชนิดนี้นิยมใช้ย้อมใยเซลลูโลส เพราะสารประกอบฟีนอลละลายในด่าง ซึ่งเป็นอันตรายต่อเส้นใยโปรตีน

### 2.1.2.7 สีย้อมแวต (Vat dye)

เป็นสีที่ไม่ละลายน้ำ แต่สามารถละลายน้ำได้ โดยเปลี่ยนให้อยู่ในรูปลิควิด ซึ่งทำปฏิกิริยากับโซเดียมไฮดรอกไซด์ และโซเดียมไดโครโอไนต์ สารประกอบที่เกิดขึ้นสามารถเกาะติดเส้นใยเซลลูโลสได้ดี และเมื่อถูกดูดซึมเข้าไปในเส้นใยแล้ว สามารถทำการออกซิไดซ์ด้วยออกซิเจนในอากาศ หรือไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ หรือโปตัสเซียมไดโครเมต ให้ได้รูปที่ไม่ละลายน้ำกลับคืนมา ทำให้มีความคงทนต่อการซักและแสงดีมากใช้ย้อมได้ดีกับเส้นใยเซลลูโลส และบางชนิดใช้ย้อมเส้นใยโปรตีน

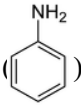
### 2.1.2.8 สีย้อมมอร์แดนต์ หรือโครม (Mordant or chrome dye)

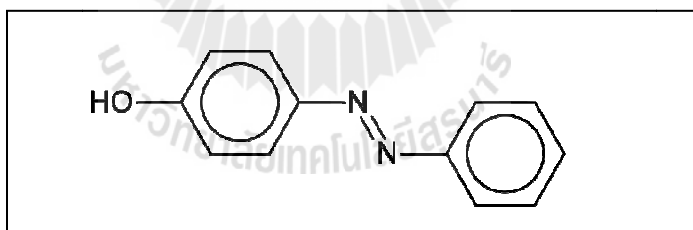
เป็นสีเอซิดหลายตัวก่อรูปเป็นสารประกอบเชิงซ้อน กับโลหะบางชนิดได้ โดยพันธะโควาเลนต์และพันธะโคออร์ดิเนต ซึ่งละอองสีย้อมที่ก่อรูปบนเส้นใยภายหลังย้อมทับด้วยสารช่วยติด (Mordant) เข้าไปช่วยให้เกิดการติดสีบนเส้นใย คือ สารประกอบออกไซด์ของโลหะ เช่น อะลูมิเนียม โครเมียม ทองแดง โคบอลต์ นิกเกิล เหล็ก และดีบุก ซึ่งสารประกอบเชิงซ้อนที่ก่อรูปใหม่นี้ละลายน้ำได้ จึงมีผลทำให้ย้อมได้ง่ายและทำให้สีมีความคงทนนิยมใช้ย้อมเส้นใยโปรตีนและเส้นใยโพลีเอไมด์ได้ดี

### 2.1.2.9 สีกัมมะถัน (Sulfur dye)

สีกัมมะถันไม่ละลายน้ำ เมื่อจะย้อมจะต้องรีดิวส์สีให้โมเลกุลอยู่ในสภาพที่ละลายน้ำได้ สีชนิดนี้สามารถย้อมฝ้ายได้ดี สีโทนเข้มจะสามารถติดทนได้ดีกว่าสีโทนอ่อน และสีย้อมนี้จะไม่ทนต่อสารฟอกขาวที่มีคลอรีนเป็นองค์ประกอบ

ในปัจจุบันสีรีแอกทีฟเป็นสีที่ความนิยมใช้ รวมทั้งสีย้อมที่มีโครงสร้างทางเคมีที่มีพันธะอะโซ (-N=N-) ซึ่งเป็นโครงสร้างที่มีปริมาณการใช้มากที่สุดร้อยละ 50 ของสีที่ใช้ทั้งหมด แสดงดังรูปที่ 2.2 (ชงชัย พรรณสวัสดิ์ และกาญจนา ครองธรรมชาติ, 2535) โดยมีคุณลักษณะที่สำคัญของสีอะโซคือ มีสีให้เลือกมากมาย กรรมวิธีในการสังเคราะห์ค่อนข้างง่าย มีความสว่างสดใส และคงทนต่อแสงค่อนข้างดี และราคาไม่แพง แต่เป็นสีย้อมที่มีความยากลำบากต่อกระบวนการออกซิไดซ์เพื่อลดสี เนื่องจากเป็นสีย้อมที่ทำปฏิกิริยากับหมู่ไฮดรอกซิล (-OH) ในเส้นใยเซลลูโลสได้พันธะโควาเลนต์ที่มีความแข็งแรงกว่าพันธะไฮโดรเจน (Maier et. al., 2004) และเป็นสีที่ย่อยสลายได้ยากที่สุด ละลายน้ำได้ดี (ประรัชกรณ์ สาธิตคุณ, 2546) โดยสีรีแอกทีฟมีโครงสร้างสีทั่วไปดังรูปที่ 2.3 ซึ่งสีมีโครงสร้างอะโซ

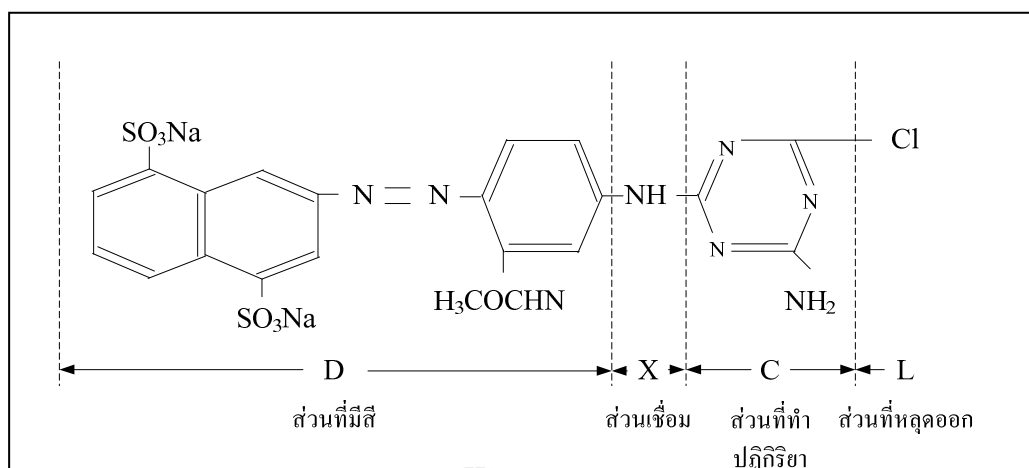
เมื่อส่วนที่มีสีแตกออกมา จะทำให้เกิดสารอะโรมาติกเอมีน เช่น Aniline () เป็นต้น ซึ่งสารก่อมะเร็ง สารก่อการกลายพันธุ์ หรือสารที่ทำให้ทารกในครรภ์เกิดความบกพร่องได้ และส่งผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ถึงแม้ว่าจะได้รับในปริมาณที่ต่ำ เช่น มีอาการคลื่นไส้ การตกเลือดของหญิงมีครรภ์ ผิวหนังและเยื่อผิวหนังเปื่อยและพุพองได้ หากได้รับในปริมาณที่มากขึ้น ส่งผลต่อดับไต ระบบสืบพันธุ์ สมอง และระบบประสาทส่วนกลางได้รับอันตรายอย่างรุนแรง (Oliveira et al., 2007) และปริมาณเอมีนเพียงเล็กน้อยสามารถยับยั้งการเกิดปฏิกิริยา biological oxidation และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เนื่องจากเอมีนมีคุณสมบัติเป็นสารฆ่าเชื้อ



รูปที่ 2.2 โครงสร้างทั่วไปของสีย้อมอะโซ

### 2.1.3 แหล่งกำเนิดและลักษณะน้ำเสียฟอกย้อม

อุตสาหกรรมฟอกย้อมส่วนใหญ่มีการที่ใช้สารเคมี เช่น สารทำความสะอาด สารช่วยย้อม และสีย้อม รวมทั้งสิ่งอื่น ๆ ที่ปะปนกับเส้นใย เช่น น้ำมันและไขมัน เป็นต้น และมีลักษณะเด่นทั่วไปของน้ำทิ้งจากโรงฟอกย้อมแสดงดังตารางที่ 2.2 และมีการใช้น้ำปริมาณมากด้วย โดยแหล่งที่ก่อให้เกิดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อม แสดงดังรูปที่ 2.1 ที่กล่าวมาแล้วในหัวข้อที่



รูปที่ 2.3 โครงสร้างทั่วไปของสียรีแอกทีฟ (อัจฉราพร ไสละสูต และจิเวรุ วาตานาเบ, 2520)

- มีปริมาณสารอินทรีย์สูง โดยทั่วไปแล้วมีค่า BOD ประมาณ 100-1,000 mg/L และมีค่า COD ประมาณ 500-1,200 mg/L ซึ่งปริมาณสารอินทรีย์ได้แก่ แป้ง สีย้อม สารทำความสะอาด เป็นต้น
- มีค่า pH ประมาณ 9-12 และมีค่าสภาพด่าง (alkalinity) ประมาณ 300-900 mg/L  $\text{CaCO}_3$  โดยสารที่ทำให้น้ำมีความเป็นด่างสูง ได้แก่ โซเดียมไฮดรอกไซด์ และโซเดียมคาร์บอเนต
- มีอุณหภูมิสูง ประมาณ  $50^\circ\text{C}$
- มีปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด และของแข็งละลายน้ำสูงโดยปริมาณของแข็งที่ละลายน้ำมาจากเกลือโซเดียม (Sodium Salts) และกรดต่างๆ มีความเข้มข้นของน้ำเสียมาก ซึ่งมาจากการย้อมผ้า
- มีความเข้มข้นสูง จากสีย้อมที่ไม่ติดผ้า
- มีโลหะหนักเจือปน จากสีย้อมได้แก่ ทองแดง ตะกั่ว โครเมียม และสังกะสี

รวมทั้งสีบางชนิดประกอบไปด้วยสารอันตราย เช่น โลหะหนักและฟีนอล จึงส่งผลให้น้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมนั้นมีความเป็นพิษ และย่อยสลายได้ยาก

ตารางที่ 2.2 คุณลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อม

คุณลักษณะน้ำเสีย	รายการอ้างอิง				
	Eltaief et al., 2008	Vijaya et al., 2003	Ali et al., 2009	Eremektar et al., 2007	Yigit et al., 2009
Total COD (mg/L)	1,185	1,157.5	1,632	1,700	1,411
Soluble COD (mg/L)	1,075	-	-	950	-
BOD <sub>5</sub> (mg/L)	900	162.5	548	150	455
Total suspended solids (mg/L)	980	-	5,496	750	137
Total dissolved solids (mg/L)	2,840	-	2,521	-	2,563
Volatile suspended solids (mg/L)	540	-	-	330	-
TKN (mg/L)	-	-	-	70	4.2
Total-P (mg/L)	-	-	-	30	6.3
pH	9.56	9.90	9.5	8.8	-
Dye (OD)	0.98 (620 nm)	0.18 (669 nm)	1,000 <sup>(a)</sup>	3,300 <sup>(a)</sup>	2,447 <sup>(a)</sup>
BOD <sub>5</sub> / COD	0.76	0.14	0.34	0.09	0.32

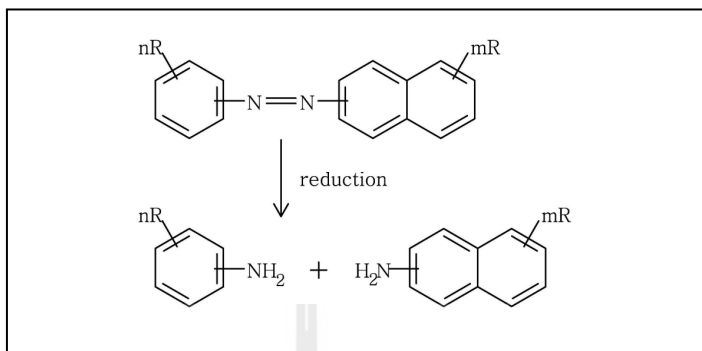
หมายเหตุ: <sup>(a)</sup>หน่วย Pt Co Unit

#### 2.1.4 ความเป็นพิษของสีย้อม

เนื่องจากสารเคมีและสีที่ใช้ในอุตสาหกรรมฟอกย้อมมีความเป็นพิษแตกต่างกัน โดยสีย้อมที่มีโครงสร้างซับซ้อนที่มีสารประกอบอะโรมาติกเป็นส่วนประกอบ ที่ย่อยสลายยาก และส่งผลต่อมนุษย์ เช่น การคลื่นไส้ มีผลรุนแรงต่อตับ ไต ระบบประสาทส่วนกลาง และเป็นสารก่อมะเร็ง (Oliverira et al., 2007) สีย้อมนั้นมีระดับความเป็นพิษปานกลางร้อยละ 93 ของสีทั้งหมด (ชลธิชา ไม่เสื่อมสุข, 2545) แต่เมื่อโครงสร้างสีย้อมมีการแตกพันธะพบว่าความเป็นพิษเพิ่มสูงขึ้น สารที่เกิดจากการแตกพันธะของโครงสร้างสีนั้นมีความเป็นพิษดังตารางที่ 2.3 ซึ่งมีการแบ่งเกณฑ์ความเป็นพิษดังตารางที่ 2.4 โดยความรุนแรงของความเป็นพิษนั้นพิจารณาจากค่า LD<sub>50</sub> คือปริมาณสารที่ทำให้หนูทดลองเสียชีวิตร้อยละ 50 ของจำนวนหนูทดลองทั้งหมด

เมื่อพิจารณาสีอะโซ่ ดังรูปที่ 2.4 ซึ่งเป็นสีที่มีโครงสร้างโครโมฟอร์แบบพันธะอะโซ่ ซึ่งเป็นส่วนที่ทำให้เกิดสี แต่เมื่อพันธะอะโซ่ถูกแตกตัว (Cleavage) โดยสารรีดิวซ์ ทำให้สีย้อม

ลดลง แต่ทำให้เกิดสารประกอบอะโรมาติกเอมีน ( $R-NH_2$ ) ซึ่งเป็นสารที่มีความเป็นพิษในระดับสูงถึงสูงมาก



รูปที่ 2.4 การแตกตัวของสีอะโซ (Pielesz et al., 2002)

สำหรับสีรีแอคทีฟและสีมีการแตกตัวโดยมีเส้นทางการย่อยสลายดังรูปที่ 2.5 ซึ่งส่งผลให้มีความเป็นพิษดังตารางที่ 2.3 ซึ่งจากสีที่มีระดับความเป็นพิษปานกลาง แต่เมื่อพิจารณาสารประกอบที่แตกตัวจากสีพบว่า มีระดับความเป็นพิษสูงขึ้น ส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ และมนุษย์ รวมทั้งส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม บดบังการถ่ายเทออกซิเจนลงสู่แหล่งน้ำ และมีผลต่อทัศนียภาพ โดยเฉพาะสีรีแอคทีฟ กระทรวงอุตสาหกรรมได้ออกตามความในพระราชบัญญัติมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม พ.ศ. 2511 ต้องไม่มีสารอะโรมาติกเอมีนที่เป็นอันตรายแตกตัวออกมาเช่น การย่อยสลายทางชีวภาพสีรีแอคทีฟ (Reactive Red 141) โดย *R. radiobacter*. (Telke et al., 2008) เกิดสารประกอบ 1, 3, 5 triazine 2, 4 diol ซึ่งมีระดับความเป็นพิษปานกลาง ไม่เป็นสารก่อมะเร็ง (Dow Agro Sciences, 2005) สารประกอบ P-dinitro benzene ซึ่งมีระดับความเป็นพิษสูงมาก ทั้งต่อสัตว์น้ำและมนุษย์ โดยทำลายระบบประสาทส่วนกลาง ปอด ทรวงอก ระบบหายใจ และเลือด เมื่อมนุษย์ที่มีน้ำหนัก 70 กก. ได้รับสารเพียง 0.35-35 กรัม เท่านั้น และความเป็นพิษของสารดังกล่าวนี้ส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ เช่น จุลินทรีย์ และสัตว์น้ำ แสดงดังตารางที่ 2.5 เช่น Aniline ส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียโดยทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันต่ำ (Kim and Kim, 2003) ซึ่งโดยสารแต่ละชนิด และจุลินทรีย์แต่ละสายพันธุ์มีความสามารถในการรองรับสารที่ความเข้มข้นที่แตกต่างซึ่งในสิ่งแวดล้อมมีจุลินทรีย์หลากหลายสายพันธุ์ ดังนั้นการรองรับสารพิษในสิ่งแวดล้อมจะมีแตกต่างกันไป ขึ้นอยู่กับสภาวะและจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในสิ่งแวดล้อมนั้น ๆ

ตารางที่ 2.3 ความเป็นพิษของสารที่แตกพันธะจากสี Reactive Red 141 (<sup>(a)</sup>Dow AgroSciences, 2005; <sup>(b)</sup>กรมควบคุมมลพิษ, 2544)

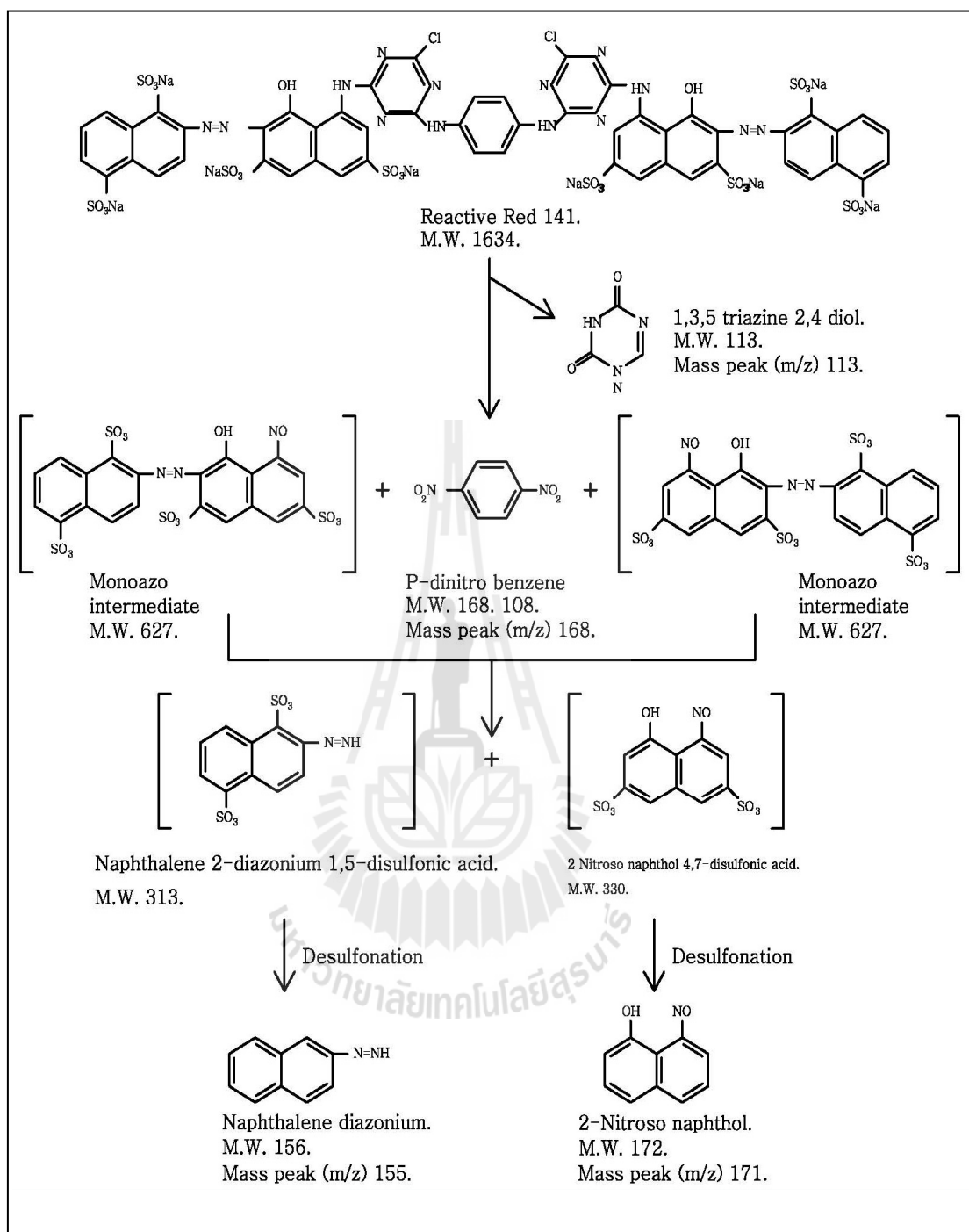
ชื่อเคมี	ค่า LD <sub>50</sub> (mg./kg.)	ค่า LC <sub>50</sub> 96 h. (mg. /l)	ผลกระทบต่อมนุษย์	ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม
Triazines <sup>a</sup>	มากกว่า 2,000	4.3 (guppies) 100 (carp) 2.66 (daphnia)	<ul style="list-style-type: none"> <li>ไม่ระคายเคืองต่อผิวหนัง</li> <li>ระคายเคืองต่อตา</li> <li>ไม่เป็นสารก่อมะเร็ง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>เสถียรภายใต้ความดันและอุณหภูมิปกติมากกว่า 2 ปี</li> </ul>
P-nitrobenzene <sup>b</sup>	56	-	<ul style="list-style-type: none"> <li>ระคายเคืองต่อทางเดินหายใจ ผิวหนัง และตา</li> <li>ทำลายระบบประสาทส่วนกลาง ปอด ทรวงอก ระบบหายใจ และเลือด</li> <li>ไม่เป็นสารก่อมะเร็ง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>เสถียรภายใต้ความดันและอุณหภูมิปกติ</li> <li>เป็นพิษมากต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ</li> </ul>
2-nitronaphthalene <sup>b</sup>	4,400	-	<ul style="list-style-type: none"> <li>ระคายเคืองต่อทางเดินหายใจ ผิวหนัง และตา</li> <li>ไม่เป็นสารก่อมะเร็ง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>เสถียรภายใต้ความดันและอุณหภูมิปกติ</li> </ul>
2-naphthol <sup>b</sup>	1,960	มากกว่า 770,000 (rat)	<ul style="list-style-type: none"> <li>ระคายเคืองต่อทางเดินหายใจ ผิวหนัง และตา</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>สามารถย่อยสลายโดยธรรมชาติได้</li> </ul>
Naphthalene <sup>b</sup>	490	มากกว่า 340,000 (rat)	<ul style="list-style-type: none"> <li>ระคายเคืองต่อทางเดินหายใจ ผิวหนัง และตา</li> <li>ไม่เป็นสารก่อมะเร็ง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>มีความคงตัวสูงที่อุณหภูมิห้อง</li> </ul>
Diazonium <sup>b</sup>	-	-	<ul style="list-style-type: none"> <li>ระคายเคืองต่อทางเดินหายใจ ผิวหนัง และตา</li> <li>เป็นสารก่อมะเร็ง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>ห้ามทิ้งลงสู่ธรรมชาติ</li> </ul>
Aniline <sup>b</sup>	25	665	<ul style="list-style-type: none"> <li>อันตรายต่อร่างกายเมื่อกลืนกิน และหัวใจเต้นช้าเสียชีวิตเนื่องจากหัวใจล้มเหลว เมื่อหายใจ</li> <li>สารซึมผ่านผิวหนังได้</li> <li>เป็นสารก่อมะเร็ง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>เป็นสารที่มีความเสถียรภาพปานกลาง ออกซิไดซ์เมื่อสัมผัสอากาศ</li> <li>เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำและแหล่งน้ำ</li> </ul>

ตารางที่ 2.4 ระดับความเป็นพิษ (<sup>(a)</sup>Bae et al., 2007; <sup>(b)</sup>ชลธิชา ไม่เต็มสุข, 2545)

ระดับความเป็นพิษ	ปริมาณช่วงของค่า LD <sub>50</sub> (mg. /kg.) <sup>a</sup>	ปริมาณช่วงของค่า LC <sub>50</sub> (mg. /kg.) <sup>a</sup>	ปริมาณที่มีความน่าจะเป็นอันตรายต่อมนุษย์ 70 kg (g.) <sup>b</sup>
สูงมากเป็นพิเศษ	ต่ำกว่า 50	<1	น้อยกว่า 0.35
สูงมาก	50-300	1-10 (LD <sub>50</sub> 50-500)	0.35-3.5
สูง	300-1,000		3.5-35
ปานกลาง	1,000-5,000	10-100 (LD <sub>50</sub> 500-5000)	35-350
ต่ำ	5,000-15,000	>100	350-1,000
ต่ำมาก	มากกว่า 15,000		มากกว่า 1,000

ตารางที่ 2.5 ปริมาณสารที่มีผลต่อสิ่งมีชีวิต

สารเคมี	ปริมาณสาร (mg/L)	ผลกระทบ	อ้างอิง
Aniline	50	เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันต่ำ เป็นพิษต่อจุลินทรีย์สูง	Kim and Kim (2003)
	200	มีผลต่อจุลินทรีย์ strain A-11 และ A-12	Tanaka et al. (2009)
Phenol	50	มีผลกระทบต่อการยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียในระบบเอเอส และส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในกลุ่มที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน	Autenrieth et al. (1991) Kim and Kim (2003)
	350	มีความเป็นพิษสูง และยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย <i>Pseudomonas</i> sp.	Rubelt et al. (1982)
	200	ส่งผลต่อการทำงานและยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย <i>Pseudomonas fluorescens</i>	Kapoor et al. (1998)
	400	มีผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ <i>Pseudomonas aureuginosa</i> , <i>Serratia</i> sp. และ <i>Yersinia</i> sp ทำให้มีประสิทธิภาพการกำจัดได้ต่ำ และต้องใช้ระยะเวลาในการกำจัด	
Naphthalene	100-1000	มีผลยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์แบบใช้และไม่ใช้ออกซิเจน ในการย่อยสลายกลูโคส	Bauer and Capone (1985)



รูปที่ 2.5 เส้นทางการย่อยสลายสี Reactive Red 141 (Telke et al., 2008)



ดังนั้นในการกำจัดสีที่มีความเป็นพิษปนเปื้อนในน้ำเสียอุตสาหกรรมฟอกย้อมนั้น มีความจำเป็นต้องการจัดการที่เหมาะสมเพื่อให้น้ำเสียถูกกำจัดสีและสารพิษก่อนปล่อยสู่ธรรมชาติ ซึ่งในปัจจุบันเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่ใช้มีหลายระบบโดยแต่ละระบบมีข้อดีและข้อจำกัดที่แตกต่างกัน ดังนั้นการเลือกเทคโนโลยีการบำบัดและการประยุกต์ใช้อย่างเหมาะสมจึงนับว่าเป็นการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมอย่างมีประสิทธิภาพและยั่งยืน

## 2.2 เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อม

เนื่องจากน้ำเสียฟอกย้อมมีสารเคมีเป็นส่วนประกอบอยู่จำนวนมาก และจุดเด่นของน้ำเสียฟอกย้อมคือมีความเข้มข้นสีของแข็งละลายน้ำ และ pH สูง โดยสีย้อมเป็นสารพิษ สารก่อมะเร็ง รวมทั้งสารประกอบที่ย่อยสลายจากโครงสร้างสีนั้นก็เป็พิษด้วยเช่นกัน เช่น สารประกอบอะโรมาติกอามีน และสีมีโครงสร้างที่ซับซ้อน ย่อยสลายยาก และมีหลายประเภทซึ่งมีคุณสมบัติที่แตกต่างกัน ซึ่งการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่ใช้ในปัจจุบันมีหลายวิธี เช่น ทางเคมี, ทางกายภาพเคมี และทางชีวภาพ ซึ่งมีความสามารถในการกำจัดสีแต่ละประเภทแตกต่างกันดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ระบบบำบัดที่เหมาะสมต่อการบำบัดสีแต่ละชนิด (Richardson, 1983)

Dye class	Treatment processes					
	Coagulation alum	Activated carbon	Conventional biological	Physico-chemical and biological	Ozonation	Sludge
Azoic	0	+	0	+	+	-
Reactive	0	+	0	+	+(S)	0(+)
Acid	0	+	0	+	+	0
Basic	0	+(S)	+	+	+	+
Disperse	+	0	0	+	0	0
Vat	+	0	0	+	+	-
Sulphur	+	0	0	+	+	-
Direct	-	-	-	+	-	+

หมายเหตุ: ประสิทธิภาพการกำจัด 0 = ไม่เป็นที่น่าพอใจ, + = ดี และ S = ต้องการสภาวะที่เหมาะสม

เมื่อพิจารณาวิธีทางเคมี เช่น วิธี Coagulation เหมาะสมสำหรับสีประเภทที่ไม่ละลายน้ำ วิธีกายภาพเคมี เช่น Adsorption เหมาะสมสำหรับสีประเภทละลายน้ำ ส่วนวิธีทางชีวภาพนั้นเหมาะ

สำหรับสี Basic แต่เมื่อนำวิธีการกายภาพเคมี และชีวภาพร่วมกัน สามารถเสริมให้ระบบบำบัดสีได้ทุกประเภทแต่ระบบบำบัดแต่ละวิธีมีข้อดีและข้อจำกัดที่แตกต่างกัน ดังตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 สรุปข้อดีและข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียประเภทต่าง ๆ สำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อม

(Robinson et al., 2002; Ahmad et al., 2002)

ระบบบำบัด	ข้อดี	ข้อจำกัด
Chemical precipitation(Coagulation-Flocculation)	<ul style="list-style-type: none"> <li>● ระบบสามารถกำจัดโลหะหนักและสารแขวนลอยได้ดี</li> <li>● สามารถบำบัดสีได้เกือบทุกชนิด</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้จำกัด</li> <li>● สามารถกำจัดสีได้มีประสิทธิภาพสูง เฉพาะสีที่ไม่สามารถละลายน้ำ หรือสามารถละลายน้ำได้น้อย</li> <li>● ต้องมีการเลือกสารเคมีที่ใช้ให้เหมาะสม เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพที่ดี</li> <li>● เกิดตะกอนจากระบบสูง</li> <li>● ค่าสารเคมีที่ใช้ในระบบสูง</li> </ul>
Advanced chemical oxidation	<ul style="list-style-type: none"> <li>● ไม่มีตะกอนอันตรายเกิดขึ้นในระบบ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● ค่าใช้จ่ายสูง</li> </ul>
Fenton's reagent	<ul style="list-style-type: none"> <li>● ระบบสามารถบำบัดน้ำเสียที่ไม่สามารถบำบัดได้ด้วยระบบทางชีวภาพ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● เกิดตะกอนในระบบสูง</li> <li>● ใช้กับสีที่มีประจุบวกไม่ได้</li> </ul>
Ozonation	<ul style="list-style-type: none"> <li>● ระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์และสีได้</li> <li>● ไม่เกิดตะกอนในระบบ</li> <li>● ไม่มีข้อจำกัดด้านพื้นที่ติดตั้ง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● อุปกรณ์มีราคาสูง</li> <li>● อายุการใช้งานสั้น</li> <li>● จำเป็นต้องมีระบบการแยกโลหะหนัก และของแข็งออกก่อน</li> <li>● เกิดสารประกอบชนิดใหม่ที่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อมมากกว่าสารเริ่มต้น</li> </ul>
Photo-oxidation	<ul style="list-style-type: none"> <li>● ไม่มีตะกอนเกิดขึ้นจากระบบ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● มีการปล่อยอะโรมาติกเอมีน ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็ง</li> </ul>

ตารางที่ 2.7 สรุปข้อดีและข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ สำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อม (Robinson et al., 2002; Ahmad et al., 2002) (ต่อ)

ระบบบำบัด	ข้อดี	ข้อจำกัด
Electrochemical oxidation	<ul style="list-style-type: none"> <li>• สามารถกำจัดอนุภาคขนาดเล็ก</li> <li>• เกิดตะกอนในระบบต่ำ</li> <li>• สามารถแยกส่วนประกอบทางเคมีให้เป็นส่วนย่อยที่ไม่มีความเป็นพิษเกิดขึ้นได้</li> <li>• ไม่มีการใช้สารเคมี</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ค่าใช้จ่ายสูง</li> <li>• เกิดตะกอนของ Iron hydroxide</li> <li>• ระบบนี้ไม่สามารถกำจัดสีได้อย่างมีประสิทธิภาพสำหรับทุกสี</li> </ul>
Adsorption (Activated carbon)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ระบบสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอย สารอินทรีย์ และสีได้</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เกิดการขัดขวางการกรอง</li> <li>• ใช้ระยะเวลานานในการดูดซับสิ่งปนเปื้อน</li> <li>• ค่าสารดูดซับมีราคาสูง</li> <li>• มีความจำเป็นต้องทำการฟื้นฟูสภาพสารดูดซับบ่อย</li> </ul>
Membrane filtration	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์และสีได้</li> <li>• น้ำที่ผ่านระบบมีคุณภาพดีและคงที่สามารถนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ได้</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• เยื่อกรองมีราคาสูง</li> <li>• เยื่อกรองเกิดการอุดตันได้ง่าย</li> <li>• จำเป็นต้องมีระบบการล้างทำความสะอาดเยื่อกรองที่มีประสิทธิภาพที่ดี</li> </ul>
Biological Treatment	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้สูง</li> <li>• มีความเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ใช้ระยะเวลานานในการกำจัดสิ่งปนเปื้อน</li> <li>• ต้องการสัดส่วนของสารอาหารที่เหมาะสม</li> <li>• มีประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษและสีต่ำ</li> <li>• ต้องการพื้นที่ในการก่อสร้างระบบมาก</li> </ul>

### 2.2.1 ระบบบำบัดทางเคมี (Chemical Treatment System)

ระบบบำบัดทางเคมี จำเป็นต้องใช้สารเคมีต่าง ๆ มาช่วยทำให้เกิดปฏิกิริยาทางเคมี ที่ทำให้เกิดการแยกสารปนเปื้อนในน้ำเสีย เช่น น้ำเสียที่มีสารโลหะหนัก สารพิษ หรือสารใด ๆ ที่ไม่สามารถถูกย่อยสลายได้ด้วยจุลินทรีย์ต่าง ๆ

### 2.2.1.1 การสร้างรวมตะกอนเคมี (Coagulation-Flocculation)

การสร้างรวมตะกอนเคมีเป็นการกำจัดสิ่งออกจากน้ำเสีย โดยการเติมสารเคมีจำพวกสร้างตะกอน (Coagulant) ได้แก่ สารส้ม เพอร์ริกคลอไรด์ แมกนีเซียมคาร์บอเนตไฮดรอกไซด์ เป็นต้น และส่วนใหญ่จะใช้กำจัดสีประเภทไม่ละลายน้ำ ได้แก่ สีแคว้ด สีอะโซอิก และสีเมทัลคอมเพล็กซ์ เป็นต้นในการกำจัดสีจากน้ำเสียจากอุตสาหกรรมสิ่งทอ โดยใช้ระบบโคแอกกูเลชัน มีประสิทธิภาพการกำจัด COD 62% และกำจัดสีได้ 99% โดยใช้  $\text{FeSO}_4$  450 mg/L และ  $\text{FeCl}_3$  500 mg/L ) และควบคุม pH 12 ซึ่งระบบโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสีได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยมีการใช้ปริมาณและชนิดของสารเคมีที่เหมาะสม (Akai Solmaz et al., 2006)

### 2.2.1.2 การใช้สารเคมีเฟนตัน (Fenton's agent)

การใช้สารเคมีเฟนตันเป็นการผสมระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) กับเหล็ก ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ) โดยทำปฏิกิริยาให้เกิดไฮดรอกซิลเรดิคัล ( $\text{HO}\cdot$ ) ซึ่งมีความสามารถในการออกซิไดซ์สูง ทำให้สามารถทำลายพันธะอะโซของสีรีแอคทีฟได้ ทำให้สามารถกำจัดสีได้สูง และสามารถบำบัดน้ำเสียที่ไม่สามารถบำบัดด้วยระบบทางชีวภาพ หรือเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ได้ แต่ไม่สามารถใช้กับสีที่มีประจุบวกได้ และมีปัจจัยที่มีผลต่อการทำปฏิกิริยาของสารเคมีเฟนตันกับสีในน้ำเสีย ได้แก่ pH อุณหภูมิ ระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยา ความเข้มข้นของสารเคมีที่ใช้ และชนิดของน้ำเสียที่ถูกบำบัดโดย Xu, et al. (2008) ใช้สารเคมีเฟนตันในการกำจัดสีรีแอคทีฟ (Reactive Brilliant Blue X-BR) ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 17 mg/L โดยทำการเติม  $\text{Fe}^{2+}$  0.1618 mM และ  $\text{H}_2\text{O}_2$  3.529 mM และควบคุมอุณหภูมิที่ 15°C ส่วนค่า pH 2 3 และ 7 จะได้ประสิทธิภาพการกำจัดสีที่แตกต่างกัน 65.46% 78.07% และ 13.24% ตามลำดับ ดังนั้น pH ที่เหมาะสม 3 และตุลวิทย์ และคณะ (2548) ศึกษาประสิทธิภาพการใช้สารเคมีเฟนตันในการกำจัดสีรีแอคทีฟในน้ำเสียโรงงานฟอกย้อม โดยใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4 g/L และมีอัตราส่วนของ  $\text{Fe}^{2+} : \text{H}_2\text{O}_2$  เท่ากับ 1:10 และมีค่า pH 3 ที่อุณหภูมิ 40°C สามารถกำจัดสีในน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อม 64-88%

### 2.2.1.3 โอโซนเนชั่น (Ozonation)

โอโซนเนชั่นเป็นการใช้โอโซน ซึ่งเป็นตัวออกซิไดซ์ที่แรง มาทำปฏิกิริยากับโมเลกุลสีย้อม โดยทำลายหมู่โครโมฟอร์ที่เป็นสารประกอบอินทรีย์วงแหวน พันธะคู่หรือเดี่ยวให้มีโมเลกุลที่เสถียร ซึ่งทำให้สีลดความเข้มข้นหรืออาจหายไป แต่โมเลกุลที่เสถียรทำให้เป็นสารที่เป็นพิษเพิ่มขึ้น และเป็นสารก่อมะเร็งแต่โอโซนสามารถออกซิไดซ์ chlorinated hydrocarbons, phenols, pesticides, aromatic hydrocarbons และ residual COD ได้ ไม่มีตะกอนเกิดขึ้น และน้ำออกจากระบบไม่มีสี และค่า COD ต่ำ แต่ระบบมีข้อจำกัดด้านระยะเวลาสัมผัส ซึ่งมีระยะสั้นโดยใช้ระบบโอโซนเนชั่น ที่อัตรา 0.16 g/min เป็นระยะเวลา 10 นาที สามารถกำจัดสีรี

แอกทีฟ Turquoise Blue ใช้โอโซน 153 mg/L พิจารณาที่ความยาวคลื่น 3 ค่า 436 525 และ 620 ได้ประสิทธิภาพการกำจัดสี 58% 67% และ 55% ตามลำดับ สำหรับสี Olive Green ใช้โอโซน 128 mg/L สามารถกำจัดสีได้ 98% 63% และ 74% ตามลำดับ ส่วนการกำจัด COD และ TOC สามารถกำจัดได้ 43% และ 45% สำหรับสี Turquoise Blue ตามลำดับ และ 44% และ 45% สำหรับสี Olive Green ตามลำดับ (Sundrarajan, M., Vishnu, G., and Joseph, K., 2007)

## 2.2.2 ระบบบำบัดทางกายภาพ-เคมี (Physicochemical Treatment System)

ระบบบำบัดทางกายภาพ-เคมีเป็นการบำบัดน้ำเสียที่อาศัยวิธีทางกายภาพและเคมีผสมผสานกัน อาศัยเครื่องมือค่อนข้างมากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียอื่น

### 2.2.2.1 การดูดซับ (Adsorption)

การดูดซับเป็นการใช้สารบางชนิดดึงโมเลกุลของสีในน้ำเสีย โดยใช้ผิวของของแข็งเป็นที่ยึดเกาะ เรียกว่า สารดูดซับ (Adsorbent) โดยมีหลายชนิด เช่น สารอินทรีย์ ได้แก่ แมกนีเซียมออกไซด์ แอคติเวทเต็ดซีลิกา แอคติเวทเต็ดคาร์บอน และสารอินทรีย์สังเคราะห์ เช่น เรซิน เป็นต้น โดยการดูดซับมีประสิทธิภาพ และคงที่ โดยมีกลไก adsorption และ ion exchange เกิดขึ้น ซึ่งสามารถประยุกต์ใช้ได้กับสีที่มีประจุบวก เช่น สีมอร์แดนท์ และสีเอซิด แต่สามารถกำจัดสีดีสเพิร์ส สีไครเร็กท์ สีแวลด์ และสีรีแอกทีฟ (Raghavacharya, 1997) โดย Liew Abdullah et al., 2005 ใช้ขานอ้อยที่ผ่านการปรับปรุงคุณภาพด้วย sulfuric acid เพื่อสำหรับการดูดซับสีอะโซ โดยใช้สี methyl red ความเข้มข้นเริ่มต้น 250 mg/L โดยใช้ปริมาณสารดูดซับต่าง ๆ 0.4 g/100 mL และระยะเวลาสัมผัสตั้งแต่ 15-120 นาที สามารถดูดซับสีลดลงได้ 70.3-87.3% และถ้าเพิ่มปริมาณตัวดูดซับปริมาณ 1.0 g/100 mL สามารถลดสีได้เพิ่มขึ้น 96.3%

### 2.2.2.2 การกรองผ่านเยื่อกรอง (Membrane filtration)

การกรองผ่านเยื่อกรองเป็นกระบวนการที่ใช้เยื่อกรองเพื่อแยกสารปนเปื้อนทั้งชนิดที่ละลายน้ำและแขวนลอยได้ โดยจำเป็นต้องมีแรงดันที่ทำให้สารละลายไหลผ่านเยื่อกรองและเกิดการแยก ซึ่งความสามารถในการกรองสารละลายขึ้นอยู่กับชนิดของเยื่อกรอง ซึ่งเป็นวิธีที่สามารถทนอุณหภูมิ สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการผลิต แต่ไม่สามารถกำจัดของแข็งละลายน้ำได้ สามารถกำจัดสีอะโซได้ 91% (Ahmad et al., 2002) โดยใช้ระบบการกรองผ่านเยื่อกรองไมโครฟิวเตรชั่น มีความเข้มข้นสีเริ่มต้น 10 g/L และอัตราการไหลผ่านเยื่อกรอง 208 L/m<sup>2</sup>h และกำจัดสีรีแอกทีฟ 99.4% และกำจัด COD ได้ 64% โดยกรองผ่านเยื่อกรอง นาโนฟิวเตรชั่น มีความเข้มข้นสีเริ่มต้น 0.94 g/L (Petricic et al., 2007)

### 2.2.2.3 ไฟฟ้าเคมี (Electrochemical)

การใช้ไฟฟ้าเคมี เป็นการจ่ายไฟฟ้ากระแสตรงสู่เซลล์ไฟฟ้าเคมีที่ผ่านแผ่นเหล็กเป็นขั้วไฟฟ้า โดยเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันของเหล็ก ทำให้เหล็กสึกกร่อนและละลายออกมาในรูปเฟอร์รัสไอออน ( $Fe^{2+}$ ) ที่ละลายในน้ำ และเกิดปฏิกิริยารีดักชันของน้ำ แยกตัวเป็นก๊าซไฮโดรเจน ( $H_2$ ) และไฮดรอกไซด์ไอออน ( $OH^-$ ) และในสภาพด่างทำให้เกิดการตกตะกอนของเฟอร์รัสไอออน ซึ่งจะดูดซับและช่วยตกตะกอนของโลหะหนัก สี หรือสิ่งปนเปื้อนในน้ำเสียได้โดยสามารถกำจัดสีได้เร็วกว่าได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่มีประสิทธิภาพค่อนข้างต่ำเมื่อใช้ในการบำบัดสีแอสซิด (Tim et al., 2001) แต่มีข้อจำกัดเรื่องประจุของสีต้องมีความคงที่เพื่อให้ระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดย อังคณา และคณะ (2550) ได้ทำการศึกษาการกำจัดสีข้อมริแอสซิดที่พบ 235 ที่มีความเข้มข้น 600 mg/L พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดสี และ COD ได้ 95% และ 50% ตามลำดับ โดยใช้ความต่างศักย์ที่ 8 โวลต์ เป็นเวลา 10 นาที ซึ่งขณะทำการบำบัดจะมีตะกอนลอยซึ่งเป็นสารประกอบเหล็กไฮดรอกไซด์ ทำให้สีลดลงโดยการตกตะกอนของสีพร้อมกับสารประกอบเหล็กไฮดรอกไซด์ที่เกิดขึ้น ซึ่งเป็นตะกอนที่เกิดขึ้นยากต่อการกำจัดนับเป็นข้อจำกัดของระบบอีกประการหนึ่ง Gahr et al. (1994) และ Fan et al. (2008) ได้ทำการใช้กระบวนการทางไฟฟ้าเคมี โดยใช้ Activated Carbon Fiber (ACF) เป็นขั้วอิเล็กโทรด เพื่อทำการบำบัดสี Amaranth azo dye ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 80 mg/L โดยใช้ความต่างศักย์ 1 โวลต์ สามารถบำบัดสี COD และ TOC ได้ 95.4%, 35% และ 30% ตามลำดับ และเมื่อใช้ความต่างศักย์ -600 มิลลิโวลต์ สามารถบำบัดสีได้ 100% และบำบัด COD และ TOC ได้ประมาณ 60% โดยใช้เวลา 5 ชั่วโมง จากผลการศึกษาที่ได้แสดงให้เห็นว่ากระบวนการบำบัดทางไฟฟ้าเคมี สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่มีสีเป็นส่วนประกอบได้

### 2.2.3 ระบบบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment System)

ระบบบำบัดทางชีวภาพ เช่น ระบบตะกอนเร่ง เป็นระบบที่ได้รับความนิยมเพราะเป็นวิธีที่ประหยัดและเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม แต่ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความสามารถละลายน้ำได้สูง และย่อยสลายได้ยาก เช่น สีแอสซิดที่ฟ ซึ่งจุลินทรีย์ต่าง ๆ มาทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสีย โดยอาศัยเอนไซม์ในจุลินทรีย์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาชีวภาพ เช่น lignin peroxidases (LiP), manganese dependent peroxidases (MnP), laccase และ  $H_2O_2$ -producing enzymes ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดลักษณะสมบัติของเอนไซม์ที่จุลินทรีย์นั้นสร้างขึ้นทั้งภายใน และภายนอกเซลล์จุลินทรีย์ (Kirby, 1999) จะเกิดปฏิกิริยาการเปลี่ยนรูปหลายกลไก เช่น ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส (hydrolysis) ปฏิกิริยาการแตกตัว (cleavage) ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (oxidation-

reduction) ปฏิกริยาการแทนที่ (substitution) ปฏิกริยาดีไฮโดรจีเนชัน (dehydrogenation) และ ปฏิกริยาดีไฮโดรฮาโลจีเนชัน (dehydrohalogenation) เป็นต้น แสดงดังรูปที่ 2.4 รวมทั้งมีกลไกการ ดูดซับสะสมด้วยจุลินทรีย์ (biosorption) เกิดขึ้นทั้งจุลินทรีย์ที่มีชีวิต และ ไม่มีชีวิต

### 2.2.3.1 ระบบบำบัดแบบไร้อากาศ (Anaerobic Treatment System)

ระบบบำบัดแบบไร้อากาศสามารถกำจัดสีที่ละลายน้ำได้ โดยกลไก ออกซิเดชัน-รีดักชัน ได้ดีกว่าแบบใช้ออกซิเจน เป็นระบบบำบัดน้ำเสียโดยใช้จุลินทรีย์ชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการออกซิไดซ์ โดยถูกเปลี่ยนเป็นจุลินทรีย์เซลล์ใหม่ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และ ก๊าซมีเทน ในการกำจัดสีที่มีพันธะอะโซนั้น เมื่อพันธะอะโซของสีได้แตกออก ทำให้สีลดลง 98% และ COD ได้ 76% แต่ทำให้เกิดพันธะอะโรมาติกอามีน เมื่อผ่านระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) ในการกำจัดสีอะโซ (C.I. Direct Black 38) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 72 ชม. โดยมีอัตรา ภาระอินทรีย์  $1.79 \text{ kg/m}^3$  (Sponza and Isik, 2005) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีระบบบำบัดแบบใช้อากาศ เพื่อมาบำบัดสารอะโรมาติกอามีนต่อไป

### 2.2.3.2 ระบบบำบัดแบบใช้อากาศ (Aerobic Treatment System)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ อาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนในการเปลี่ยนสารอินทรีย์ ให้กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ ทำให้ สารอินทรีย์ลดลงได้โดย Isik and Sponza (2004) ได้ทำการศึกษาระบบบำบัด C.I. Direct Black 38 azo dye ที่ได้ผ่านระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) และต่อด้วยระบบ Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 18 ชั่วโมง ซึ่งระบบ CSTR สามารถบำบัดน้ำเสีย สีโดยพิจารณาคุณสมบัติต่าง ๆ ดังนี้ COD BOD<sub>5</sub> TOC Total Aromatic Amines และสี โดยมี ประสิทธิภาพ 64% 92% 54% 81% และ 67% ตามลำดับ โดยที่ระบบบำบัดแบบใช้อากาศ สามารถลดสารพิษ Aromatic Amine ซึ่งเป็นสารพิษ และสารก่อมะเร็งได้

จากกลไกการบำบัดน้ำเสียที่แตกต่างกันนั้น ขึ้นอยู่กับประเภทของ สีย้อม จึงทำให้มีประสิทธิภาพและความเหมาะสมที่แตกต่างกัน แสดงดังตารางที่ 2.6 และ 2.8 และ ในการเลือกวิธีการบำบัดนั้นจำเป็นต้องคำนึงถึงข้อจำกัดของแต่ละวิธีด้วยเช่นกัน แสดงดังตารางที่ 2.6 เช่น ระบบบำบัดทางเคมี จะมีค่าใช้จ่ายด้านสารเคมีสูงและมีปัญหาด้านตะกอนที่เกิดขึ้นด้วย ดังนั้นจึงมีการผสมผสานระบบบำบัดทางชีวภาพ เพื่อที่จะปรับปรุงการย่อยสลายสีและลดปริมาณ ตะกอนที่เกิดขึ้นด้วย (Ghoreishi and Haghghi, 2003) เพื่อทำให้นำไปสู่การประยุกต์ใช้ระบบบำบัด น้ำเสียฟอกย้อมที่มีประสิทธิภาพ และนำไปใช้ได้จริงอย่างเหมาะสม ซึ่งจำเป็นต้องอาศัยการ ผสมผสานระบบบำบัดหลายกลไกเข้ามาช่วยในการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมจากตารางที่ 2.6 พบว่า ระบบ Physico-chemical และ biological treatment เมื่อนำระบบดังกล่าวมารวมกันแล้ว ทำให้การ

บำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมมีประสิทธิภาพสูง และสามารถประยุกต์ใช้กับน้ำเสียที่หลากหลายประเภทรวมทั้งลดข้อจำกัดของแต่ละระบบได้ ดังนั้นจึงทำการศึกษาระบบบำบัดแบบผสมผสานเพื่อความเหมาะสม

## 2.2.4 ระบบบำบัดแบบผสมผสาน (Combined Treatment System)

### 2.2.4.1 ระบบการกรองร่วมกับระบบบำบัดทางชีวภาพ (Membrane Bioreactor)

Yun et al. (2006) ได้นำเยื่อกรองชนิด Hollow fiber membrane มีความพรุน  $0.4 \mu\text{m}$  และมีพื้นที่ผิว  $0.08 \text{ m}^2$  นำมาติดตั้งร่วมกับถังเติมอากาศที่มีการควบคุมค่า DO ให้มีค่าเท่ากับ  $6 \text{ mg/L}$  (Aerobic reactor) และมีค่า MLSS เฉลี่ย  $4,600 \text{ mg/L}$  ส่วนถังที่ควบคุมค่า DO น้อยกว่า  $0.3 \text{ mg/L}$  (Anoxic reactor) และมีค่า MLSS เฉลี่ย  $1,800 \text{ mg/L}$  ซึ่งทั้ง 2 ถัง มีอัตราการไหลผ่านเยื่อกรองที่  $5 \text{ L/m}^2\text{h}$  HRT 36 ชั่วโมง และ SRT 15 วัน นำมาศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนสีรีแอกทีฟ (Reactive Black 5) โดยมีค่า COD และความเข้มข้นสีเริ่มต้นเฉลี่ย  $3,500 \text{ mg/L}$  และ  $100 \text{ mg/L}$  ตามลำดับ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี สำหรับ Aerobic reactor ได้เฉลี่ย 94.8% และ 72.9% ตามลำดับ ส่วน Anoxic reactor ได้ประสิทธิภาพเฉลี่ย 27.0% และ 86.6% ตามลำดับ ดังนั้นสำหรับมีการเติมอากาศที่มีค่า DO  $6 \text{ mg/L}$  มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง

### 2.2.4.2 ระบบบำบัดทางเคมีร่วมกับระบบทางชีวภาพ

Ghoreishi and Haghghi (2003) ได้ทำร่วมระบบทางเคมีและชีวภาพในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อม ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้โดยพิจารณา สีเอซิด ไคเร็กท์ เบสิก และสีรีแอกทีฟ ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น  $200 \text{ mg/L}$  มีอัตราส่วน COD/BOD อยู่ในช่วง 7.3-27.9 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ดังนั้นจึงมีการใช้สารเคมี  $\text{NaBH}_4$  และ  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$  มาช่วยให้เกิดปฏิกิริยารีดักชัน ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงอัตราส่วน COD/BOD เป็นช่วง 2.2-3.8 ซึ่งมีความเป็นไปได้ในการนำระบบบำบัดทางชีวภาพมาดำเนินการต่อได้ ดังนั้นจึงมีการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดทางเคมีเข้าสู่ระบบทางชีวภาพ คือระบบตะกอนเร่ง เมื่อนำพิจารณาทั้ง 2 ระบบร่วมกัน ระบบสามารถสี BOD COD และ TSS ได้ 74-88% 97-100% 76-83% และ 92-97% และจากผลกระทบด้านตะกอนของระบบเพียงเล็กน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับระบบโคแอกกูเลชัน หรือการดูดซับด้วยคาร์บอน



## 2.3 กลไกการกำจัดดีและสารพิษในน้ำเสียฟอกย้อม

ระบบบำบัดทางชีวภาพเป็นระบบที่ได้รับความนิยม เนื่องจากเป็นระบบที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม โดยใช้จุลินทรีย์ในการ bioremediation โดยเฉพาะแบคทีเรียชนิด heterotrophic เป็นแบคทีเรียที่สำคัญ แต่ดีเป็นสารที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้าเนื่องจากอาศัยการย่อยสลายหลายขั้นตอน ขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม เช่น สภาวะไร้ออกซิเจน หรือมีออกซิเจน จึงทำให้มีจุลินทรีย์หลายสายพันธุ์ทำให้มีการย่อยสลายหลายรูปแบบ และมีการใช้เอนไซม์ทั้งที่ถูกปล่อยมาภายนอก (Extracellular enzymes) และที่อยู่ภายในเซลล์ (Intracellular enzymes) มาเสริมการย่อยสลายสารที่มีโครงสร้างซับซ้อน

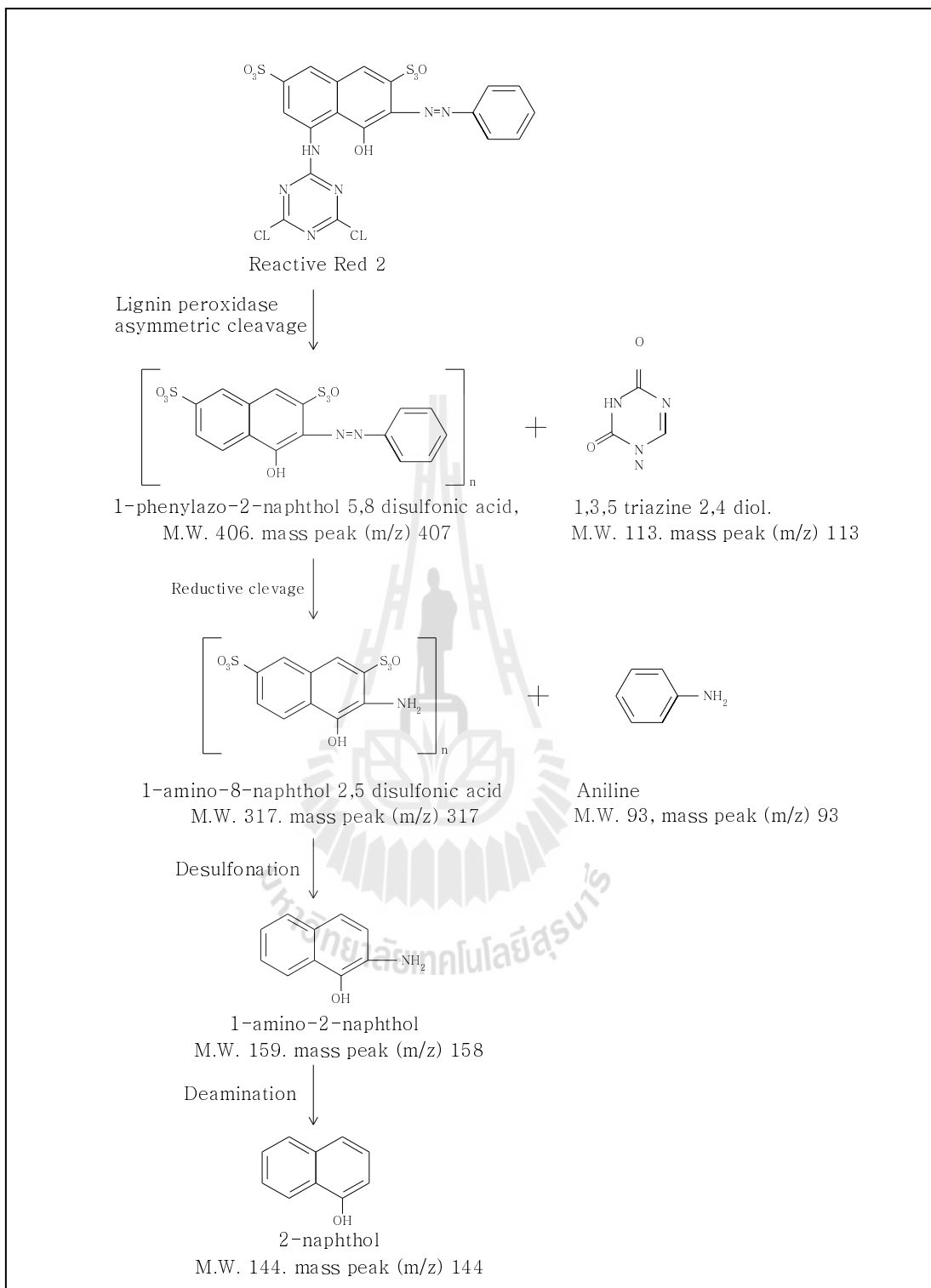
แบคทีเรียสายพันธุ์สามารถย่อยสลายดีเอสโซได้ *Bacillus subtilis* และ *Aeromonas hydrophila* เป็นต้น และสายพันธุ์ที่นิยม คือ *Pseudomonas* แต่เนื่องจากแหล่งคาร์บอนมีหลากหลายในน้ำเสีย ดังนั้นจึงไม่นิยมใช้สายพันธุ์เดียวในการบำบัด โดยทั่วไปการย่อยดีเอสโซต้องการแบคทีเรียทั้งสายพันธุ์ไร้ออกซิเจน และใช้ออกซิเจน ซึ่งขั้นตอนแรกในการย่อยดีเอสโซนิยมใช้ระบบไร้ออกซิเจน เมื่อพันธะของดีแตกออกจะเกิดโครงสร้างของอะโรมาติกอามีน ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็ง (Razo-Flores et al., 1997) และจึงใช้สภาวะใช้ออกซิเจนที่สามารถย่อยสลายสารอะโรมาติกได้ ดังนั้นการย่อยดีเอสโซอย่างสมบูรณ์ รวมทั้งสารอะโรมาติก จึงนิยมใช้ระบบร่วมระหว่างระบบไร้ออกซิเจนและร่วมใช้ออกซิเจน เพื่อเป็นการกำจัดดีและสารประกอบที่เป็นพิษ

### 2.3.1 การย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน

ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนสามารถลดดีเอสโซได้ดี โดยมีกลไกที่เกี่ยวข้องหลายกลไก เช่น intracellular enzymatic, extracellular enzymatic, non-enzymatic และหลายกลไกร่วมกัน ซึ่งกลไกการลดลงของดีโดยเอนไซม์ที่ไม่ได้เฉพาะเจาะจง เช่น  $FADH_2$ ,  $FMNH_2$ ,  $NADH$  และ  $NADPH$  รวมทั้งเซลล์ที่ตายเป็นเอนไซม์ภายนอก (Russ et al., 2000) แต่ปัจจัยที่สำคัญในการกำจัดดีขึ้นอยู่กับระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic retention time, HRT) เมื่อ HRT ต่ำพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดดีลดลง (An et al., 1996) รวมทั้งอายุตะกอนมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดดีเช่นกัน (Lourenco et al., 2001) และเมื่อระบบมีการเกาะติดของจุลินทรีย์ทำให้ระบบอยู่ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนได้ ทำให้เกิดการกำจัดดีแบบไร้ออกซิเจน (Nigam et al., 1996) และกลไกที่ไม่ได้ใช้เอนไซม์ได้แก่ ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ปฏิกิริยาการแตกตัว (Cleavage) ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction) และปฏิกิริยาการแทนที่ (Substitution) ซึ่งพันธะอะโซของดีย้อมทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนทำให้โครงสร้างดีแตกตัวเป็นสารอะโรมาติกอามีนที่ไม่มีดี แสดงดังรูปที่ 2.6 (Kalyani et al., 2009)

เมื่อพิจารณาการย่อยสลายสีรีแอกทีฟเรด 141 ซึ่งมีเส้นทางการย่อยสลายดังรูปที่ 2.5 (Telke et al., 2008) เมื่อวิเคราะห์ด้วยวิธี GC-MS ของการย่อยสลายสีรีแอกทีฟเรด 141 เมื่อถูกลดรูปเป็น 1, 3, 5,-triazine 2, 4-diol (21.322 min และ mass peak 113 m/z) คิดเป็นปริมาณร้อยละ 5.6 ของพื้นที่, P-dinitrobenzene (21.328 min และ mass peak 168 m/z) คิดเป็นปริมาณร้อยละ 4 ของพื้นที่ naphthalene diazonium (23.648 min และ mass peak 155 m/z) คิดเป็นปริมาณร้อยละ 34.9 ของพื้นที่และ 2-nitroso naphthol (26.133 min และ mass peak 171 m/z) คิดเป็นปริมาณร้อยละ 14 ของพื้นที่ซึ่งสารที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่เป็นสารที่ถูกย่อยเป็นสารประกอบที่มีโมเลกุลเล็กลงวิเคราะห์ด้วยวิธี HPLC พบว่าสีรีแอกทีฟเรด 141 กราฟที่ได้จะมี sharp peak ที่ 2.243 min และ medium peak ที่ 1.89 min แต่เมื่อสีถูกย่อยสลายกราฟที่ได้จะเปลี่ยนเป็น sharp peak 2 จุดที่ 2.241 และ 2.498 min และ minor peak ที่ 4.80 และ 6.84 min และวิเคราะห์ด้วยวิธี FTIR ซึ่งหมู่ฟังก์ชันของสีรีแอกทีฟเรด 141 มี -N=N- (peak ที่  $1632\text{ cm}^{-1}$ ), -OH- (peak ที่  $2923.99\text{ cm}^{-1}$ ), -NH- (peak ที่  $3444.28\text{ cm}^{-1}$ ), hydroxyl (-OH) และ secondary amino (-NH-) แต่เมื่อสีถูกย่อยตรวจพบ multisubstituted benzene ring คือ -C-Cl-m-ortho substituted aromatic bending (peak ที่  $1044\text{ cm}^{-1}$ ) และ asymmetric -SO<sub>3</sub>- (peak ที่  $1211.48\text{ cm}^{-1}$ ) ซึ่งสารที่ตรวจพบเมื่อย่อยสลายสีด้วยแบคทีเรียสายพันธุ์ *Rhizobium radiobacter* MTCC 8161 ภายใต้สภาวะ Anoxic ที่ pH 7.0 และ 30°C ซึ่งสามารถกำจัดได้ร้อยละ 90 และลด COD ได้ร้อยละ 83.33 (Telke et al., 2008)

และเมื่อวิเคราะห์การย่อยสลายด้วยวิธี UV-Visible Spectroscopy ของการย่อยสลายสี Malachite green 50 mg/L ด้วยเชื้อจุลินทรีย์ *Kocuria rosea* MTCC 1532 โดยระยะเวลาย่อยสลาย 5 ชม. พบว่าค่าความยาวคลื่นที่เหมาะสม ( $\lambda_{\text{max}}$ ) ที่ 618 nm แต่เมื่อสีถูกย่อยสลายค่าดูดกลืนคลื่นแสงลดลงที่ความยาวคลื่น 618 nm และความยาวคลื่นที่มีค่าดูดกลืนคลื่นแสงสูงสุดเปลี่ยนไป (Parshetti et al., 2006) และเทียบกับวิธี HPLC พบว่าสี Malachite green มี sharp peak ที่ 2.33 min และเมื่อผ่านการย่อยสลาย จะตรวจพบสารที่ sharp peak ที่ 3.73 3.98 และ 18.31 min ซึ่งกล่าวได้ว่าสีได้ถูกย่อยสลาย ส่งผลให้สีลดลงสมบูรณ์ (Parshetti et al., 2006)



รูปที่ 2.6 การย่อยสลายทางชีวภาพสีรีแอคทีฟ (Reactive Red 2)

โดย *Pseudomonas* sp. SUK1.(Kalyani et al., 2009)

ตารางที่ 2.8 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมประเภทต่าง ๆ

Coagulation	Textile effluent	COD เริ่มต้น 160 mg/L และสีเริ่มต้น 0.193 per cm. ( $\lambda_{\max} = 600 \text{ nm}$ )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <math>\text{FeSO}_4</math> 450 mg/L และ pH 12 ได้ผล COD removal 62% และ Colour removal 99%</li> <li>• <math>\text{FeCl}_3</math> 500 mg/L และ pH 12 ได้ผล COD removal 64% และ Colour removal 91%</li> </ul>	Akal Solmaz et al. (2006)
Fenton's oxidation ( $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ )	Textile effluent	COD เริ่มต้น 160 mg/L และสีเริ่มต้น 0.193 per cm. ( $\lambda_{\max} = 600 \text{ nm}$ )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <math>\text{FeSO}_4</math> 400 mg/L และ <math>\text{H}_2\text{O}_2</math> 200 mg/L ได้ผล COD removal 78% และ Colour removal 95%</li> <li>• <math>\text{FeCl}_3</math> 200 mg/L และ <math>\text{H}_2\text{O}_2</math> 400 mg/L ได้ผล COD removal 64% และ Colour removal 71%</li> </ul>	Akal Solmaz et al. (2006)
Immobilized Rotating Tube Photocatalytic Reactor (IRTPR)	Reactive red dye ( $\text{C}_{18}\text{H}_{11}\text{N}_8\text{O}_{10}\text{S}_3\text{ClNa}_3$ )	speed 10-30 rpm, pH 5-9, ความเข้มข้นสี 50-150 mg/L, และ Flow rate 100 ml/min	TOC removal 55-70% และ Decolorization 90.00-99.99%	Damodar and Swaminathan (2007)
Up-flow Anaerobic Fixed Film	Remezol Red (RR)	COD loading 2.74-12.90 $\text{kg.m}^{-3}\text{d}^{-1}$ และ HRT 0.170-0.384 d	COD removal 59.66-68.19% และ Decolorization 72.33-81.33%	Sandhya et al. (2005)
	Remezol Blue (RB)	COD loading 4.886-6.410 $\text{kg.m}^{-3}\text{d}^{-1}$ และ HRT 0.204-0.348 d	COD removal 75.66-82.76% และ Decolorization 86.33-93.66%	
	Golden Yellow (GY)	COD loading 2.113-8.526 $\text{kg.m}^{-3}\text{d}^{-1}$ และ HRT 0.152-0.411 d	COD removal 55.33-74.38% และ Decolorization 83.33-84.17%	
Electrochemical	Amaranth azo dye	ความเข้มข้นสี 80 mg/L และค่าความต่างศักย์ 600 mV ถึง 1,400 mV และ -200 mV ถึง -800 mV	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ค่าความต่างศักย์ 1,000 mV color removal 95.4%, COD removal 35% และ TOC removal 30% ที่ HRT 500 min</li> <li>• ค่าความต่างศักย์ -600 mV color removal 100%, COD และ TOC removal ประมาณ 60% ที่ HRT 5 hours</li> </ul>	Fan et al. (2008)
Fenton's oxidation ( $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ )	Reactive Brilliant Blue X-BR	ความเข้มข้นสีเริ่มต้น 17 mg/L	โดยทำการเติม $\text{Fe}^{2+}$ 0.1618 mM และ $\text{H}_2\text{O}_2$ 3.529 mM และควบคุมอุณหภูมิที่ 15°C และ pH 3 ได้ Colour removal 78.07%	Xu et al. (2008)

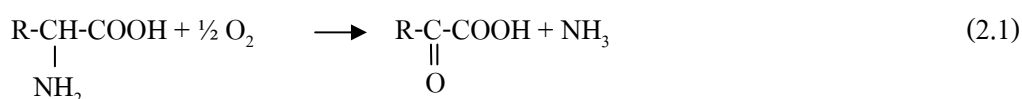
### 2.3.2 การย่อยสลายภายใต้สภาวะเติมออกซิเจน

การลดลงของสีภายใต้สภาวะเติมออกซิเจนเกิดกลไกการดูดติดเซลล์จุลินทรีย์รวมทั้งเอนไซม์ Intracellular azoreductases ซึ่งเป็นเอนไซม์เฉพาะ ซึ่งสามารถย่อยสลายสีอะโซที่มีกลุ่มอะตอมออกซิโคโรมกลุ่มซัลโฟเนตและกลุ่มอะมิโนเข้าสู่เซลล์ได้ (Van der Zee, 2002) โดยกำจัด mono-azo dye สูงกว่า diazo dye (Chen et al., 2003) แล้วจึงเกิดกระบวนการ mineralization สารประกอบอะโรมาติกภายใต้สภาวะใช้ออกซิเจน แสดงดังรูปที่ 2.7 เป็นการย่อยสลาย Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine (RDX) โดยพิจารณาคาร์บอนพบว่า RDX ถูกย่อยเป็น 4-nitro-2,4-diazabutanal 54% และ HCHO 27% ส่วนไนโตรเจนถูกเปลี่ยนเป็นไนไตร์ 32%, 4-nitro-2,4-diazabutanal 40% และแอมโมเนีย 13% 2.8 (Bharat et al., 2003) ส่วนการย่อยสลายสีสังเคราะห์ โครงสร้าง 1-amino-4-bromoanthraquinone-2-sulfonic acid (BAA) (Fan et al., 2008) ถูกย่อยจากโครงสร้างใหญ่ให้เป็นโครงสร้างเล็ก (Hydrolyzation) จนเป็น 2-amino-3-hydroxy-5-bromobenzenesulfonic acid, phthalic acid และ 2-amino-4-hydroxy-5-bromobenzenesulfonic acid แสดงดังรูปที่ 2.8

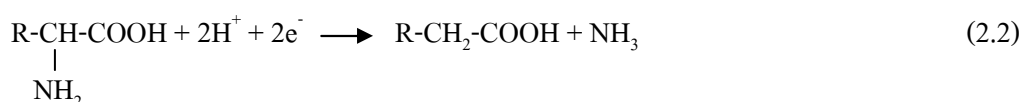
### 2.3.3 การย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน-เติมออกซิเจน

โดยทั่วไปในการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่มีสีอะโซปนเปื้อนนั้น จะมีปัญหาด้านการย่อยสลายสี รวมทั้งสารที่เป็นพิษที่เกิดจากการย่อยสลายสีนั้น นิยมใช้การบำบัด 2 ขั้นตอน โดยมีการเริ่มต้นการบำบัดภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ทำให้สีอะโซถูกย่อยสลายได้เป็นสารอะโรมาติกอะมีน แสดงดังรูปที่ 2.6 ซึ่งต้องการการบำบัดด้วยสภาวะเติมอากาศ เพื่อเป็นการย่อยสลายสารอะโรมาติกต่าง ๆ เป็นแหล่งคาร์บอน และเกิดกระบวนการ mineralization เป็นน้ำคาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย แสดงดังรูปที่ 2.7 และดังสมการที่ 2.1 และ 2.2 เมื่อถูกย่อยสลายทางชีวภาพและเกิดสารประกอบอะมีน และจะมีแอมโมเนียเกิดขึ้นในระบบด้วย โดยใช้ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน

การลดอะมีนด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชัน

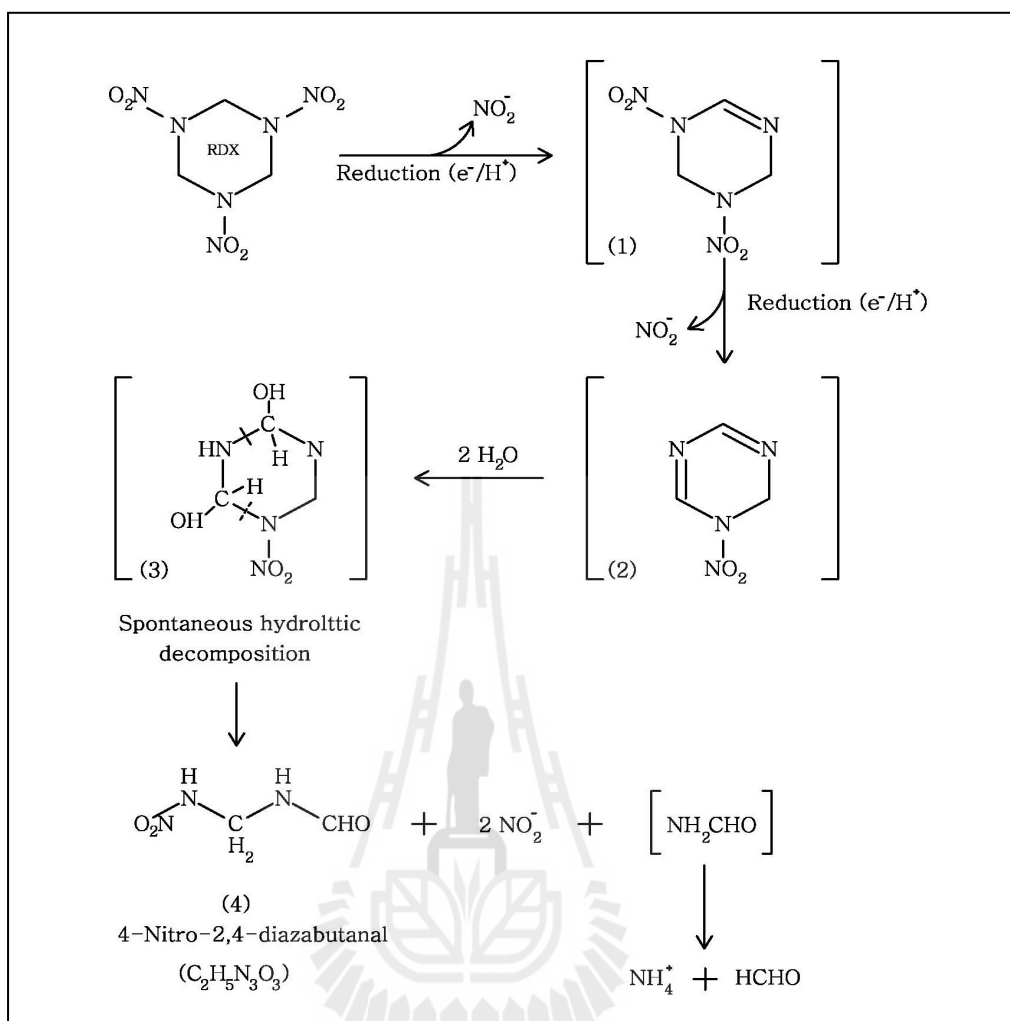


การลดอะมีนด้วยปฏิกิริยารีดักชัน

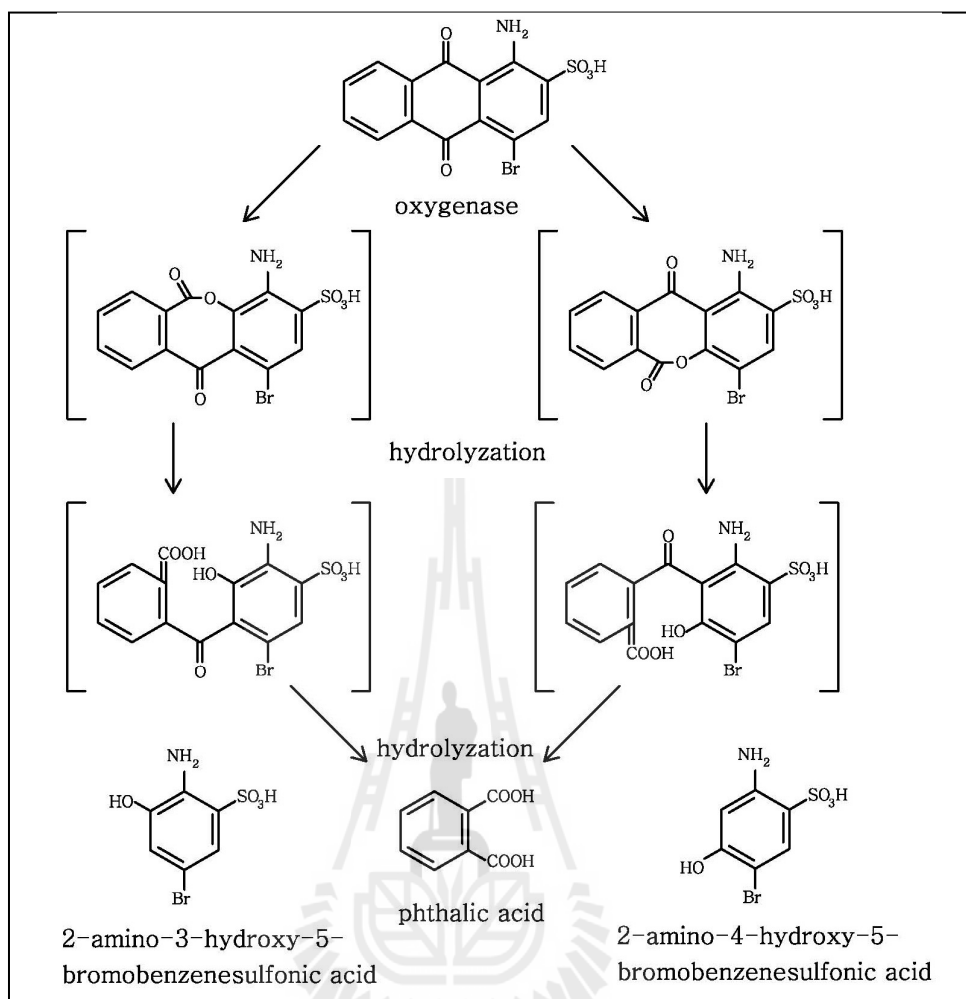


การย่อยสลายทางชีวภาพสีรีแอคทีฟ (Reactive Red 141) โดย *R. radiobacter*. (Telke et al., 2008) โดยเป็นสีที่มีพันธะอะโซ 2 พันธะ และมีกลุ่มซัลโฟเนตเป็นอโซโครม เมื่อเกิดการแตกตัวด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชันทำให้สารประกอบ 1, 3, 5 triazine 2, 4 diol, P-dinitro benzene, Naphthalene 2-diazonium 1, 5-disulfonic acid, 2-Nitroso naphthol 4 และ 7-disulfonic acid แล้วจึงเกิดปฏิกิริยา desulfonation เกิดขึ้นทำให้หมู่ของซัลโฟนิคหลุดออก เกิดเป็นสารประกอบ Naphthalene diazonium และ 2-Nitroso naphthol และเมื่อเกิดการแตกตัวจะเกิดเป็นสารประกอบอะโรมาติกต้องอาศัยการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน เช่น การย่อยสลาย Aniline แสดงดังรูปที่ 2.9 ซึ่งถูกเปลี่ยนไปเป็นสาร Catechol ด้วยกระบวนการ Mineralization (Lyons et al., 1984) รวมทั้งสามารถเกิดการออกซิไดซ์และการย่อยสลายทางชีวภาพด้วยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ซึ่งผลิตภัณฑ์ที่ได้คือ คาร์บอนไดออกไซด์ และจุลินทรีย์

จากกลไกการย่อยสลายสีและน้ำเสียฟอกย้อมภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนนั้นทำให้เกิดการไฮโดรไลซิสโมเลกุลสี ส่งผลให้เกิดการกำจัดสี แต่เกิดสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นสูงทั้งกับมนุษย์ สิ่งมีชีวิตในน้ำ และจุลินทรีย์ ดังนั้นต้องมีการจัดการอย่างเหมาะสม ซึ่งการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบชีวภาพเป็นวิธีที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม ค่าใช้จ่ายต่ำ แต่ต้องมีการควบคุมปัจจัยที่สำคัญ เช่น ภาวะบรรทุสารอินทรีย์ ระยะเวลาเก็บกักสำหรับการย่อยสลาย ซึ่งปัจจัยดังกล่าวจะส่งผลต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ

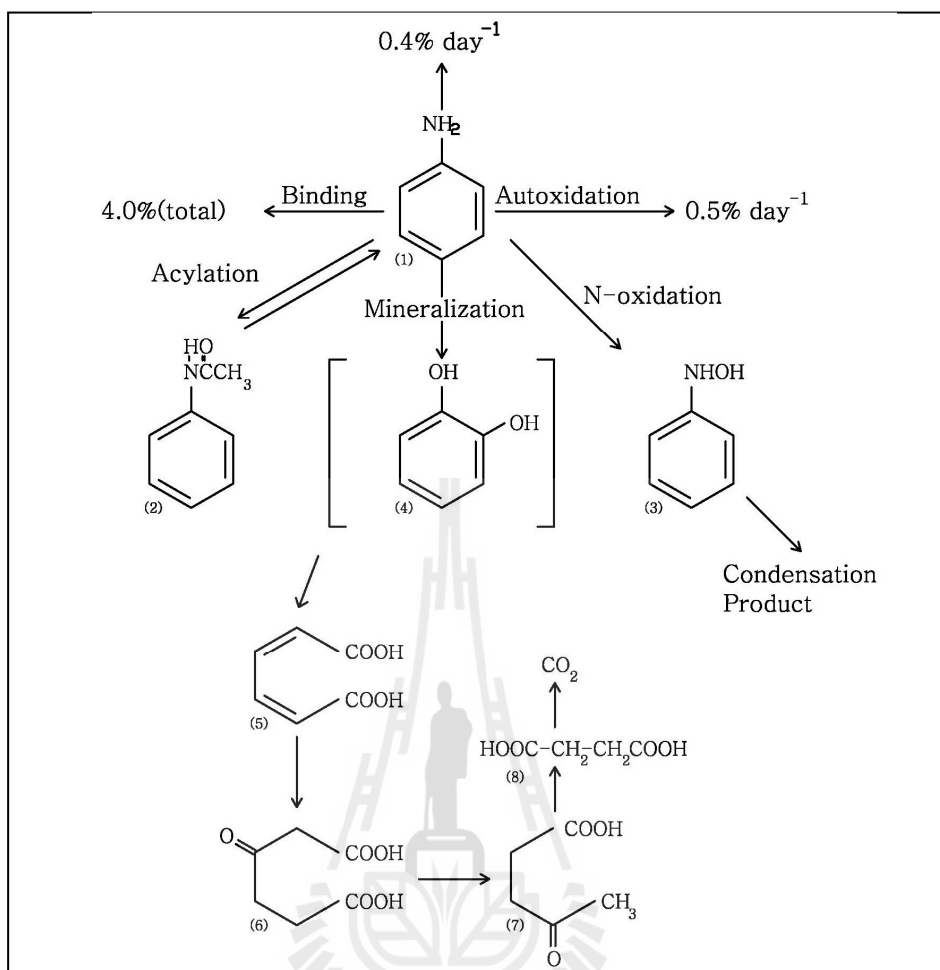


รูปที่ 2.7 การย่อยสลาย Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine (RDX)  
 โดยใช้ออกซิเจน (Bharat et al., 2003)



รูปที่ 2.8 การย่อยสลายดีสังเคราะห์ โครงสร้าง 1-amino-4-bromoanthraquinone-2-sulfonic acid (BAA) (Fan et al., 2008)





รูปที่ 2.9 กลไกและเส้นทางการย่อยสลาย aniline: (1) aniline (2) acetanilide  
 (3) phenylhydroxylamine (4) catechol (5) *cis,cis*-muconic acid  
 (6) beta-ketoadipic acid (7) ievulinic acid (8) succinic acid (Lyons et al., 1984)

## 2.4 จลนศาสตร์การย่อยสลายทางชีวภาพในการบำบัดน้ำเสีย

จากการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ มีการย่อยสลายสารอาหาร ซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานทำให้จุลินทรีย์มีการเจริญเติบโต และสร้างเซลล์ใหม่ โดยสิ่งมีชีวิตที่สร้างขึ้นสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก และมีผลเป็นสารยับยั้งการเจริญเติบโต ดังนั้นจึงต้องพิจารณา ค่าจลนศาสตร์ของการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ ซึ่งสัมพันธ์ระหว่างอัตราการย่อยสลายสารอาหารและอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยแทนด้วยอัตราการเพิ่มของจุลินทรีย์ (Yield coefficient, Y) โดยใช้สมการโมนอด (Monod's equation) พิจารณาความสัมพันธ์ระหว่าง

สารอาหาร (S) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ ( $\mu$ ) ดังสมการที่ 2.3 ซึ่งค่าสัมประสิทธิ์ต่าง ๆ มีค่าแตกต่างกันขึ้นอยู่กับลักษณะสารอาหาร แสดงดังตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.9 ค่าสัมประสิทธิ์ของการย่อยสลายทางชีวภาพ

น้ำเสีย	$k$ (d <sup>-1</sup> )	$K_S$ (mg/L)	$Y$ (mg/mg)	$k_d$ (d <sup>-1</sup> )	$\mu_{max}$ (d <sup>-1</sup> )	$\theta_C$ (d)	$T$ (°C)	อ้างอิง
น้ำเสียฟอกย้อม	8.2	300	0.22	0.067		15 <sup>a</sup>	-	Lin and Leu (2008) Lourenco et al. (2001) <sup>(a)</sup>
น้ำเสียฟอกย้อม	-	-	0.78	0.21	4.95	-	-	Baban et al. (2004)
น้ำเสียฟอกย้อม		>4000	0.125		0.105			Isik and Sponza (2005)
น้ำเสียชะขยะ	0.46	180	0.50	0.100		2-10	25	Gaudy, et al. (1986)
น้ำเสียสังเคราะห์โรงงานผลิตนม	1.64	319	0.54	0.13				จุฬามาศ แก้วสุข (2549)
น้ำเสียชุมชน	-	180	0.5	-	6.00	-	-	Gaudy et al. (1986)
น้ำเสียชุมชน	2-10	25-100	0.4-0.8	0.025-0.075		-	-	Tchobanoglous et al. (2003)

หมายเหตุ:  $\theta_C$  = อายุตะกอน

$T$  = อุณหภูมิ

$$\mu = \frac{dX}{Xdt} = \frac{\mu_m S}{K_S + S} \quad (2.3)$$

เมื่อพิจารณาอัตราการย่อยสลายสารอาหาร (Rate of substrate utilization) แสดงดังสมการที่ 2.4

$$\frac{X\theta}{S_0 - S} = \frac{K_S}{k} \left( \frac{1}{S} \right) + \frac{1}{k} \quad (2.4)$$

และพิจารณาอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Rate of microbial growth) แสดงดังสมการที่ 2.5

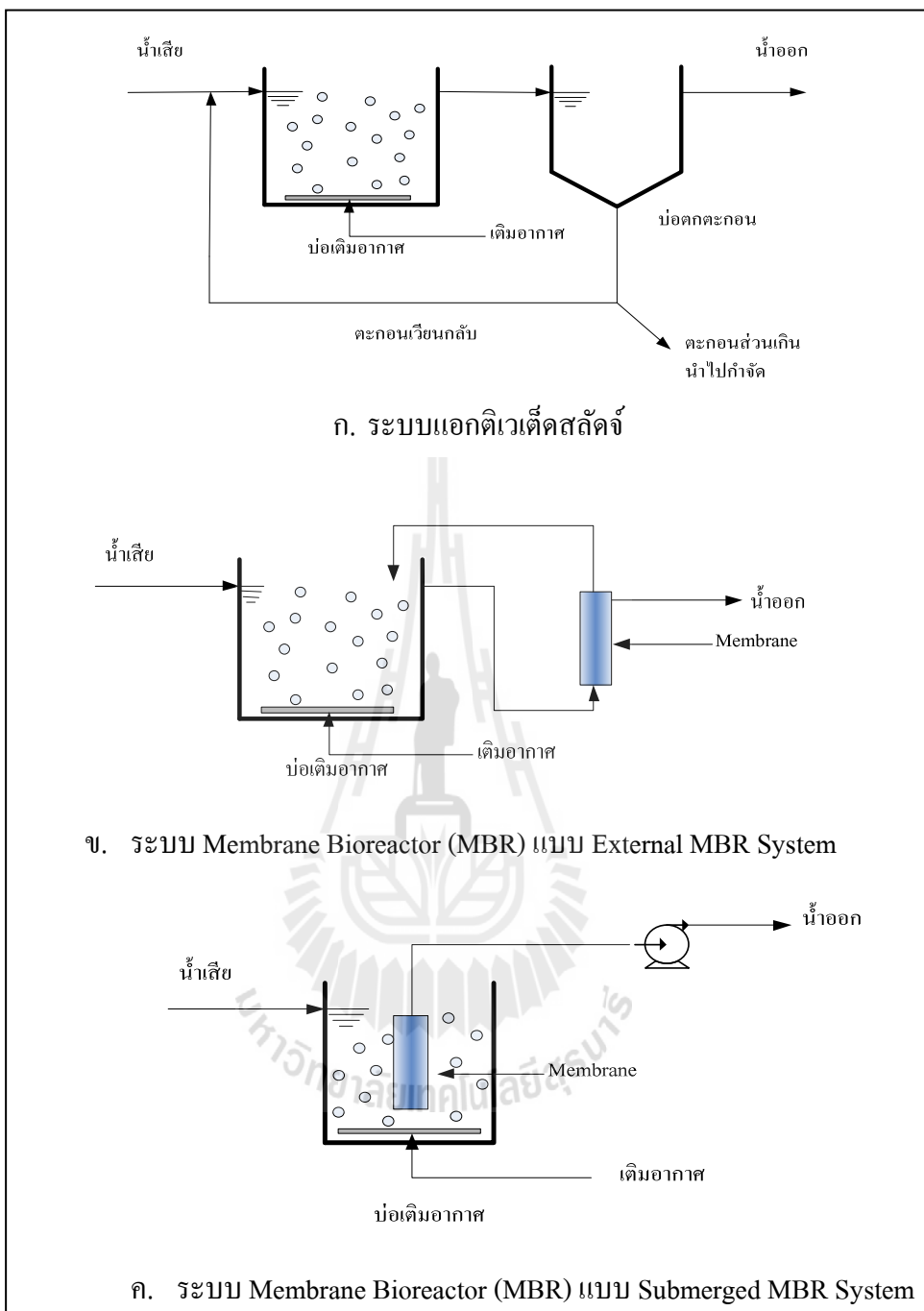
$$\frac{1}{\theta} = Y \left( \frac{S_0 - S}{X\theta} \right) - k_d \quad (2.5)$$

โดยที่	$S_0$ = สารอาหารเริ่มต้น
	$S$ = สารอาหาร
	$X$ = จุลินทรีย์
	$\mu$ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์
	$\mu_m$ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์
	$K_S$ = ค่าความเข้มข้นของสารอาหารเมื่อมีอัตราย่อยสลายเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด
	$k$ = อัตราการย่อยสลายใช้สารอาหารสูงสุดของจุลินทรีย์
	$k_d$ = อัตราการตายของจุลินทรีย์
	$Y$ = สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

จากการพิจารณาค่าจลศาสตร์จากตารางที่ 2.8 พบว่าสัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อมมีค่าต่ำเมื่อเทียบกับน้ำเสียอื่น ๆ ดังนั้นจุลินทรีย์โดยรวมในระบบจึงมีปริมาณต่ำ จึงต้องมีการกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในระบบเพื่อให้เพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้

## 2.5 การประยุกต์ใช้ระบบ Membrane Bioreactor (MBR)

ระบบ Membrane Bioreactor (MBR) เป็นการใช้กระบวนการทางชีวภาพร่วมกับการกรองผ่านเยื่อกรองในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งระบบสามารถกรองจุลินทรีย์สูงกว่าระบบชีวภาพแบบดั้งเดิม (Galil and Levinsky, 2006; Lerner et al., 2007) และของแข็งแขวนลอยได้ร้อยละ 100 เมื่อเทียบกับระบบชีวภาพแบบดั้งเดิมสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้ร้อยละ 85 (Wisniewski, 2007) ส่งผลให้ระบบสามารถรับภาระอินทรีย์ได้มากขึ้นลดระยะเวลาเก็บกักได้ โดย Lerner et al. (2007) ได้ศึกษาาระหว่างระบบ MBR และระบบ AS พบว่าระบบ MBR สามารถลดระยะเวลาเก็บกักได้ประมาณ 1.74 เท่า และระบบสามารถควบคุมให้คุณภาพน้ำทิ้งมีคุณภาพดี และคงที่ จนสามารถนำน้ำกลับมาใช้ประโยชน์ได้ รวมทั้งระบบสามารถลดบ่อตกตะกอน และขนาดของบ่อเติมอากาศสามารถลดให้เล็กได้ โดยแสดงการเปรียบเทียบระบบ MBR และระบบชีวภาพแบบดั้งเดิมดังรูปที่ 2.10 และเมื่อเปรียบเทียบระบบ MBR กับระบบดั้งเดิมพบว่า ระบบ MBR มีประสิทธิภาพการบำบัดได้สูงแสดงดังตารางที่ 2.10



รูปที่ 2.10 เปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียแบบดั้งเดิม และระบบ MBR

ตารางที่ 2.10 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดระหว่างระบบ MBR และระบบดั้งเดิม

(Wisniewski, 2007)

พารามิเตอร์	ระบบบำบัดน้ำเสีย											
	Trickling bed			Activated Sludge			Physical-chemical			MBR process		
	In	Out	% removal	In	Out	% removal	In	Out	% removal	In	Out	% removal
TSS (kg/m <sup>3</sup> )	0.2	0.035	82.5	0.2	0.030	85.0	0.2	0.060	70.0	0.2	0	100.0
COD (kg/m <sup>3</sup> )	0.7	0.125	82.1	0.7	0.080	88.6	0.7	0.130	81.4	0.2	0.020	90.0
Turbidity (NTU)	120	10	91.7	120	5	95.8	120	20	83.3	120	<2	98.3

เนื่องจากระบบบำบัดชีวภาพเป็นระบบที่ได้รับความนิยมในปัจจุบัน ค่าใช้จ่ายต่ำ และเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม แต่เดินระบบให้มีประสิทธิภาพยาก เนื่องจากมีหลายปัจจัยต้องควบคุม ดังนั้นเมื่อนำการกรองผ่านเยื่อกรองเข้ามาพร้อมกับระบบชีวภาพ (MBR) มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าระบบดั้งเดิม แสดงดังตารางที่ 2.9 (Wisniewski, 2007) สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูง และกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ระบบสามารถรองรับสารอินทรีย์ที่มีความเป็นพิษได้สูงขึ้น แต่การประยุกต์ใช้ระบบ MBR นั้นมีข้อจำกัดในด้านการเดินระบบ และเยื่อกรองอุดตัน จึงต้องมีการพิจารณาชนิดของระบบ MBR ถึงข้อแตกต่างด้านข้อจำกัดต่าง ๆ

### 2.5.1 ชนิดของระบบ Membrane Bioreactor (MBR)

ระบบ MBR มี 2 ชนิด Submerged MBR System (SMBR) และ External MBR ซึ่งทั้ง 2 ชนิดมีข้อจำกัดที่แตกต่างกันแสดงดังตารางที่ 2.11 ซึ่งระบบ Submerged MBR System (SMBR) แสดงดังรูปที่ 2.10 (ค.) เป็นการกรองแบบ cross-flow สามารถลดการอุดตันได้ เนื่องจากแรงเฉือนระหว่างฟองอากาศจากการเติมอากาศ และชั้นเค้กที่ผิวเยื่อกรอง ส่งผลให้เกิดการอุดตันช้าลง ส่วนระบบ External MBR แสดงดังรูปที่ 2.10 (ข.) แรงเฉือนเกิดขึ้นจากการหมุนเวียนน้ำผ่านระบบ ซึ่งมีความต้องการพลังงานในการดำเนินการสูง ส่งผลให้ค่าใช้จ่ายสูงตามไปด้วย (Shimizu, 1996) ดังนั้นในปัจจุบันได้มีการนำระบบ SMBR มาประยุกต์ใช้เพิ่มขึ้นมากกว่าระบบ External MBR ตั้งแต่ปี ค.ศ. 2002 (Yang et al., 2006)

ตารางที่ 2.11 ข้อดี และข้อจำกัด ของระบบ MBR (Till and Mallia., 2001)

External MBR	Submerged MBR System
<b>ข้อดี</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>● ใช้พื้นที่น้อย</li> <li>● สามารถควบคุมออกซิเจนได้ตามต้องการ</li> <li>● สามารถรองรับอัตราการอินทรีย์สูง</li> <li>● ความถี่ในการทำความสะอาดต่ำ</li> <li>● ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบต่ำ</li> <li>● ใช้พลังงานน้อย</li> </ul>	<b>ข้อดี</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>● ใช้พื้นที่น้อย</li> <li>● กำจัดของแข็งได้อย่างสมบูรณ์</li> <li>● สามารถรองรับอัตราการอินทรีย์สูง</li> <li>● สามารถกำจัด COD, ของแข็ง และสารอินทรีย์ได้ในชุดเดียว</li> <li>● มีสลัดจ์ต่ำ</li> </ul>
<b>ข้อจำกัด</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>● เชื้อกรองเกิดการอุดตันได้ง่าย</li> <li>● ค่าใช้จ่ายด้านการเติมอากาศสูง</li> </ul>	<b>ข้อจำกัด</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>● มีการจำกัดด้านการเติมอากาศ</li> <li>● เชื้อกรองเกิดการอุดตัน</li> <li>● เชื้อกรองมีราคาสูง และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบสูง</li> <li>● ค่าใช้จ่ายในการสูบน้ำสูงถึง 60-80% ของค่าใช้จ่ายทั้งหมด</li> <li>● มีความต้องการในการทำ ความสะอาดสูง</li> </ul>

แต่เนื่องด้วยระบบ Submerged Membrane Bioreactor (SMBR) ยังมีข้อจำกัดเรื่องการอุดตันเยื่อกรอง (Membrane fouling) เนื่องจากจุลินทรีย์มีขนาดใหญ่กว่าขนาดรูพรุนของเยื่อกรอง ทำให้เกิดการสะสมบนผิวหน้าเยื่อกรอง การอุดตันจะทำให้อัตราการน้ำซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate flux) ลดลง ทำให้ต้องใช้พลังงานสูง ดังนั้นจึงจำเป็นต้องทำการจัดการปัญหาเรื่องการอุดตันเยื่อกรอง

## 2.5.2 การอุดตันเยื่อกรอง

### 2.5.2.1 ลักษณะการอุดตัน

เนื่องจากข้อจำกัดที่สำคัญของระบบ MBR คือการอุดตัน ซึ่งการอุดตันของเยื่อกรองนั้นขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของเยื่อกรอง คือเกี่ยวกับขนาดรูพรุน และคุณสมบัติของสารละลายที่จะทำการกรองขึ้นอยู่กับขนาดอนุภาคที่ปนอยู่ในสารละลายนั้น ส่งผลให้เกิดการอุดตันโดยการอุดตันมีหลายรูปแบบ ดังรูปที่ 2.11 รูปที่ 2.11 ก. เกิดจากอนุภาคขนาดใหญ่กว่าขนาดของรูพรุนเยื่อกรองเกิดการสะสมที่ผิวเยื่อกรอง รูปที่ 2.11 ข. เกิดจากอนุภาคที่มีขนาดใกล้เคียงกับขนาดรู

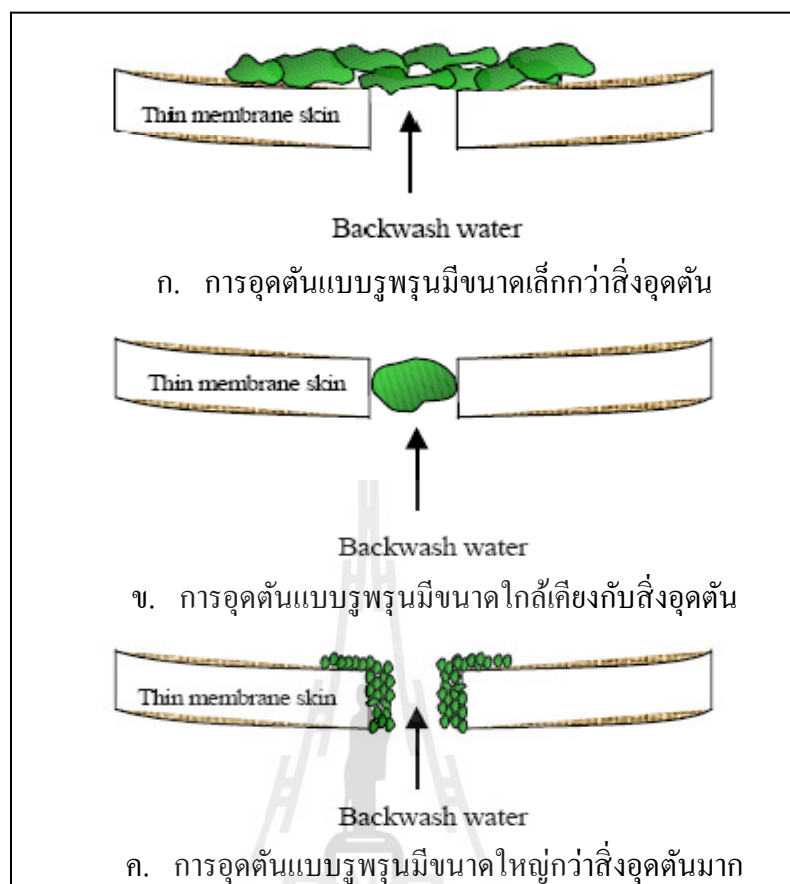
พอรุนของเยื่อกรอง ซึ่งส่งผลให้เกิดการอุดตันที่รูพอรุนของเยื่อกรอง และรูปแบบสุดท้าย ดังรูปที่ 2.11 ค. เกิดจากอนุภาคที่มีขนาดเล็กกว่าขนาดรูพอรุนของเยื่อกรองมากๆ ส่งผลให้คุณภาพของน้ำที่ผ่านเยื่อกรองมีการเปลี่ยนแปลงและทั้ง 3 รูปแบบนั้น ส่งผลกระทบต่อการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลผ่านเยื่อกรอง (Permeate flux) ให้มีค่าลดลง โดยการประเมินการอุดตันนั้นพิจารณาค่าแรงดันผ่านเยื่อกรอง (Transpressure membrane, TMP) และค่าความต้านทานของการอุดตันแต่ละชนิดดังนั้นจึงจำเป็นต้องตรวจสอบความต้านทาน โดยมีความสัมพันธ์ระหว่าง Permeate flux และ Transmembrane Pressure (TMP) ดังสมการที่ 2.8 (Chang et al., 2002)

$$\text{จากสมการของ Darcy} \quad J = \frac{\Delta P}{\mu R_t} \quad (2.8)$$

โดยที่	$J$	=	Permeate flux (L/m <sup>2</sup> h)
	$\Delta P$	=	Transmembrane pressure (Pa)
	$\mu$	=	Viscosity (N.s/m <sup>2</sup> )
	$R_t$	=	Total resistance for filtration or Hydraulic resistance of clean membrane (m <sup>-1</sup> )

ความต้านทานของเยื่อกรองที่ได้ผ่านการใช้งานสามารถสังเกตได้จาก เมื่อฟลักซ์ลดลง ซึ่งแสดงว่าเกิดความต้านทานการไหลเพิ่มขึ้น ซึ่งความต้านทานรวมในการไหล ( $R_t$ ) ของเยื่อกรองที่ผ่านการใช้งานนั้นรวมความต้านทานจากหลายส่วนประกอบด้วย ความต้านทานของเยื่อกรอง ( $R_m$ ), ความต้านทานจากการเกิด Concentration Polarization และจากชั้นเค้ก ( $R_p$ ) และความต้านทานเนื่องจากการเกิด Fouling ได้แก่จากการดูดซับและการอุดตันรูพอรุน ( $R_f$ ) รวมเป็นสมการที่ 2.9 (Chang et al., 2002)

$$R_t = R_m + R_p + R_f \quad (2.9)$$



รูปที่ 2.11 ลักษณะการอุดตัน (Bourgeois et al., 2001)

ซึ่งสามารถหาความต้านทานรวมในการไหล ( $R_T$ ) ของเยื่อกรองที่ผ่านการใช้งานดังสมการที่ 2.9 ซึ่งลักษณะการอุดตันแบบต่างๆ จำเป็นต้องดำเนินการทำความสะอาดเยื่อกรองที่เหมาะสม หรือเดินระบบทางชีวภาพให้เหมาะสม เนื่องจากการอุดตันภายในนั้น ดำเนินการจัดการได้ยากกว่าเกิดการสะสมอนุภาคที่ผิวเยื่อกรอง ดังนั้นการเดินระบบที่เหมาะสมทำให้ในระบบมีขนาดอนุภาคที่เหมาะสม ซึ่งส่งผลให้ผลระบบเกิดการอุดตันช้าลง สามารถใช้งานได้นานขึ้น

Zhang et al., 2009 ศึกษาผลกระทบการอุดตันในลักษณะต่าง ๆ โดยพิจารณาขนาดโมเลกุลของอนุภาคในระบบที่แตกต่าง เมื่อเดินระบบภายใต้สภาวะจุลินทรีย์ขาดแคลนอาหาร และมีอายุสัปดาห์ 90 วัน จะมีอนุภาคที่มีขนาดโมเลกุล  $<1$  kDa และ  $>100$  kDa สูง เนื่องจากการควบคุมอายุสัปดาห์ที่สูง ส่งผลให้มีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบสูง ทำให้ระบบมีอนุภาคขนาดใหญ่สูง และเมื่อจุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ ทำให้ระบบมีอนุภาคขนาดเล็กจำนวนมาก จึงเกิดการสะสมของจุลินทรีย์และผลผลิตจากจุลินทรีย์ที่ผิวหน้าเยื่อกรอง ส่งผลให้มีค่าความต้านทานนอกสูงเป็น 91.1% ( $R_p = 63.15 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ ) เมื่อเทียบกับค่าความต้านทานรวม ซึ่งเป็นสาเหตุหลัก



ของการอุดตัน ส่วนโมเลกุลขนาดเล็กนั้นส่งผลต่อการอุดตันภายในซึ่งมีค่าความต้านทานคิดเป็น 7.8% ( $R_f = 5.42 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ ) ของความต้านทานรวม ดังนั้นหากมีการจัดการสิ่งที่สะสมที่ผิวหน้าเยื่อกรอง ส่งผลให้สามารถเดินระบบระยะยาวได้

จากการอุดตันนั้นต้องพิจารณาขนาดอนุภาค โดยของเหลวในระบบอยู่ในรูปของของแข็งแขวนลอย (suspended solid, SS) คอลลอยด์ (colloids) และสสารละลายน้ำ (dissolved matter) ซึ่งส่งผลให้ต่อความต้านทานการกรองคิดเป็น 65% 30% และ 5% ตามลำดับ (De France et al., 2000) ซึ่งอนุภาคที่เกิดขึ้นส่งผลต่อลักษณะการอุดตันของเยื่อกรอง ดังนั้นสามารถประเมินการอุดตันได้ดังสมการที่ 2.10 (Sato and Ishii, 1991)

$$R = 842.7 \times \Delta P \times (MLSS)^{0.926} \times (SCOD)^{1.368} \times (\mu)^{0.326} \quad (2.10)$$

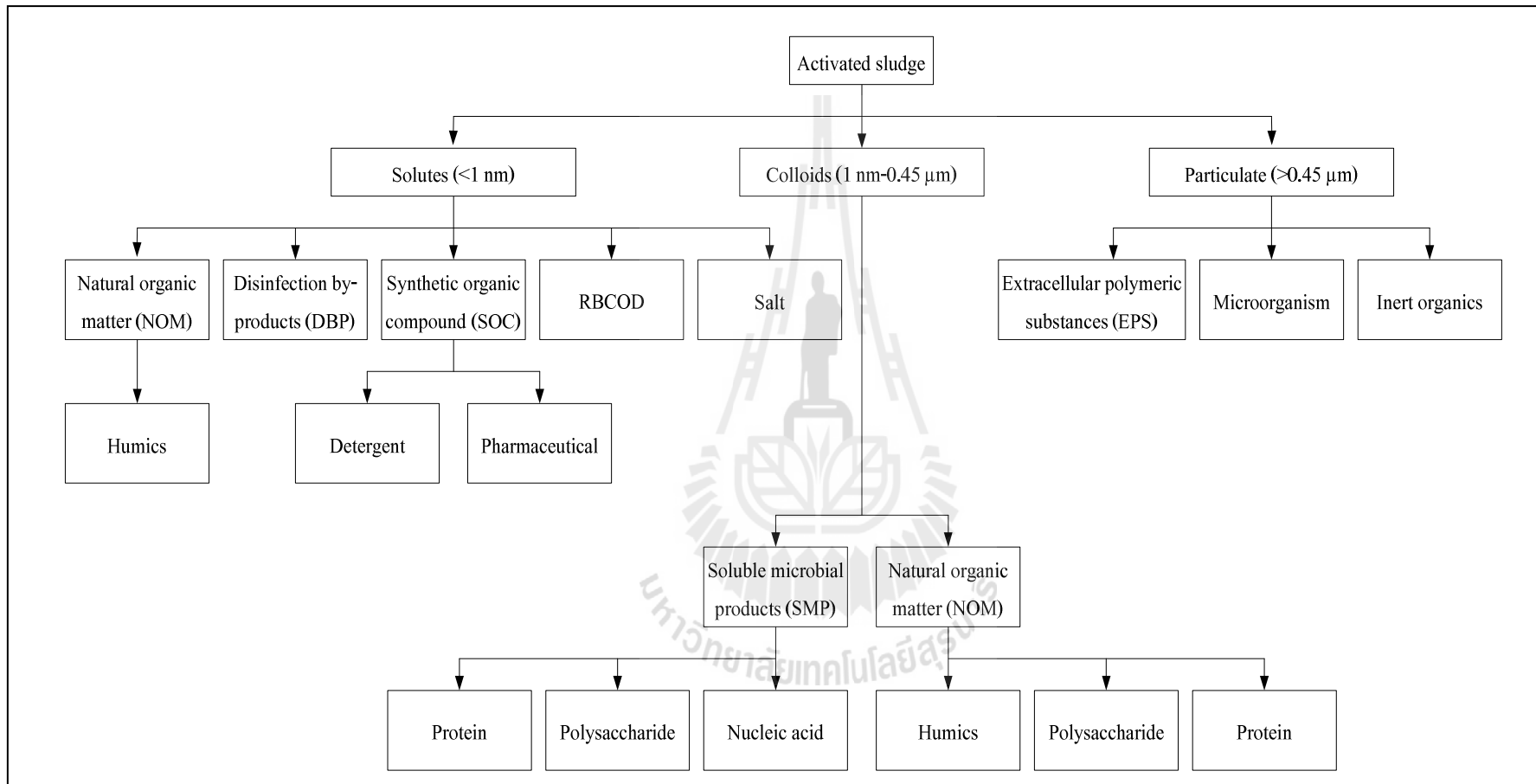
โดยที่  $R$  = Filtration resistance ( $\text{m}^{-1}$ )

$MLSS$  = Mixed liquor suspended solid (mg/L)

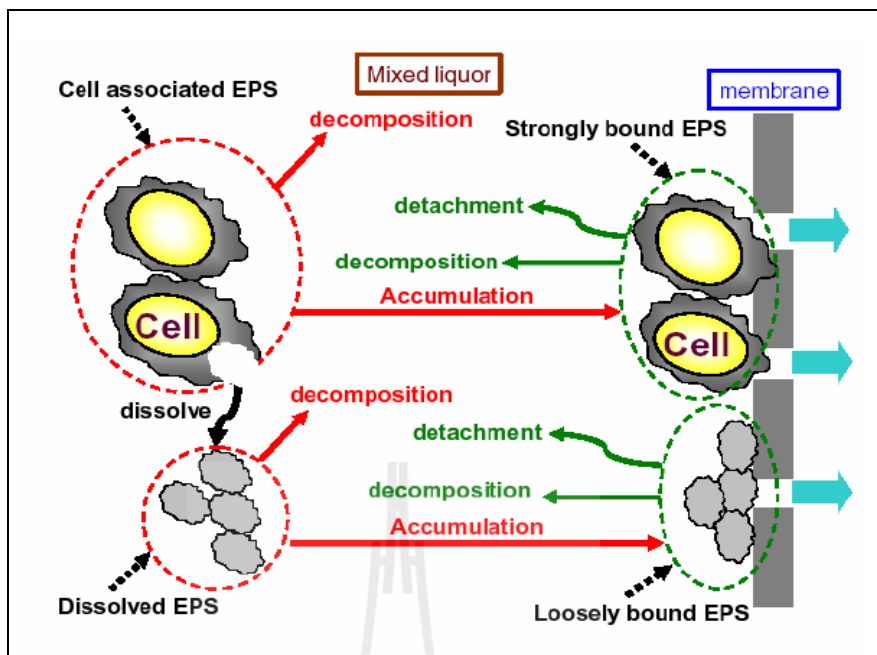
$SCOD$  = Soluble chemical oxygen demand (mg/L)

### 2.5.2.2 ชนิดและลักษณะของสารอุดตัน

ในระบบ MBR เป็นระบบที่นำเทคโนโลยีการกรองผ่านเยื่อกรองร่วมกับระบบทางชีวภาพ โดยน้ำที่ผ่านการกรองนั้นไม่ใช่แต่เพียงน้ำเสียแต่มีตะกอนจุลินทรีย์ และผลผลิตจากจุลินทรีย์ต่าง ๆ ด้วย ซึ่งสารอุดตันที่เกิดในระบบต้องพิจารณาลักษณะของตะกอนในระบบที่มีขนาดอนุภาคต่าง ๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.12 ซึ่งส่งผลต่อลักษณะการอุดตันที่เกิดขึ้นด้วย ดังนั้นจึงต้องพิจารณาชนิดและลักษณะของอนุภาคนั้น ๆ ซึ่งสารอุดตันสามารถแบ่งเป็น 2 ส่วนหลัก คือ Extracellular polymeric substances (EPS) และ EPS ที่ละลายน้ำ ซึ่งเรียกว่า Soluble Microbial Products (SMP) ดังแสดงในรูปที่ 2.13 โดย EPS เป็นเซลล์ของจุลินทรีย์ ซึ่งเป็นสถานะของแข็งแขวนลอย ที่ผลต่อการสะสมชั้นเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรอง และ SMP เป็นผลผลิตจากจุลินทรีย์ ที่มาจากการแตกตัวของเซลล์จุลินทรีย์ และเกิดจากกระบวนการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์ ซึ่งมีผลต่อการสะสมที่ผิวหน้าเยื่อกรอง และอุดตันภายในรูพรุนของเยื่อกรองได้



รูปที่ 2.12 ส่วนประกอบของตะกอนที่แบ่งแยกตามขนาดอนุภาค



รูปที่ 2.13 ชนิดและลักษณะสารอุดตัน

## 2.6 ปัจจัยที่ส่งผลต่อการอุดตัน

ปัจจัยที่มีผลต่อการอุดตันเยื่อกรองที่สำคัญคือ การเดินระบบ และลักษณะตะกอน เป็นต้น

### 2.6.1 การเดินระบบ

#### 2.6.1.1 ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) และระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time, HRT)

เนื่องจากการลดลงของระยะเวลาเก็บกัก ส่งผลให้มีอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองเพิ่มขึ้น ทำให้อนุภาคมีโอกาสดักจับและเกาะติดกับพื้นผิวเยื่อกรองสูงขึ้น รวมทั้งเมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลงส่งผลให้มีภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น ซึ่งมีผลต่อการอุดตันเยื่อกรอง (Rosenberger et al., 2002) โดยเกิดการสะสมชั้นเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรองสูงขึ้น ทำให้แรงดันซึมผ่านเยื่อกรองเพิ่มสูงขึ้นและอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองลดลง จนเกิดการอุดตัน

โดย Nagaoka et al. (2000) ได้ศึกษาอิทธิพลของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ โดยพิจารณาช่วง 0.3-1.5 g/L.d โดยใช้เยื่อกรองแบบ Flat-sheet พบว่าที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง ค่าแรงดันซึมผ่านเยื่อกรองเพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็วอย่างไม่สามารถคาดการณ์ได้ แต่เมื่อที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำจะมีการเพิ่มขึ้นของแรงดันซึมผ่านเยื่อกรองอย่างช้า ๆ

### 2.6.1.2 อายุสลัดจ์ (Sludge Retention Time, SRT)

การควบคุม SRT และ MLSS ในการเดินระบบ SMBR เมื่อควบคุมค่า SRT สูงจึงทำให้มีการย่อยสลาย SMP ได้ คงเหลือ SMP ในระบบปริมาณที่ต่ำกว่า SRT ต่ำ เมื่อมีการควบคุมค่า MLSS ในปริมาณเท่ากัน และที่ MLSS สูง มีผลต่อการสะสมชั้นเล็กที่ผิวหน้าเยื่อกรองทำให้เกิดการอุดตันสูงกว่าที่ระบบมีปริมาณ MLSS ต่ำ (Kimura et al, 2009)

### 2.6.1.3 การเติมอากาศ

การใช้อากาศในการทำความสะดวกเยื่อกรอง โดยเป็นการเพิ่มแรงเฉือนชั้นเล็กที่ผิวหน้าเยื่อกรอง และสามารถเพิ่มออกซิเจนให้กับระบบบำบัดน้ำเสียด้วย ซึ่ง Jin et al. (2006) ได้ศึกษาปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่ DO สูง 3 mg/L สามารถเดินระบบ SMBR ได้ถึง 150 ชม. จึงทำให้ระบบมีค่าแรงดันผ่านเยื่อกรอง (TMP) 30 kPa แต่สำหรับ DO ต่ำ 0.1 mg/L สามารถเดินระบบได้เพียง 20 ชม. เท่านั้น

## 2.6.2 ลักษณะตะกอน

ตะกอนจุลินทรีย์ประกอบในรูปของแข็งและสารละลาย ซึ่งเป็นสารอุดตันสามารถแบ่งเป็น 2 ส่วนหลัก คือ Extracellular polymeric substances (EPS) และ EPS ที่ละลายน้ำ ซึ่งเรียกว่า Soluble Microbial Products (SMP) โดยทั่วไป EPS ประกอบด้วย protein, carbohydrate และ humic ซึ่ง protein และ carbohydrate มีความสัมพันธ์กับการอุดตันของเยื่อกรอง โดย Jang et al. (2006) ได้ศึกษา Soluble Microbial Products (SMP) คือ protein และ carbohydrate ในระบบ SMBR โดยใช้ Plate and frame membrane 0.4  $\mu\text{m}$  ทำการกรอง 7 นาที และพักการกรอง 3 นาที ควบคุมอายุสลัดจ์ (Sludge retention time, SRT) ที่ 10 และ 20 วัน โดยที่ SRT ต่ำ จะทำให้เกิดปริมาณ carbohydrate SMP สูงกว่า SRT สูง ซึ่งส่งผลให้ค่าดัชนีการอุดตันเยื่อกรอง (Membrane fouling index, MFI) มีค่าสูงขึ้น สรุปได้ว่าการเดินระบบที่ SRT สูง มีปริมาณ SMP ต่ำ เนื่องจาก SMP ถูกจุลินทรีย์ย่อยสลาย (Holakoo et al., 2006) และ protein มีคุณสมบัติไม่ชอบน้ำ ทำให้ระบบสามารถกักเก็บ protein ได้สูงกว่า carbohydrate ซึ่งทำให้มีสะสมในระบบจึงมีผลต่อการอุดตันของเยื่อกรองซึ่งความเข้มข้นของ polysaccharides ใน SMP นั้นเป็นสาเหตุหลักของการอุดตัน (Rosenberger et al., 2006) และเมื่อมีการเติมถ่านกัมมันต์ในระบบ MBR พบว่าถ่านกัมมันต์ดูดซับสารอุดตัน (polysaccharide) ได้ที่ผิว รวมทั้งเกิดฟิล์มชีวมวลเกิดขึ้น ส่งผลให้เกิดการอุดตันลดลงเนื่องจากอนุภาคของจุลินทรีย์ และสารอุดตันที่ละลายน้ำได้ (Lesage et al., 2008; Satyawali and Balakrishnan., 2009)

## 2.7 การปรับปรุงการอุดตันของเยื่อกรองในระบบ Membrane Bioreactor (MBR)

ระบบ Membrane Bioreactor (MBR) ยังมีข้อจำกัดบางอย่าง เช่น การอุดตันเยื่อกรอง (Membrane fouling) เนื่องจากจุลินทรีย์มีขนาดใหญ่กว่าขนาดรูพรุนของเยื่อกรอง ทำให้เกิดการสะสมบนผิวหน้าเยื่อกรอง การอุดตันจะทำให้อัตราการซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate flux) ลดลง ทำให้ต้องใช้พลังงานสูงเพื่อให้อัตราการซึมผ่านเยื่อกรองคงที่ ดังนั้นกระบวนการกรองผ่านเยื่อกรองจะต้องมีการทำความสะอาดเยื่อกรองเพื่อลดการสะสมของสารต่าง ๆ บนผิวที่เป็นสาเหตุของการอุดตัน โดยในปัจจุบันการจัดการการอุดตันยังไม่มีวิธีการที่แน่นอน สามารถทำได้หลายวิธี ทำการติดตั้งอุปกรณ์เสริมเพื่อชะลอการอุดตันให้ช้าลง ควบคุมอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองที่เหมาะสม หรือใช้อากาศในการทำความสะอาดเยื่อกรอง ซึ่งสามารถเพิ่มออกซิเจนให้กับระบบบำบัดน้ำเสียด้วย หรือใช้หลายวิธีร่วมกัน เพื่อให้สามารถควบคุมการอุดตันของเยื่อกรองได้ และช่วยเพิ่มอัตราการซึมผ่านเยื่อกรองได้ (Schoeman and Novhe, 2007)

Hai, F.I., et al (2006) ได้ทำการนำตาข่ายมาครอบชุด Hollow fiber membrane ที่ติดตั้งในระบบ Submerged microfiltration membrane bioreactor ร่วมกับเชื้อรา white-rot fungus สายพันธุ์ *Coriolus versicolor* ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมสิ่งทอ โดยนำน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นของสี 100 mg/L และค่า TOC เท่ากับ 2 g/L ก่อนเข้าระบบทำการปรับ pH  $4.5 \pm 0.2$  มีระยะเวลาเก็บกัก 15 ชั่วโมง และมีอัตราการซึมผ่านเยื่อกรอง  $0.021 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  โดยทำการเดินระบบกรอง 5 นาที หยุด 5 นาที และล้างย้อนกลับด้วยลม 3 วินาทีต่อ 10 นาที ที่อัตรา 100 ml/min ในขณะที่เดินระบบมีการเติมอากาศตลอดเวลาที่อัตรา 4 ลิตรต่อนาที และทำการล้างด้วยสารเคมี NaOCl 3% (100 ml/min) ทุก 3 วัน สามารถทำให้แรงดันผ่านเยื่อกรอง (TMP) ขึ้นสูงประมาณ 90 kPa เมื่อ 175 ชั่วโมง ซึ่งการติดตั้งตาข่ายสามารถยืดเวลาการอุดตันได้ถึงประมาณ 79% และยังสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูป TOC และกำจัดสีได้ 97% และ 99% ตามลำดับ

การควบคุมอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองที่ต่ำกว่าค่าอัตราการไหลวิกฤตและงานวิจัยของ Guo et al. (2008) พบว่าที่อัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองที่ 100 150 และ 200  $\text{L}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$  พบว่าที่ 200  $\text{L}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$  ค่า TMP เพิ่มขึ้นด้วยความรวดเร็ว โดย TMP สูงถึง 80 kPa เมื่อเดินระบบผ่านไปเป็นเวลาประมาณ 60 นาที เท่านั้น ส่วนที่ 100  $\text{L}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$  พบว่า TMP เพิ่มขึ้นเพียง 22.1 kPa ในเวลา 300 นาที ซึ่งเป็นอัตราการเพิ่มขึ้นของ TMP ที่ต่ำ จึงสามารถเดินระบบได้นานขึ้น ลดความถี่ในการทำความสะอาดเยื่อกรองและการลดปริมาณ EPS และ SMP ซึ่งเป็นสารอุดตันหลัก

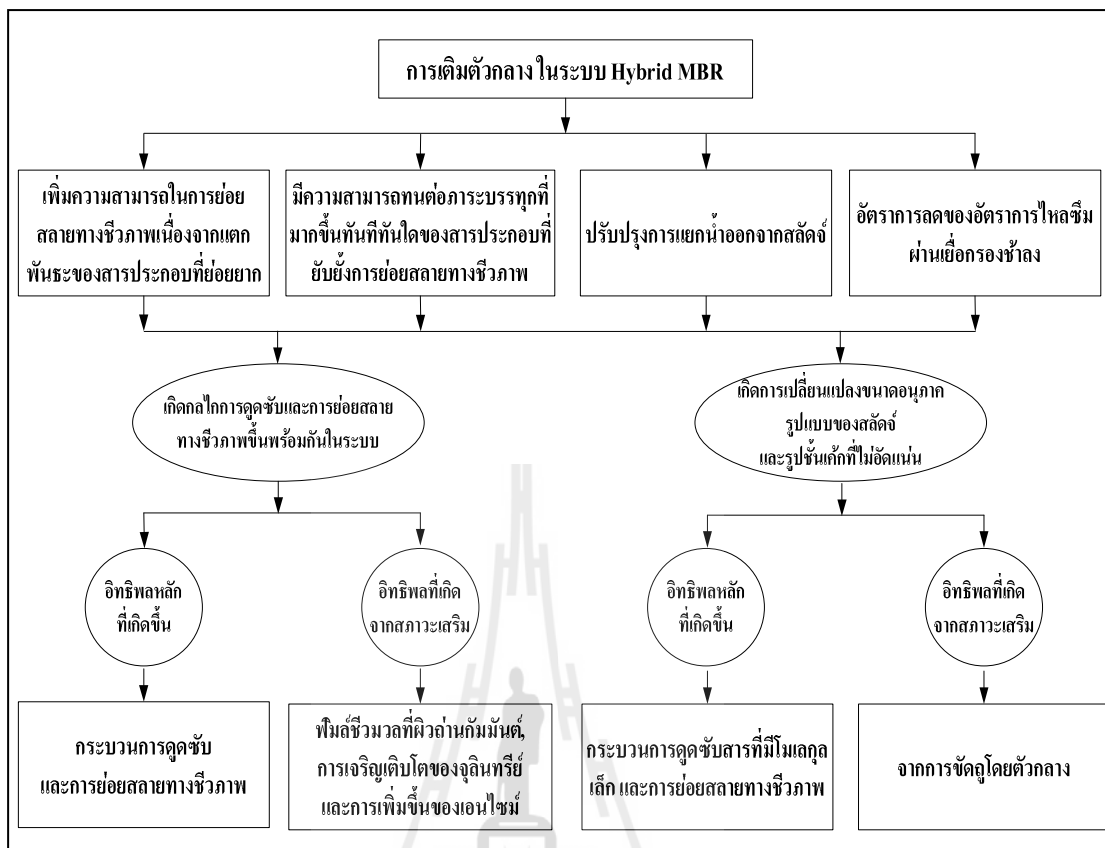
การใช้อากาศในการทำความสะอาดเยื่อกรอง โดยเป็นการเพิ่มแรงเฉือนชั้นเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรอง และสามารถเพิ่มออกซิเจนให้กับระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่ง Jin et al. (2006) ได้ศึกษาปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่ DO สูง 3 mg/L สามารถเดินระบบ SMBR ได้ 150 ชม. สำหรับ DO ต่ำกว่า 0.1 mg/L เดินระบบได้เพียง 20 ชม. ซึ่งเดินระบบได้ต่ำกว่าที่ DO สูง

การประยุกต์ใช้ตัวกลางในรูปแบบต่างๆ เช่น ตัวกลางช่วยเสริมเรื่องการดูดซับเข้ามาสารประกอบอินทรีย์ที่มีผลต่อการอุดตัน เพื่อให้สามารถควบคุมการอุดตันของเยื่อกรองได้ และช่วยเพิ่มอัตราน้ำซึมผ่านเยื่อกรองได้ (Schoeman and Novhe, 2007) เมื่อใช้ถ่านกัมมันต์แบบผง (PAC) ร่วมกับระบบ SMBR เมื่อเดินระบบที่อัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรอง 20 L/m<sup>2</sup>.h มีค่า TMP 7.5 kPa แต่ระบบ SMBR มีค่า TMP 33 kPa ซึ่งมีค่าสูงกว่าเมื่อมีการเติม PAC แสดงว่า PAC มีผลต่อการลดการอุดตันได้ เนื่องจากเกิดแรงเฉือนระหว่าง PAC กับชั้นเค้กที่สะสมผิวหน้าเยื่อกรอง และช่วยดูดซับสารอินทรีย์ สารที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก รวมทั้งสารพิษที่ยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ได้ (Guo et al., 2008)

ดังนั้นเมื่อออกแบบระบบ MBR โดยควบคุมอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองที่เหมาะสม อัตราการเติมอากาศที่เพียงพอต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ และควบคุมอายุสัปดาห์ที่เหมาะสมแล้วนั้น การเสริมโดยการเติมตัวกลางในระบบสามารถช่วยลดการอุดตันของเยื่อกรองในระบบ MBR ได้

## 2.8 ตัวกลางที่นำมาประยุกต์ใช้ในระบบ MBR

เมื่อดำเนินการควบคุมการเดินระบบอย่างเหมาะสมแล้ว การปรับปรุงให้ระบบ MBR เกิดการอุดตันด้วยการประยุกต์ใช้ตัวกลางในระบบ MBR เป็นอีกวิธีหนึ่งที่สามารถช่วยลดการอุดตันได้อย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากการเติมตัวกลางในระบบ HMBR ส่งผลให้เกิดกลไกในระบบ แสดงดังรูปที่ 2.14 ซึ่งมีความสามารถช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ สารที่ย่อยสลายยากทางชีวภาพ และเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของเยื่อกรองได้ เช่น ลดการอุดตันของเยื่อกรอง และทำให้อัตราการลดลงของอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองช้าลง โดยตัวกลางจะช่วยขัดถูผิวเยื่อกรองทำให้ชั้นเค้กที่สะสมลดลง และช่วยดูดซับสารอุดตันเยื่อกรองได้ ดังนั้นการประยุกต์ใช้ตัวกลางสามารถช่วยลดอัตราการเกิดการอุดตันได้ โดยตัวกลางมีหลายชนิด ดังตารางที่ 2.12



รูปที่ 2.14 กลไกและผลลัพธ์ที่เกิดขึ้นเมื่อมีการเติมตัวกลางในระบบ HMBR  
(Satyawali and Balakrishnan, 2009)

โดยตัวกลางที่ใช้ในระบบ MBR มีหลายชนิด เช่น Broch-Due et al. (1994) ศึกษาตัวกลางฟองน้ำและตัวกลางพลาสติก จุลินทรีย์สามารถยึดเกาะได้ สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูง 10-50 kg COD/m<sup>3</sup>.d และมีประสิทธิภาพการกำจัด COD 65-70% ส่วนตัวกลาง polypropylene แบบลอยตัว มีความหนาแน่น 0.92 พบว่าสามารถกำจัด COD ได้ต่ำกว่า 50% ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.4 kg COD/m<sup>3</sup>.d (Mann et al., 1999) Lee et al. (2001) ศึกษาตัวกลางแบบ looped cord media มีพื้นที่ผิวทั้งหมด 4.37 m<sup>2</sup> ในระบบ SMBR โดยใช้เยื่อกรองชนิด Hollow fiber โดยทำการเดินระบบที่อัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองคงที่ 25 L/m<sup>2</sup>.d ระยะเวลาเก็บกัก 8 ชม. พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงกว่า 98% และการกำจัด NH<sub>4</sub>-N สูง 95% และเกิดการอุดตันต่ำกว่าไม่มีตัวกลางเคลื่อนที่ในระบบ 7 เท่า เนื่องจาก Moving media มีการเคลื่อนที่สัมผัสระหว่างชั้นเล็กและเยื่อกรอง ส่งผลให้ความหนาของชั้นเคลือบลดลง สอดคล้องกับการศึกษาของ Sombatsompop (2007) ศึกษาตัวกลาง cylindrical polypropylene hollow ring ในระบบ MBR พบว่าระบบ MBR แบบมีตัวกลาง Moving media เกิดการอุดตันต่ำกว่าและสามารถเดินระบบได้นานกว่าระบบ MBR

ที่ไม่มีตัวกลางเคลื่อนที่ ตัวกลางถ่านกัมมันต์สามารถทำหน้าที่เป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะและเป็นตัวดูดซับสารพิษได้ (Guo et al., 2008) และสามารถนำมาประยุกต์ใช้กับน้ำเสียได้หลายประเภท (Pirbazari et al., 1996) และลดการอุดตัน และลดความถี่ของการล้างเยื่อกรองได้ (Liu et al., 2007)

ตารางที่ 2.12 การประยุกต์ใช้ตัวกลางในระบบ MBR ในการบำบัดน้ำเสีย

Condition		References		
Parameter	Unit	Liu et al. (2007)	Leyva-Díaz et al. (2013)	Khan et al. (2012) and Khan et al. (2011)
<b>น้ำเสีย</b>				
- ชนิดน้ำเสีย	-	Medicine wastewater	Urban wastewater	High strength synthetic wastewater
- COD loading	kg/m <sup>3</sup> .d	-	-	3
<b>ตัวกลาง</b>				
- ชนิดของตัวกลาง	-	Powdered Activated Carbon	K1 media (AnoxKaldnes AS; Norway)	Polyurethane sponge (1x1x1 cm)
- ความหนาแน่น	g/cm <sup>3</sup>	-	-	30
- จำนวนตัวกลาง	% of reactor volume	2.5 (g/L)	35	15
<b>Operation condition</b>				
- HRT	h	-	26.47	8
- DO	mg/L	-	>2	2
<b>ประสิทธิภาพการบำบัด</b>		กำจัด COD ได้ 89% และสามารถรองรับภาระสารอินทรีย์ได้สูงกว่าไม่เติมตัวกลาง	กำจัด COD 90.7%, TKN 67.3% และกำจัด TP 50.7%	กำจัด COD 97.9%, TKN 73.9% และกำจัด TP 38.3%
<b>การปรับปรุงการอุดตันเยื่อกรอง</b>		สามารถลดการอุดตันได้ และลดความถี่ในการล้างเยื่อกรองได้ 25%	-	สามารถลดการความต้านทานภายใน 14.9% และลดการอุดตันภายนอกได้ 6.9%



## 2.9 การประยุกต์ใช้ระบบ Hybrid membrane bioreactor (HMBR)

ในการประยุกต์ใช้ระบบ Membrane Bioreactor (MBR) ในการบำบัดน้ำเสียเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง เนื่องจากเป็นระบบที่มีข้อดีกว่าระบบแบบดั้งเดิม เช่น คุณภาพน้ำที่ผ่านระบบมีคุณภาพดี และคงที่ สามารถรับภาระอินทรีย์ได้สูงขึ้น มีตะกอนส่วนเกินต่ำ และระบบที่ขนาดกะทัดรัด (Choi et al., 2002) แต่ระบบ MBR มีปัญหาเรื่องการอุดตันเป็นสำคัญ ในปัจจุบันมีการเติมตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ MBR เพิ่มขึ้น ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบในน้ำเสียได้ดี ทำให้ระบบ MBR มีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น รวมทั้งลดการสะสมสารอุดตันที่ผิวหน้าเยื่อกรอง ทำให้สามารถเดินระบบในระยะนานขึ้น ส่งผลให้ความถี่ในการทำความสะอาดเยื่อกรองลดลง รวมเรียกว่า ระบบ Hybrid Membrane Bioreactor (HMBR) โดยมีการศึกษา ดังตารางที่ 2.13 แต่สำหรับการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมยังมีประเด็นเรื่องความเป็นพิษของสีย้อม และสารที่เกิดจากการย่อยสลายของสีย้อม ซึ่งมีความเป็นพิษระดับสูงถึงสูงมาก



ตารางที่ 2.13 การประยุกต์ใช้ตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ MBR

Condition		References						
Parameter	Unit	Li et al. (2005)	Guo et al. (2008)	Liu et al. (2007)	Lee et al. (2006)	Lesage et al. (2008)	Lee et al. (2010)	Quach Thi Thu Thuy (2003)
<b>Wastewater</b>								
- Type	-	Synthetic wastewater	Synthetic wastewater	Medicine wastewater	Reactive dye wastewater	Petroleum wastewater	-	Phenol in industrial wastewater
- Influent COD	mg/L	600-800	320-350	574.8-3,201.3	-		300±10	1200
<b>Experimental set-up</b>								
- Membrane configuration	-	Hollow-fiber	Hollow-fiber	Hollow-fiber	Hollow-fiber	Polysulfone Hollow	I-shaped Hollow	Polyethylene Hollow fiber
- Pore size	µm	0.2	0.1	0.1	0.4	0.2	0.04	0.1
- Filtration area	m <sup>2</sup>	0.4	0.195	1	0.00258	0.1	0.02	0.42
<b>Operation conditions</b>								
- Cycle time (Suction:Off)	min	8:2	60:1	-:5	-			25:4 (3+1)
- Permeate flux	L/m <sup>2</sup> .h					2	15	0.0207-0.0663 (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d)
- Aeration mode								
- Air flow rate	L/min	10-12	9	12-15	-	3 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h	1	5
- DO	mg/L	4-6	-	-	-	2-4	>4	2-3
- MLSS	g/L	4-2-5.6 (MLVSS)	1.25	-	-	9	5.1±0.2	13,980
- SRT	day	30	-	-	-	20	30	20

ตารางที่ 2.13 การประยุกต์ใช้ตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ MBR (ต่อ)

Condition		References						
Parameter	Unit	Li et al. (2005)	Guo et al. (2008)	Liu et al. (2007)	Lee et al. (2006)	Lesage et al. (2008)	Lee et al. (2010)	Quach Thi Thu Thuy (2003)
<b>Media conditions</b>								
- Type	-	PAC	PAC	PAC	PAC	PAC	PAC (200-500 mesh)	GAC (0.2-1.4 mm.)
- Concentration	g/L	1.2	5	2.5	-	0.2 (g/d)	0.1 (gPAC/g MLSS)	5
- Add-Remove	-	Stable	Beginning	Stable	Vary	continuously	dosed one time per day right after sludge withdrawal	Beginning
<b>Conclusions</b>		- เมื่อเติม PAC สามารถเพิ่มอัตราการไหลซึมผ่านเชื้อกรองได้ร้อยละ 32 และมีอัตราการเพิ่มขึ้นของค่า TMP ต่ำลง 1.8 เทียบกับไม่เติม	- ค่า TMP มีอัตราการเพิ่มขึ้นต่ำกว่าไม่เติม PAC เนื่องจาก PAC ดูดซับสารละลายน้ำที่ทำการทำความสะอาดเชื้อกรองลดร้อยละ 25 เมื่อเทียบกับไม่เติม	- เมื่อเติม PAC สามารถลดการอุดตันได้ ทำให้ความถี่ในการทำความสะอาดเชื้อกรองลดลงร้อยละ 25 เมื่อเทียบกับไม่เติม	- เมื่อเติม PAC สามารถลดและรวมตะกอน ซึ่งสามารถลดการอุดตันภายใน และลดการสะสมขึ้นที่กักได้	- เมื่อเติม PAC protein & carbohydrate ค่าสูงกว่าเติม PAC 5 เท่า	- อัตราการดูดซับของ MBR สูงกว่าเติม PAC 5 เท่า	- Phenol adsorption capacity ของ GAC 12.3 mg/g ส่วน biomass สามารถดูดซับ 10 <sup>-6</sup> mg/g VSS - Membrane resistance BAC (13.57 kPa) ส่วน AS-MBR (12.66 kPa) ซึ่งมีการเปลี่ยน
	- การดูดซับมีลักษณะใกล้เคียงกันทั้งที่มีการเติม และไม่เติม PAC แต่ที่มีการเติม PAC มีค่าความต้านทานรวมต่ำกว่าไม่เติมร้อยละ 44	- ปริมาณ MLSS ในระบบ MBR ที่เติม PAC มีค่าสูงถึง 10 g/L เนื่องจากมีจุลินทรีย์ยึดเกาะผิวเพิ่มขึ้น ส่วนไม่เติมมีค่าเพียง 2.58 g/L	- ปริมาณ MLSS ในระบบที่เติม PAC มีค่าสูงกว่าร้อยละประมาณ 30.4 เมื่อเทียบกับไม่มีการเติม PAC	- ประสิทธิภาพการกำจัดซีร็อกซ์สูงร้อยละ 99.9 และสามารถดูดซับสารที่เกิดจากการย่อยสลายอาหารของจุลินทรีย์จะลดลงเรื่อยๆ และเมื่อผ่านไป 20 ชม. OUR สูงขึ้น	- PAC จะดูดซับสารพิษที่ผิวแล้วจึงเกิด desorption โดยเกิดขึ้นทั้งเติมและไม่เติม	- ขนาดโมเลกุลมีขนาดใกล้เคียงกันทั้งเติมและไม่เติม	- BAC จะเพิ่มขึ้นอย่างช้าตั้งแต่วันที่ 24	- BAC-MBR มี bound EPS สูง และ soluble EPS ต่ำ ซึ่งส่งผลต่อลักษณะการอุดตัน
	- มีการเพิ่มขึ้นของ porosity	- ประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ COD สูงกว่าไม่เติม PAC ประมาณร้อยละ 4	- ระบบ MBR ที่เติม PAC สามารถกำจัด COD ได้ประมาณร้อยละ 89 และสามารถรองรับภาระสารอินทรีย์ได้สูงกว่าไม่มีการเติม PAC					

## 2.10 ความสำคัญของการศึกษา

### 2.10.1 น้ำเสียฟอกย้อม

ในปัจจุบันภาคอุตสาหกรรมสิ่งทอนับว่ามีความสำคัญต่อประเทศไทย มีการส่งออกสินค้าจากภาคอุตสาหกรรมสิ่งทอ และเครื่องนุ่งห่มสูงถึงร้อยละ 77 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2550; ศูนย์ข้อมูลสิ่งทอ สถาบันพัฒนาอุตสาหกรรมสิ่งทอ, 2548) ซึ่งกระบวนการฟอกย้อมประกอบด้วยขั้นตอน การเตรียมผ้า ซึ่งประกอบด้วยหลายขั้นตอน การเผาขน การลอกแป้ง การกำจัดสิ่งสกปรก การฟอกขาว การชุบมัน ต่อจากนั้นเป็นกระบวนการฟอกย้อม และตกแต่ง ซึ่งในแต่ละขั้นตอนมีการใช้สารเคมี การใช้น้ำในปริมาณมาก ในปัจจุบันสีรีแอคทีฟเป็นสีที่ความนิยมใช้ รวมทั้งสีย้อมที่มีโครงสร้างทางเคมีที่มีพันธะอะโซ (-N=N-) และเป็นสีที่ย่อยสลายได้ยากที่สุด ละลายน้ำได้ดี (ประรัชกรณ์ สาริตคุณ, 2546) มีค่า BOD ประมาณ 100-1,000 mg/L และมีค่า COD ประมาณ 500-1,200 mg/L ซึ่งปริมาณสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก และมีสีย้อม สารทำความสะอาด เป็นต้น จะมีสัดส่วน BOD/COD 0.09-0.34 ซึ่งย่อยสลายได้ยาก และมีสารประกอบอะโรมาติก ซึ่งสารก่อมะเร็ง สารก่อการกลายพันธุ์ ส่งผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ และสามารถยับยั้งการเกิดปฏิกิริยา biological oxidation และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการจัดการอย่างเหมาะสม

### 2.10.2 ความต้องการการบำบัดขั้นต้นด้วยระบบไร้อากาศ

ระบบบำบัดทางชีวภาพเป็นระบบที่ได้รับความนิยม เนื่องจากเป็นระบบที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม โดยใช้จุลินทรีย์ในการย่อยสลาย แต่สีเป็นสารที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า ต้องการสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม เช่น สภาวะไร้ออกซิเจน หรือมีออกซิเจน จึงทำให้มีจุลินทรีย์หลายสายพันธุ์ทำให้มีการย่อยสลายหลายรูปแบบ ขั้นตอนแรกในการย่อยสลายสีนิยมใช้ระบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากจุลินทรีย์มีการปล่อยเอนไซม์แบบไม่เฉพาะเจาะจงออกมาภายนอก (Extracellular enzymes) รวมทั้งเอนไซม์ที่อยู่ภายในเซลล์ (Intracellular enzymes) มาช่วยย่อยสลายสารที่มีโครงสร้างซับซ้อน โมเลกุลใหญ่ให้มีขนาดโมเลกุลเล็กย่อยสลายได้ง่ายขึ้น โดยมีการศึกษาการกำจัดสีอะโซ (C.I. Direct Black 38) ด้วย Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 72 ชม. โดยมีอัตราการอะรีเรียซ์ 1.79 kg/m<sup>3</sup> สามารถกำจัดสีพันธะอะโซได้ 98% และ COD ได้ 76% (Sponza and Isik, 2005) แต่ทำให้เกิดสารประกอบอะโรมาติก ส่วนระบบใช้ออกซิเจนสามารถกำจัดสี Direct Black ได้ 72% แต่ใช้ระยะเวลาเก็บกักนานถึง 38 วัน (Isik and Sponza, 2003) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องบำบัดขั้นต้นด้วยระบบไร้อากาศเพื่อกำจัดสีที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย

ฟอกย้อม รวมทั้งย่อยสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากให้มีโมเลกุลเล็กกลง สามารถย่อยสลายได้ง่ายขึ้น และสามารถลดระยะเวลาการบำบัดได้

### 2.10.3 ความต้องการการใช้ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง

เนื่องจากสีฟอกย้อมและสารประกอบที่แตกตัวจากสี พบว่ามีระดับความเป็นพิษสูง ส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ เช่น จุลินทรีย์ และสัตว์น้ำ เช่น Aniline ส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสีย โดยทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันต่ำ (Kim et al., 2003) แม้ปริมาณเพียงเล็กน้อยสามารถยับยั้งการเกิดปฏิกิริยา biological oxidation และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ได้ ดังนั้นทำให้ในระบบมีจุลินทรีย์ลดลง จึงมีการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีเยื่อกรองร่วมกับระบบชีวภาพ ซึ่งสามารถกรองจุลินทรีย์สูงกว่าระบบชีวภาพแบบดั้งเดิม (Gali and Levinsky, 2006; Lerner et al., 2007) และของแข็งแขวนลอยได้ร้อยละ 100 เมื่อเทียบกับระบบชีวภาพแบบดั้งเดิมสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้ร้อยละ 85 (Wisniewski, 2007) ส่งผลให้ระบบสามารถรับภาระอินทรีย์และสารพิษได้มากขึ้น ลดระยะเวลาเก็บกักได้ ซึ่งเรียกว่าระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง แต่ระบบมีข้อจำกัดเรื่องการอุดตัน จึงจำเป็นต้องมีการจัดการการอุดตัน

### 2.10.4 ความต้องการตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง

ในการประยุกต์ใช้ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง มีข้อจำกัดเรื่องการอุดตัน ซึ่งทำให้อัตราน้ำซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate flux) ลดลง ทำให้ต้องใช้พลังงานสูงเพื่อให้อัตราน้ำซึมผ่านเยื่อกรองคงที่ ดังนั้นกระบวนการกรองผ่านเยื่อกรองจะต้องมีการทำความสะอาดเยื่อกรองเพื่อลดการสะสมของสารต่าง ๆ บนผิวที่เป็นสาเหตุของการอุดตัน โดยในปัจจุบันยังไม่มีวิธีจัดการการอุดตันที่ชัดเจน ซึ่งการติดตั้งอุปกรณ์เสริมเพื่อชะลอการอุดตันให้ช้าลง การใช้อากาศเพื่อลดการอุดตัน การหยุดพักการกรอง การล้างย้อนเยื่อกรอง หรือใช้หลายวิธีร่วมกัน เพื่อให้สามารถควบคุมการอุดตันของเยื่อกรองได้ และช่วยเพิ่มอัตราน้ำซึมผ่านเยื่อกรองได้ (Schoeman and Novhe, 2007) แต่การจัดการดังกล่าวมีขีดจำกัดในการลดการอุดตัน จึงได้มีการประยุกต์ใช้ตัวกลางถ่านกัมมันต์เพื่อช่วยลดการอุดตัน โดยมีแรงเฉือนระหว่างชั้นเค้กและผิวเยื่อกรองที่เพิ่มขึ้น ส่งผลให้มีการสะสมของชั้นเค้กลดลง (Park et al., 1999; Satyawali et al., 2009) และสารอุดตันถูกเกิดการรวมตัวของสารอุดตันที่ฟิล์มชีวมวล จึงทำให้คงเหลือสารอุดตันในระบบลดลง (Guo et al., 2008; Li et al., 2005) ทำให้สามารถลดการอุดตันได้ และส่งผลให้ระบบสามารถเดินระบบได้นานขึ้น

เมื่อพิจารณาการทำงานระหว่างตัวกลางร่วมกับระบบชีวภาพด้วยระบบ Granular activated carbon-sequencing batch reactor (GAC-SBR) พบว่าตัวกลางถ่านกัมมันต์สามารถช่วยให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดสโตรีคซ์ได้เพิ่มขึ้นประมาณร้อยละ 7 เมื่อเทียบกับไม่มีการเติมตัวกลาง ตัวกลางยังช่วยให้จุลินทรีย์ยึดเกาะได้ ทำให้จุลินทรีย์ในระบบมีปริมาณเพิ่มขึ้นร้อยละ 5-15 และช่วยทำให้ระบบตกตะกอนได้ดีขึ้น โดยมีค่า SVI ต่ำกว่าระบบ SBR ร้อยละ 20 ทำให้ตะกอนหลุดปนกับน้ำออกลดลง ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยได้สูงขึ้น (Sirianuntapiboon et al., 2007) โดย นิตยา ภาสุกพันธุ์ (2545) ได้ยืนยันการยึดเกาะของจุลินทรีย์บนผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์ จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscope, SEM) พบว่ามีจุลินทรีย์ยึดเกาะบนผิวตัวกลาง ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสโตรีคซ์สูงกว่าระบบไม่มีตัวกลาง รวมทั้งระบบมีจุลินทรีย์ทั้งสายพันธุ์ autotrophic (Meidl, 1997) และ heterotrophic (Lim et al., 2002) ที่สามารถรองรับสารประกอบที่เป็นพิษและยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ได้ เมื่อพิจารณาขนาดอนุภาคในระบบ MBR จะมีการกระจายอนุภาคขนาดเล็กตกตะกอนได้ไม่ดีเมื่อเทียบกับระบบเอสแบบดั้งเดิม (Zhang et al., 1997; Cicek et al., 1999) แต่เมื่อมีการเติมถ่านกัมมันต์ทำให้ขนาดอนุภาคมีขนาดใหญ่ขึ้นทำให้ตะกอนสามารถตกตะกอนได้ดีขึ้น (Satyawali and Balakrishnan, 2009) และตัวกลางเกิดการเสียดสีกับผิวเยื่อกรองทำให้ชั้นเค้กที่สะสมลดลง ทำให้ระบบสามารถรองรับอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองสูงขึ้นได้ ส่งผลให้อัตราการอุดตันช้าลง และสามารถเดินระบบได้นานขึ้นเมื่อมีการเติมถ่านกัมมันต์ในระบบ (Munz et al., 2007)

ดังนั้นการประยุกต์ใช้ตัวกลางถ่านกัมมันต์ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดได้ เป็นที่ยึดเกาะจุลินทรีย์เพิ่มความสามารถรองรับสารประกอบที่เป็นพิษ และเพิ่มแรงเสียดระหว่างชั้นเค้กและผิวเยื่อกรอง ทำให้เกิดการสะสมของชั้นเค้กลดลง ส่งผลให้การอุดตันเกิดขึ้นช้าลง

## บทที่ 3

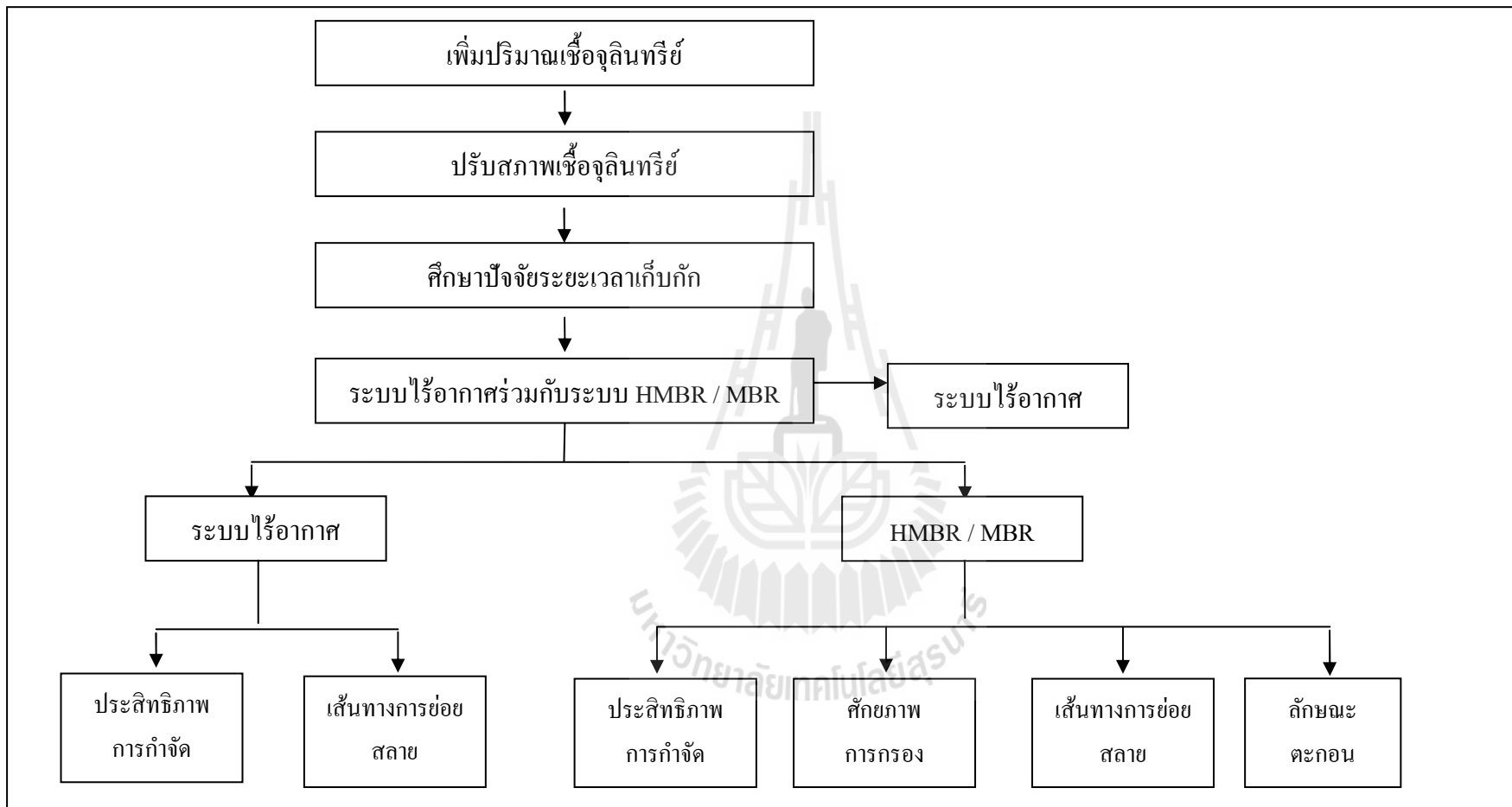
### การดำเนินการวิจัย

#### 3.1 การดำเนินการวิจัย

การวิจัยเพื่อการศึกษาการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จากกระบวนการเตรียมผ้าและการย้อมในอุตสาหกรรมฟอกย้อม โดยใช้ระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง (Hybrid Membrane Bioreactor, HMBR) โดยใช้ถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลาง เปรียบเทียบกับระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง (Membrane Bioreactor, MBR) โดยพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สี สารประกอบที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายและพิจารณาเส้นทางการย่อยสลายสี รวมทั้งพิจารณาปัจจัยที่มีผลต่อการควบคุมระบบ HMBR โดยควบคุมระยะเวลาเก็บกัก ซึ่งมีผลต่อการบำบัดทางชีวภาพ และพิจารณาลักษณะตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบซึ่งมีผลต่อการอุดตันเยื่อกรอง โดยดำเนินการตามขั้นตอนดังรูปที่ 3.1

#### 3.2 การสังเคราะห์น้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อม

น้ำเสียที่มาจากกระบวนการฟอกย้อมจะประกอบด้วยสารอินทรีย์ และมีสารเคมีต่างๆ เช่น สีย้อม กรด ด่าง และสารตกค้างอื่นๆ เป็นต้น ทำให้น้ำเสียนี้อาจมีค่า COD สูง ค่าความเป็นด่างสูง และมีความเป็นพิษ โดยเฉพาะน้ำเสียจากกระบวนการย้อมสี มีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก และสีย้อมที่มีโครงสร้างซับซ้อนสูง รวมทั้งมีความเป็นพิษต่อมนุษย์และสิ่งมีชีวิต ดังนั้นในการศึกษาวิจัยครั้งนี้จึงเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้ลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการย้อมสี โดยกำหนดให้สัดส่วนของ BOD:COD อยู่ในช่วง 0.15 ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้อ้างอิงการศึกษาของ Pasukphun and Vinitmantharat, 2006 แสดงดังตารางที่ 3.1 โดยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้มีลักษณะแสดงดังตารางที่ 3.2 โดยมีค่า TCOD ประมาณ 1,000 มก. ต่อลิตร ซึ่งมีสัดส่วนปริมาณสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในรูปสารอินทรีย์ละลายน้ำ โดยมีค่า SCOD 71.4% ของ TCOD และสีที่ใช้ในการสังเคราะห์เป็นสีรีแอคทีฟสีแดง (Reactive Red 141) ซึ่งเป็นสีที่ละลายน้ำได้สูง และเป็นสีที่มีพันธะไดอะโซ กลุ่มซัลโฟเนต สามารถกำจัดได้ยาก (สุนันทา เลาวัณย์ศิริ, 2544) โดยมีคุณสมบัติดังตารางที่ 3.3 และมีโครงสร้างดังรูปที่ 3.2



รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการดำเนินการวิจัยโดยรวม



ตารางที่ 3.1 ส่วนประกอบของการสังเคราะห์น้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อม

(Pasukphun and Vinitnantharat, 2006)

ลำดับ	รายการสารเคมี	ปริมาณสารเคมี (มิลลิกรัมต่อลิตร)
1	Starch	900
2	Polyvinyl alcohol (PVOH)	150
3	Polyacrylic acid	50
4	NaOH	110
5	Reactive Dye (Reactive Red 141)	100
6	<b>Nutrients</b>	
	6.1 $\text{KH}_2\text{PO}_4$	67
	6.2 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	26
	6.3 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	28
	6.4 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	6
7	<b>Trace elements</b>	
	7.1 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	50
	7.2 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.11
	7.3 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	1
	7.4 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	3.92
	7.5 $\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2.48
	7.6 $\text{NaB}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$	1.77
	7.7 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.25

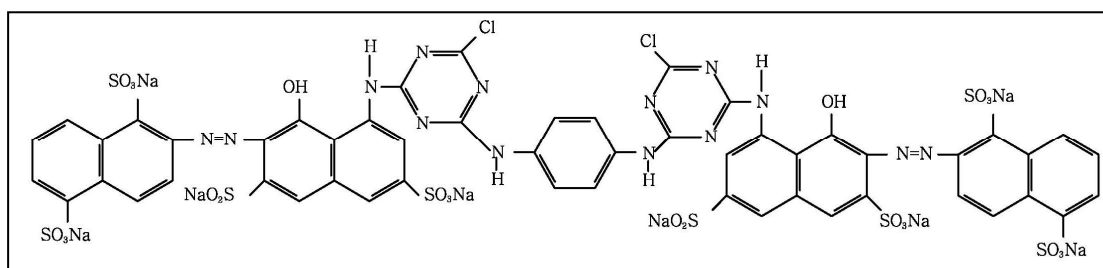
ตารางที่ 3.2 คุณลักษณะของน้ำเสียฟอกย้อมสังเคราะห์

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่า
ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	1000±58
ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	714±41
บีโอดีทั้งหมด (TBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	150±6
บีโอดีละลายน้ำ (SBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	107±2
เจลดาคาร์บอนไนโตรเจนทั้งหมด (TKN)	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร	8.8±1.3
ไนไตรต์ (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร	<0.1
ไนเตรต (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร	<0.1
ฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5.0±0.2
สีรีแอคทีฟเรด 141	มิลลิกรัมต่อลิตร	100±2

หมายเหตุ: ค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตารางที่ 3.3 คุณสมบัติ Reactive Red 141

คุณสมบัติ	รายละเอียด
Chemical formula	C <sub>32</sub> H <sub>26</sub> C <sub>12</sub> N <sub>14</sub> Na <sub>8</sub> O <sub>26</sub> S <sub>8</sub>
Molecular weight	1773.8
Charge	Negative
Main functional group	Diazo
Color	Bright bluish red



รูปที่ 3.2 โครงสร้างสี Reactive Red 141

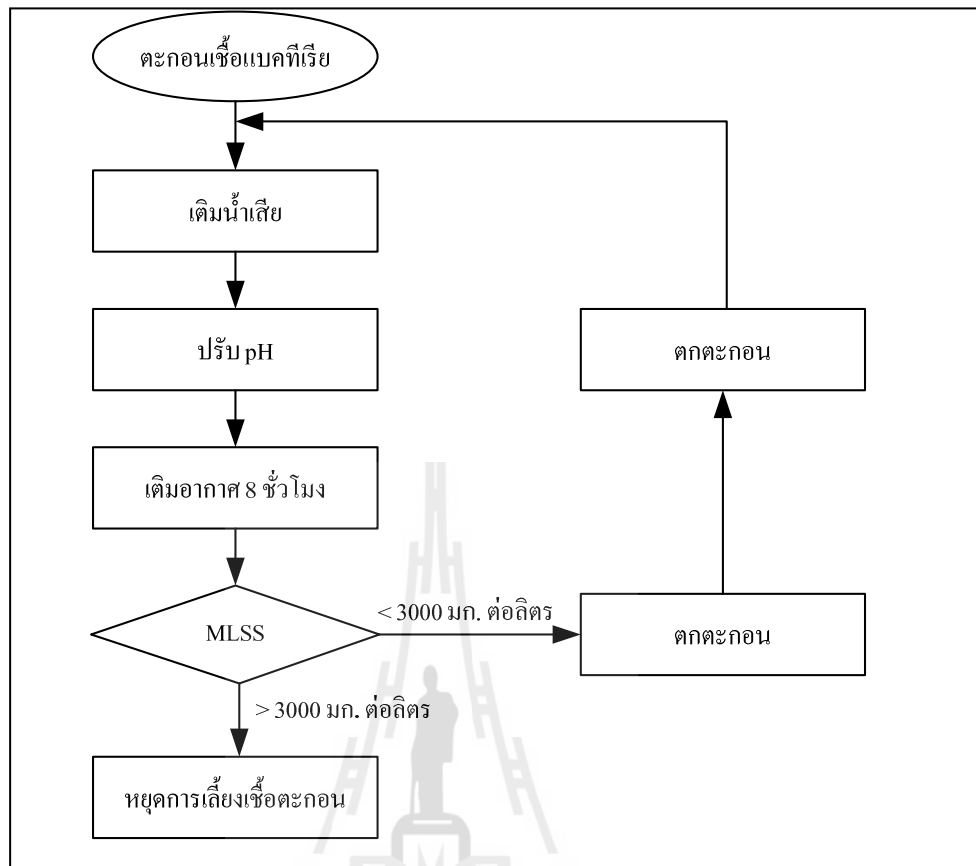
### 3.3 การเตรียมเชื้อจุลินทรีย์สำหรับวิจัย

#### 3.3.1 การเพิ่มปริมาณเชื้อจุลินทรีย์

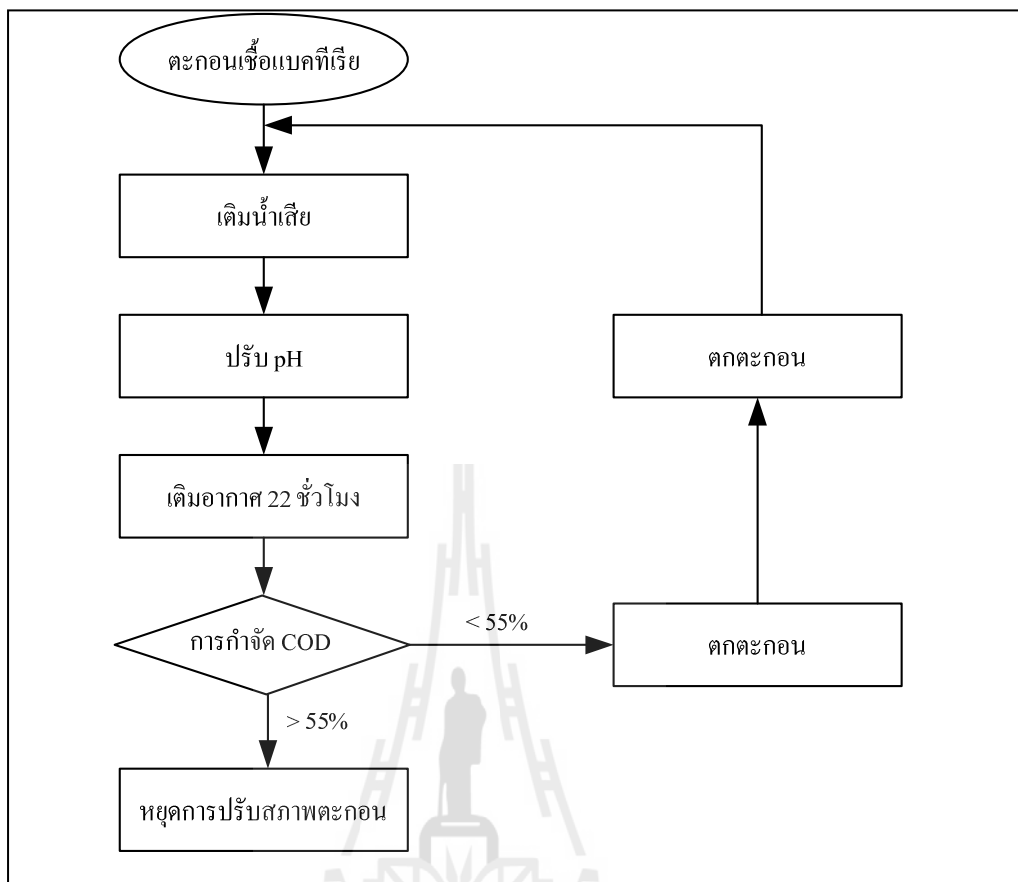
ดำเนินการนำเชื้อจุลินทรีย์จากระบบตะกอนเร่งน้ำเสียชุมชน มาเพาะเลี้ยงให้มีเพิ่มปริมาณให้เพียงพอต่อการงานวิจัย ตาม Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA et al., 2005) โดยจัดเตรียมใส่ถัง 3 ลิตร ดำเนินการทดลองแบบกะ แสดงขั้นตอนการเพิ่มปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ดังรูปที่ 3.3 โดยทำการเติมน้ำเสียในระบบ ที่ใช้แป้งมันสำปะหลังเป็นแหล่งคาร์บอน 1 ลิตรต่อวัน และทำการปรับ pH  $7.0 \pm 0.2$  แล้วจึงทำการเติมอากาศเป็นเวลา 8 ชม. ตกตะกอน 3 ชม. ระบายน้ำส่วนบน 0.5 ชม. และเมื่อปริมาณ MLSS ในระบบมากกว่า 3,000 มก.ต่อลิตร จึงหยุดการเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ แล้วจึงดำเนินการปรับสภาพจุลินทรีย์ต่อไป (Patcharin Racho, 2009)

#### 3.3.2 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

ดำเนินการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับน้ำเสียสังเคราะห์จากอุตสาหกรรมฟอกย้อมที่มีสีรีแอกทีฟปนเปื้อนที่มีค่า COD 1,000 มก. ต่อลิตร และความเข้มข้นสี 100 มก. ต่อลิตร โดยมีขั้นตอนการดำเนินการแสดงดังรูปที่ 3.4 โดยใช้ชุดทดลองขนาด 3 ลิตร ดำเนินการเป็นแบบกะ โดยมีเงื่อนไขการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ดังตารางที่ 3.4 โดยเริ่มต้นการเติมน้ำแบบเพิ่มความเข้มข้น 5 % ของความเข้มข้น ทุก 2 วัน และปรับค่า pH  $7.0 \pm 0.2$  จนถึงความเข้มข้นที่ใช้ในการทดลอง มีการเติมน้ำโดยใช้เวลาประมาณ 0.5 ชม. เติมอากาศ 22 ชม. และปล่อยตกตะกอน 1 ชม. และระบายน้ำส่วนบน 0.5 ชม. ออกเป็นวงรอบ โดยพิจารณาการกำจัด COD มากกว่า 55% แสดงว่าเชื้อจุลินทรีย์ปรับสภาพสมบูรณ์ (Abu-Ghunmi and Jamrah, 2006)



รูปที่ 3.3 ขั้นตอนการเพิ่มปริมาณเชื้อจุลินทรีย์



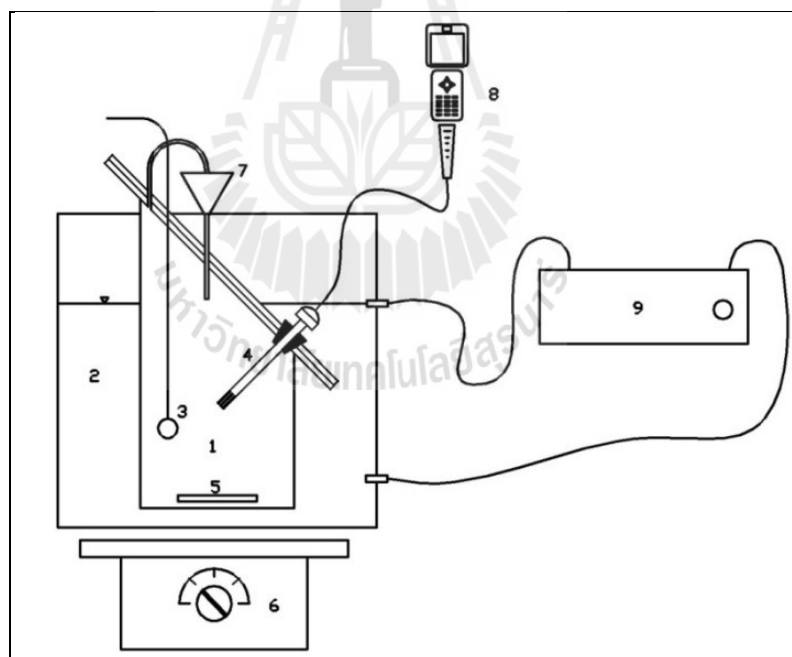
รูปที่ 3.4 ขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

ตารางที่ 3.4 สภาวะการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

สภาวะการเดินระบบ	ค่า
HRT (ชม.)	24
MLSS (มก. ต่อลิตร)	3,000
COD (มก. ต่อลิตร)	1,000±100
อุณหภูมิ (°C)	อุณหภูมิห้อง
pH	7.0±0.2

### 3.4 การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

หาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์โดยการวัดอัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen Uptake Rate; OUR) ด้วยชุดการทดลองวัดการหายใจ ประกอบด้วยชุดวัดการหายใจ (Respirometric cell) (Zhou et al., 2009) รูปทรงกระบอกแบบปิดมีปริมาตรทั้งหมด 960 มิลลิลิตร โดยให้ฝาปิดส่วนบนมีความลาดเอียงเพื่อให้ฟองอากาศสามารถออกจากชุดวัดการหายใจได้โดยง่าย และทำให้มีพื้นที่ในการแลกเปลี่ยนออกซิเจนกับอากาศภายนอกลดลง เพื่อให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีความคงตัวมากขึ้น โดยภายในชุดวัดการหายใจมีการติดตั้งหัวฟู่เติมอากาศ แท่งแม่เหล็ก (Magnetic bar) ช่วยในการทำให้เกิดการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ภายในชุดวัดการหายใจ ชุดเติมสารอาหารเข้าระบบ โพรบวัดค่าออกซิเจนพร้อมเครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ โดยบันทึกข้อมูลแบบอัตโนมัติทุก 5 นาที แสดงดังรูปที่ 3.5 (Wichitsathian, 2004) รวมทั้งทำการควบคุมอุณหภูมิให้คงที่  $30.0 \pm 0.5$  °C ด้วยชุดหมวนเวียนน้ำและอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ โดยมีรายละเอียดพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ใช้ในการศึกษาดังตารางที่ 3.5



รูปที่ 3.5 ชุดการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจน 1) ชุดวัดการหายใจ 2) ชุดหมวนเวียนน้ำ 3) หัวฟู่เติมอากาศ 4) โพรบวัดค่าออกซิเจน 5) แท่งแม่เหล็ก 6) เครื่องกวนแม่เหล็ก 7) ชุดเติมสารอาหาร 8) เครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และ 9) อ่างควบคุมอุณหภูมิ

ตารางที่ 3.5 พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate)

พารามิเตอร์ที่ใช้	น้ำเสียฟอกย้อม	น้ำผ่านการบำบัด ด้วยระบบไร้อากาศ
pH	7.0±0.2	7.0±0.2
อุณหภูมิ (°C)	30.0±0.5	30.0±0.5
$X_0$ (mg MLVSS/L)	400	400
$S_0$ (mg COD/L)	15.10-129.38	5.25-87.58
$S_0/X_0$ ratio ( $d^{-1}$ )	0.0378-0.3234	0.0131-0.2189
สารละลาย ATU (mg/L)	10	10

ในการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนด้วยวิธีวัดการหายใจ มีขั้นตอนดังนี้ (Ekama et al., 1986)

1) ดำเนินการเติมตะกอนที่ทราบความเข้มข้น (X) ลงในชุดวัดการหายใจ โดยไม่เติมสารอาหาร และเติมอากาศจนปริมาณออกซิเจนละลายนี้ ค่าเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วงประมาณ 6-8 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งใช้เวลาไม่น้อยกว่า 2 ชั่วโมง แล้วจึงหยุดเติม

2) เติมสารละลาย Allylthio urea (ATU) ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร (Reuschenbach, Pagga, and Strotmann, 2003) เพื่อยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ในระหว่างการทดลอง ดังนั้นการนำออกซิเจนไปใช้ในการหายใจของจุลินทรีย์ที่บันทึกค่าได้ในช่วงนี้เป็นค่า  $OUR_{endo}$

3) เติมสารอาหารที่ทราบความเข้มข้น (S) ปิดระบบเพื่อไม่ให้อากาศภายนอกเข้าระบบ และบันทึกค่าปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่ค่อยๆ ลดลง เนื่องจากแบคทีเรียแบบเฮเทอโรโทรฟิกนำออกซิเจนไปใช้จนกระทั่งค่าออกซิเจนละลายน้ำต่ำกว่า 2 mg/L ซึ่งทำให้เกิดการหายใจในช่วงเอนโดจีนัส (Endogenous respiration) แล้วจึงบันทึกค่าในช่วงนี้เป็นค่า  $OUR_{total}$

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

หลังจากทำการทดลองเสร็จสิ้นนำข้อมูลที่ได้ออกจากการทดลองการวัดการหายใจ ไปทำการหาค่าอัตราการนำออกซิเจนไปใช้เพื่อใช้ในการคำนวณหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ ได้แก่ ค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ( $\mu_{max}$ ) ค่าอัตราการใช้อาหาร ( $r_x$ ) ค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ที่จุดอัตราเจริญเติบโตจำเพาะมีค่า 1/2 ของอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ( $K_s$ ) และค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Y) โดยใช้สมการทางจลนศาสตร์ของโมนอด แสดงดังภาคผนวก ก.

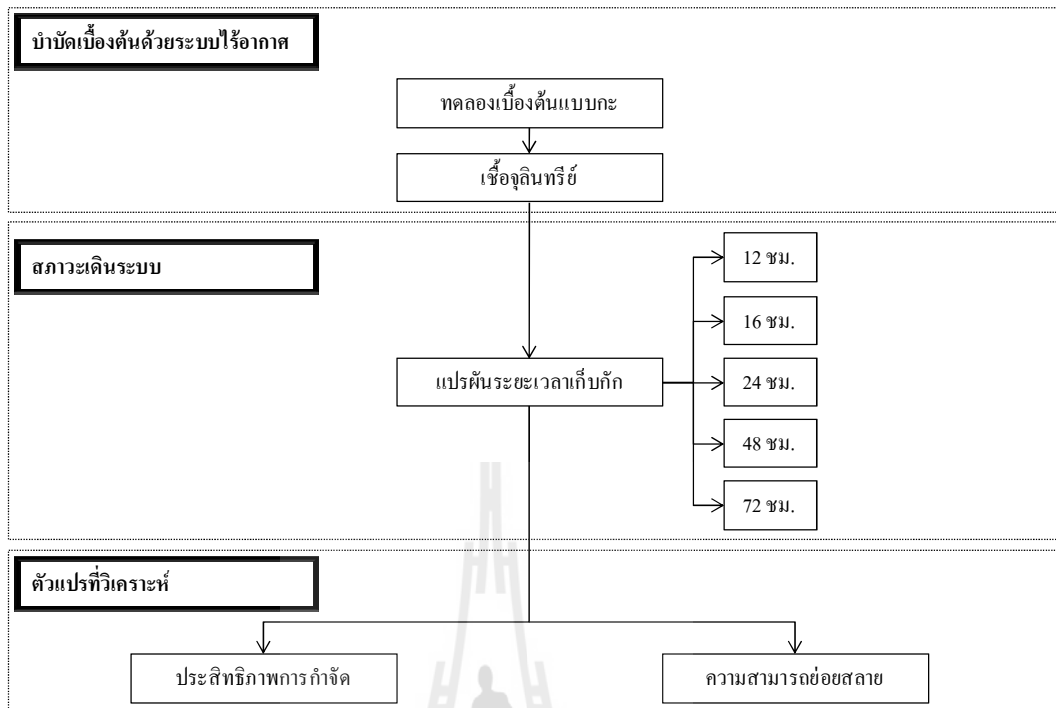
### 3.5 การศึกษาปัจจัยระยะเวลาเก็บกักต่อการปรับคุณลักษณะน้ำเสียฟอกย้อมโดยระบบไร้อากาศ

ดำเนินการศึกษาปัจจัยระยะเวลาเก็บกักที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสี และสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะการเดินระบบไร้อากาศแสดงขั้นตอนดังรูปที่ 3.6 ดำเนินการทดลองเป็นแบบกะและทดลองเป็นแบบขนาน มีชุดทดลองขนาด 4 ลิตร จำนวน 5 ชุด แสดงดังรูปที่ 3.7 ควบคุมระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. 16 ชม. 24 ชม. 48 ชม. และ 72 ชม. ควบคุมค่า pH  $7.0 \pm 0.2$  ทดลองภายใต้อุณหภูมิห้อง และมีการกวนช้า โดยมีการเติมน้ำเสียฟอกย้อมโดยใช้เวลาประมาณ 0.5 ชม. กวนช้า 6 ชม. และปล่อยตกตะกอน 1 ชม. และระบายน้ำส่วนบน 0.5 ชม. ออกเป็นวงรอบ โดยมีการแสดงรายละเอียดปริมาณการเติมน้ำเสียแต่ละวงรอบ และภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในการเดินระบบดังตารางที่ 3.6 โดยวิเคราะห์ค่า COD และสี โดยวิเคราะห์อ้างอิง Standard Methods (APHA, et al., 2005) และ BOD วิเคราะห์ด้วยเครื่อง OxiTop และนำมาพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด COD BOD และสี และความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพ โดยพิจารณาจากสัดส่วน BOD/COD โดยนำค่าประสิทธิภาพและค่าความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพมาพิจารณาเลือกระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสม เพื่อนำมาเดินระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรอง (MBR) และระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองแบบมีตัวกลาง (HMBR)

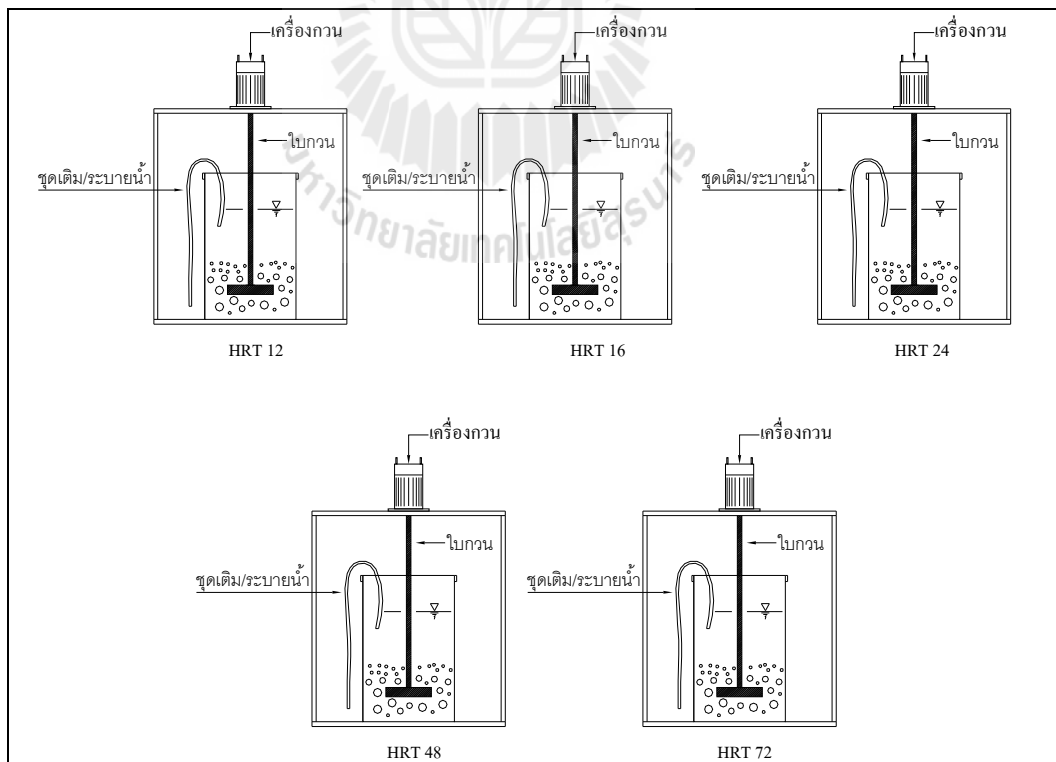
ตารางที่ 3.6 การเดินระบบภายใต้สภาวะไร้อากาศ

ระยะเวลาเก็บกัก (h)	ปริมาณการเติมน้ำเสีย (L/d)	ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (kg COD/m <sup>3</sup> .d)
12	8.0	1.80-2.20
16	6.0	1.35-1.65
24	4.0	0.90-1.10
48	2.0	0.45-0.55
72	1.3	0.30-0.37





รูปที่ 3.6 ขั้นตอนการทดลองหาระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมของระบบ ไร้อากาศ



รูปที่ 3.7 ชุดการทดลองระบบ ไร้อากาศ

### 3.6 การเตรียมชุดทดลองระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR และระบบ HMBR

#### 3.6.1 การจัดเตรียมชุดทดลอง

ดำเนินการจัดเตรียมชุดทดลองสำหรับการศึกษา ประกอบด้วย 2 ชุดการทดลอง ระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR และระบบ HMBR แสดงดังรูปที่ 3.8 และ 3.9 ประกอบด้วยถังเก็บน้ำเสีย และระบบปั๊มน้ำเสียเข้าสู่ระบบไร้อากาศ ความจุ 20 ลิตร ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 20 เซนติเมตร สูง 80 เซนติเมตร โดยมีการติดตั้งเครื่องกวนความเร็วรอบต่ำ 60 rpm และมีชุดควบคุมระดับน้ำเพื่อทำการสั่งให้ปั๊มน้ำปั๊มน้ำเสียเข้าสู่ระบบ และน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศไหลโดยอิสระสู่ระบบ MBR และ HMBR โดยระบบ MBR และระบบ HMBR ความจุ 10 ลิตร ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 15 เซนติเมตร สูง 100 เซนติเมตร มีการติดตั้งชุดเติมอากาศไว้ส่วนล่างของชุดทดลอง ให้มีค่าออกซิเจนในน้ำอยู่ในช่วง 2-4 mg/L ติดตั้งเยื่อกรองไว้ส่วนกลางถึงมีรายละเอียดดังตารางที่ 3.7 โดยเยื่อกรองที่ใช้เป็นชนิด Hollow Fiber Membrane ซึ่งมีราคาถูก ทำความสะอาดเยื่อกรองได้ง่าย ผลิตจากวัสดุ Polyacrylonitrile (PAN) ที่มีคุณสมบัติชอบน้ำช่วยป้องกันการอุดตันอินทรีย์ที่เป็นสารอุดตันได้ (Choi et al., 2002) มีพื้นที่ผิว 0.9 ตร.ม. และรูพรุน 0.4 ไมครอน เป็นการกรองระดับไมโคร (Microfiltration) ซึ่งสามารถกักเก็บจุลินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และมีการติดตั้งชุดควบคุม pH 7.0±0.2 ระบบสูบน้ำใส่โดยปั๊ม Peristaltic และมีการล้างย้อนด้วยลม โดยมีวงรอบการทำงาน ทำการกรอง 60 นาทีล้างย้อนด้วยลม 4 นาที ด้วยอัตรา 2 ลิตรต่อนาที และระบายลมในระบบ 1 นาที ควบคุมด้วยวาล์ว Solenoid และติดตั้ง Vacuum gauge เพื่อบันทึกค่าแรงดันซึมผ่านเยื่อกรอง (Transmembrane pressure, TMP) การควบคุมปริมาณแบคทีเรียในระบบให้มีค่า MLSS ช่วง 10,000-12,000 มก. ต่อลิตร (Wichitsathian, 2004) และอายุสัปดาห์ 15 วัน (Lourenco et al., 2001)

ตารางที่ 3.7 รายละเอียดเยื่อกรอง

ตัวแปรต่างๆ	รายละเอียด
Membrane surface (ตร.ม.)	0.9
Type of module	Hollow Fiber Membrane
Membrane material	Polyacrylonitrile (PAN)
Nominal pore size (ไมครอน)	0.4

สำหรับระบบ HMBR มีการเติมตัวกลางถ่านกัมมันต์ โดยตัวกลางมีลักษณะดังแสดงในตารางที่ 3.8 มีขนาดของตัวกลางอยู่ในช่วง 0.425-0.600 mm และมีความหนาแน่น 0.48 เพื่อให้ตัวกลางสามารถเคลื่อนตัวภายใต้สภาวะเติมอากาศในระบบได้ดี (Lesage et al., 2008) และกำหนดให้มีพื้นที่ผิวจำเพาะอยู่ในช่วง 1,050-1,100 ตารางเมตรต่อกรัม เนื่องจากลักษณะดังกล่าว ถ่านกัมมันต์มีรูพรุนขนาดเล็ก (Micropore) ในสัดส่วนสูงช่วยให้มีพื้นที่ผิวเพิ่มสูงขึ้น (Lesage et al., 2008) ส่งผลให้สามารถดูดซับและเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์และสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น หลังจากนั้นนำถ่านกัมมันต์ที่คัดขนาดแล้วไปอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมง และทำการเติมปริมาณตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR ดังสมการที่ 3.1 (Metcalf and Eddy, 2003)

$$X_p = X_I \left( \frac{SRT}{HRT} \right) \quad (3.1)$$

โดยที่  $X_p$  = ปริมาณ MLVSS และตัวกลางถ่านกัมมันต์ (mg/L)

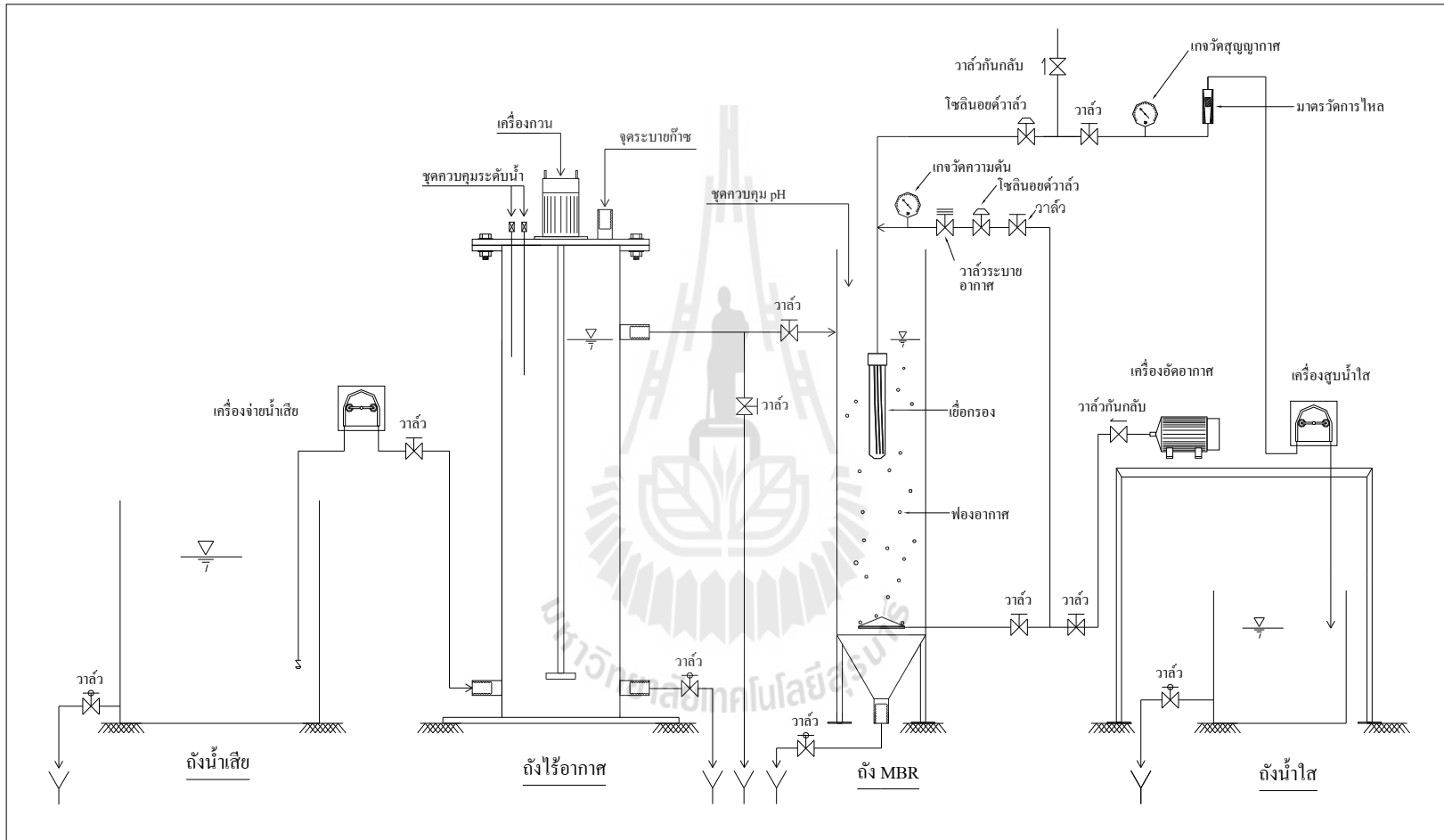
$X_I$  = ปริมาณตัวกลางถ่านกัมมันต์ (mg/L)

$SRT$  = อายุสัตจจ์ (วัน)

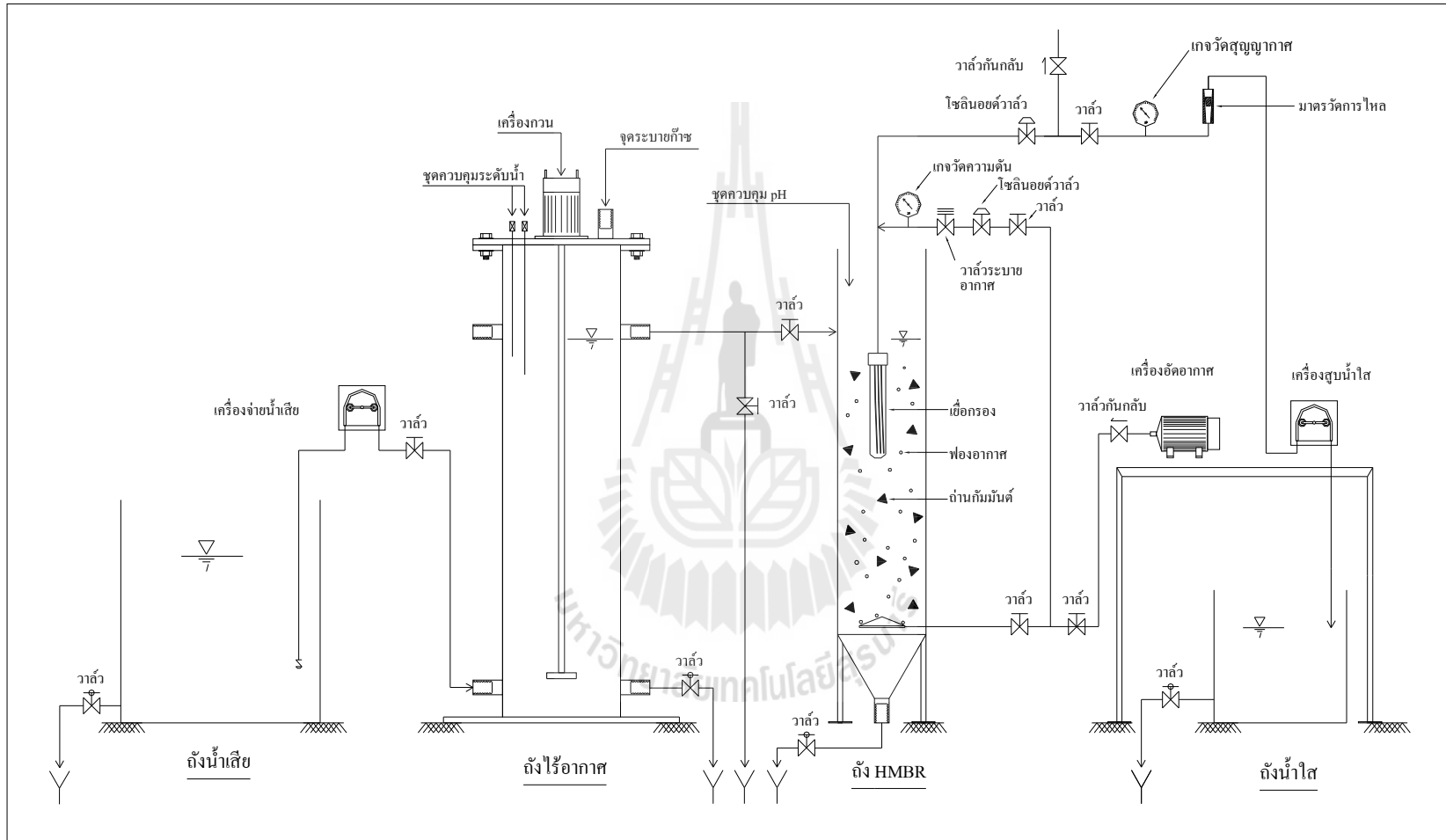
$HRT$  = ระยะเวลาเก็บกัก (วัน)

ตารางที่ 3.8 ลักษณะของตัวกลางถ่านกัมมันต์

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่า
ขนาด	มิลลิเมตร	0.425-0.600
พื้นที่ผิวจำเพาะ (BET)	ตารางเมตรต่อกรัม	1,050-1,100
ความหนาแน่น	กรัมต่อมิลลิลิตร	0.48



รูปที่ 3.8 ชุดการทดลองระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบMBR



รูปที่ 3.9 ชุดการทดลองระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบHMBR

### 3.6.2 วิเคราะห์ความต้านทานเยื่อกรอง (Membrane Resistance)

การวิเคราะห์ความต้านทานเป็นการตรวจสอบการทำงานของเยื่อกรองนั้น โดยพิจารณาการอุดตันของเยื่อกรอง เนื่องจากทำให้ฟลักซ์ลดลง ดังนั้นตัวแปรที่สามารถบ่งชี้ถึงการอุดตันของเยื่อกรองได้คือ ค่าแรงดันที่ผ่านเยื่อกรอง เรียกว่า Transmembrane Pressure (TMP) ซึ่งจำเป็นต้องมีการเฝ้าระวังที่สภาวะต่าง ๆ เพื่อเปรียบเทียบกับเยื่อกรองชุดใหม่ ดังนั้นเยื่อกรองใหม่จำเป็นต้องวิเคราะห์ Initial Membrane Resistance (IMR) เป็นการตรวจสอบแรงต้านทานทั้งหมดของระบบกรองด้วยเยื่อกรองก่อนเริ่มระบบการกรอง เพื่อนำไปเปรียบเทียบกับเยื่อกรองที่ผ่านการใช้งานแล้ว ซึ่งมีวิธีและเครื่องมือในการวิเคราะห์ดังตารางที่ 3.9 โดยมีความสัมพันธ์ระหว่างฟลักซ์และ Transmembrane Pressure (TMP) ดังสมการที่ 3.2

ตารางที่ 3.9 วิธีวิเคราะห์การทำงานของระบบปฏิบัติการชีวภาพเยื่อกรอง

ตัวแปร	วิธีวิเคราะห์	เครื่องมือวิเคราะห์	ความถี่
Transpressure Membrane (TMP)	Vacuum Gauge	Vacuum Gauge	ทุกวัน และแต่ละสภาวะ
Permeate Flux (L/m <sup>2</sup> h)	Rotameter	Rotameter	ทุกวัน และแต่ละสภาวะ

$$J = \frac{TMP}{\mu R_t} \quad (3.2)$$

โดยที่  $J$  = อัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate flux, m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·s)  
 $TMP$  = แรงดันผ่านเยื่อกรอง (Transmembrane pressure, Pa)  
 $\mu$  = ความหนืดของน้ำซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate viscosity, Pa.s)  
 $R_t$  = ความต้านทานรวม (Total resistance for filtration, m<sup>-1</sup>)

และเมื่อเยื่อกรองได้ผ่านการใช้งานจนกระทั่งเยื่อกรองเริ่มเกิดการอุดตัน เมื่อฟลักซ์ลดลง แสดงว่าเกิดความต้านทานการไหลเพิ่มขึ้น ซึ่งความต้านทานรวมในการไหล ( $R_t$ ) ของเยื่อกรองที่ผ่านการใช้งานนั้นรวมความต้านทานจากหลายส่วนประกอบด้วย ความต้านทานของเยื่อกรอง ( $R_m$ ), ความต้านทานจากการเกิด CP และจากชั้นเค้ก ( $R_c$ ) ซึ่งแทนการอุดตันภายนอก และความต้านทานเนื่องจากการเกิด Fouling ได้จากการดูดซับและการอุดตันรูพรุน ( $R_f$ ) ซึ่งแทนการอุดตันภายใน รวมเป็นสมการที่ 3.3

$$R_t = R_m + R_c + R_f \quad (3.3)$$

โดย  $R_f$  วัดเมื่อเยื่อกรองเกิดการอุดตันและยังไม่มีมาตรการจัดการสิ่งที่จะสมที่ผิวหน้าเยื่อกรอง  $R_p$  เป็นผลต่างของความต้านรวมและเมื่อล้างผิวหน้าเยื่อกรองด้วยน้ำสะอาด  $R_f$  เป็นผลต่างของความต้านทานเมื่อล้างผิวหน้า และล้างด้วยสารเคมีภายในเยื่อกรอง เพื่อกำจัดสารอุดตันภายในรูพรุน และ  $R_m$  เป็นค่าความต้านทานที่วิเคราะห์เมื่อทำความสะอาดด้วยสารเคมีเรียบร้อยแล้ว (Zheng, Ernst and Jekel., 2009) โดยทำความสะอาดด้วยสารเคมีดังตารางที่ 3.10 เพื่อให้มีค่าความต้านทานรวมเริ่มต้นเมื่อเยื่อกรองผ่านการใช้งานในแต่ละรอบ

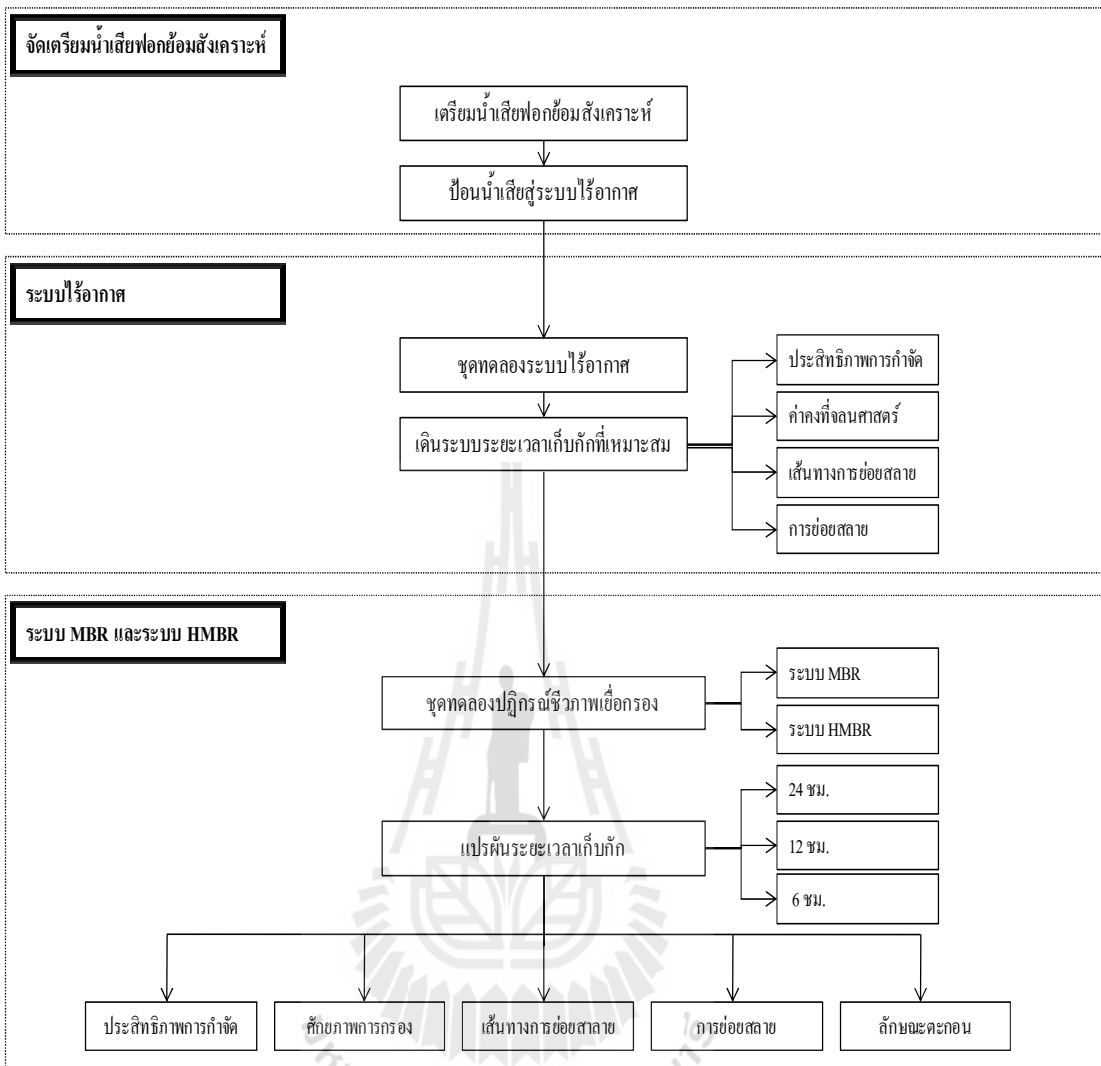
ตารางที่ 3.10 การทำความสะอาดเยื่อกรองด้วยสารเคมี (Wichitsathian, 2004)

ลำดับ	สารเคมี	ความเข้มข้น	ระยะเวลา (นาที)
1	NaOH	3% by weight	20
2	น้ำสะอาด	-	10
3	HNO <sub>3</sub>	1% by weight	20
4	น้ำสะอาด	-	10

### 3.6.3 ระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR และระบบ HMBR

ศึกษาระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR และระบบ HMBR โดยระบบแสดงรายละเอียดดังรูปที่ 3.8 และ 3.9 และขั้นตอนการเดินระบบดังรูปที่ 3.10 โดยสภาวะการเดินระบบไร้ออกซิเจน พิจารณาระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมขึ้นกับผลการทดลองในหัวข้อที่ 3.5 โดยพิจารณาจากประสิทธิภาพพร้อมกับการปรับปรุงความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพ และนำน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศเข้าสู่ระบบ MBR และ HMBR

สำหรับระบบ HMBR และระบบ MBR เดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก (HRT) 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. ดำเนินการป้อนน้ำเสียที่ผ่านระบบไร้อากาศแบบต่อเนื่องและมีการควบคุมปริมาณแบคทีเรียในระบบให้มีค่า MLSS ช่วง 10,000-12,000 มก. ต่อลิตร (Wichitsathian, 2004) และควบคุม pH 7.0±0.2 หลังจากนั้นทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ ได้แก่ COD BOD TKN TP และสี เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัด วิเคราะห์ศักยภาพการกรอง โดยพิจารณาจากการเปลี่ยนแปลงแรงดันซึมผ่านเยื่อกรอง ประเภทการอุดตัน และค่าความต้านทานการอุดตัน วิเคราะห์ลักษณะตะกอน โดยพิจารณาพารามิเตอร์ MLSS MLVSS SVI ความหนืด โปรตีน และคาร์โบไฮเดรต เพื่อนำมาพิจารณาการอุดตันเยื่อกรอง และวิเคราะห์สัดส่วนสารอินทรีย์ การกระจายของขนาดโมเลกุล ชนิดของสารประกอบ และหมู่ฟังก์ชันของสารประกอบ



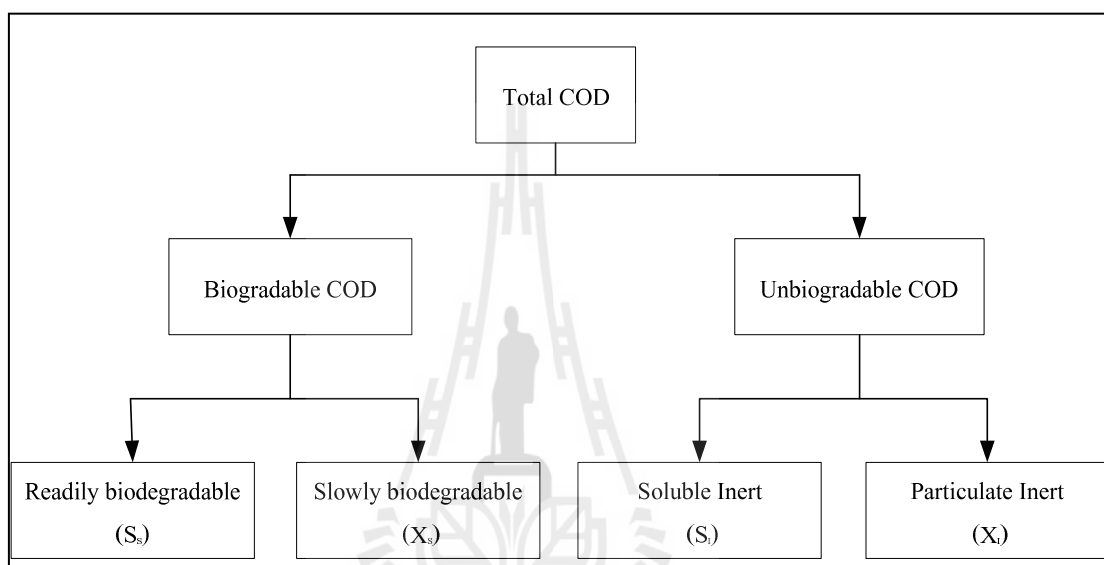
รูปที่ 3.10 ระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ MBR และระบบ HMBR

### 3.7 การวิเคราะห์สัดส่วนสารอินทรีย์

การแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์สามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วน แสดงดังรูปที่ 3.11 ได้แก่ สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biodegradable) และสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Unbiodegradable) ซึ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ในรูปชีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วน คือ สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily Biodegradable COD;  $S_r$ ) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly Biodegradable COD;  $X_s$ ) สำหรับสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วน คือ สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากในรูปชีโอดี



ทั้งหมด (Soluble Inert;  $S_1$ ) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากในรูปซีไอดีทั้งหมด (Particulate Inert;  $X_1$ ) ซึ่งในขั้นตอนการแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์แต่ละชนิดออกจากกันดำเนินการด้วยวิธีทางกายภาพ หรือวิธีทางชีวภาพ หรือทั้งสองวิธีร่วมกันได้ (Wentzel, Mbewe, Lakay, and Ekama, 1999; Boursier, Beline and Paul, 2005; Gatti, Garcia-Usach, Seco and Ferrer, 2010)



รูปที่ 3.11 แผนผังองค์ประกอบของสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี

ในการศึกษาครั้งนี้แบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ด้วยวิธีทางกายภาพเคมี แบ่งสัดส่วนด้วยวิธีการกรอง โดยทำการวิเคราะห์ค่าบีโอดี 20 วันของบีโอดีทั้งหมด ( $TBOD_{20}$ ) และบีโอดีละลายน้ำ ( $SBOD_{20}$ ) และซีไอดีทั้งหมด (TCOD) และซีไอดีละลายน้ำ (SCOD) เพื่อนำข้อมูลที่ได้มาคำนวณดังสมการที่ 3.4-3.7 ตามลำดับ

$$\text{Readily Biodegradable COD; } S_s = SBOD_{20} \quad (3.4)$$

$$\text{Slowly Biodegradable COD; } X_s = TBOD_{20} - S_s \quad (3.5)$$

$$\text{Soluble Inert; } S_1 = SCOD - S_s \quad (3.6)$$

$$\text{Particulate Inert, } X_1 = TCOD - S_s - S_1 - X_s \quad (3.7)$$

### 3.8 การวิเคราะห์การกระจายตัวของขนาดอนุภาค

การศึกษาการกระจายตัวของขนาดอนุภาค เป็นการพิจารณาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด โดยวิเคราะห์ขนาดอนุภาคระดับนาโนของน้ำเสียฟอกย้อม น้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ MBR และระบบHMBRวิเคราะห์โดยศูนย์เทคโนโลยีโลหะและวัสดุแห่งชาติ มีรายละเอียดดังตารางที่ 3.11

ตารางที่ 3.11 รายละเอียดการวิเคราะห์การกระจายตัวของขนาดอนุภาค

ตัวแปรต่างๆ	รายละเอียด
Instrument	Zetasizer nano ZS, Malvern Instrument
Test method	Dynamic light scattering technique. (Zetasizer nano ZS)
Analytical conditions	He-Ne laser source Particle size range analysis: 0.6-6,000 nm.
Technical Terms	Z-Average (nm): Cumulants mean value for size by intensity

### 3.9 การวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของสารประกอบ

การศึกษามูลุฟังก์ชันของสารประกอบวิเคราะห์โดย Fourier Transform Infrared Spectrophotometer (FTIR) โดยการวัดค่าการดูดกลืนแสงที่อยู่ในช่วงอินฟราเรด  $4,000-400\text{ cm}^{-1}$  ซึ่งโมเลกุลของสารประกอบแต่ละชนิดจะดูดกลืนแสงอินฟราเรดในช่วงความถี่ที่มีค่าเฉพาะแตกต่างกันทำให้เกิดการเคลื่อนไหวของพันธะ ปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นจะถูกบันทึกเป็นสเปกตรัมซึ่งแสดงลักษณะเฉพาะตัวของสารแต่ละชนิด การดูดกลืนขนาดพลังงานที่เฉพาะนี้ เรียกว่าเป็น quantized energy

การเตรียมตัวอย่างและการวิเคราะห์ตัวอย่างของเหลว หยดสารละลายบนแผ่น cell ที่ทำด้วย KBr แล้วกดทับด้วยแผ่นชนิดเดียวกัน สำหรับตัวอย่างที่เป็นของแข็ง ทำการบดตัวอย่างกับผง KBr และอัดจนเป็นแผ่น หลังจากนั้นติดตั้งที่จุดที่แหล่งกำเนิดแสงส่องผ่าน

### 3.10 การวิเคราะห์ชนิดของสารประกอบ

การศึกษาชนิดของสารประกอบวิเคราะห์โดย Ultra violet-Visible Spectrophotometer (UV-vis) เป็นการวัดค่าการดูดกลืนแสงที่อยู่ในช่วง Ultra violet (UV) ที่ความยาวคลื่นต่ำกว่า 400 nm ซึ่งส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ สารประกอบเชิงซ้อน หรือสารอนินทรีย์ ที่ไม่มีสี อีกทั้งเป็นช่วงของสารประกอบอะโรมาติก (Pinheiro et al., 2004) และช่วง Visible 400-700 nm เป็นสารที่มีสี การศึกษาครั้งนี้วิเคราะห์ในช่วงความยาวคลื่น 190-900 nm เพื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงชนิดของสารประกอบ และการลดลงของสีในน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบ ไร้ออกซิเจน และผ่านการบำบัดด้วยระบบ HMBR และระบบ MBR

### 3.11 วิธีวิเคราะห์

การศึกษาครั้งนี้ทำการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำ และลักษณะตะกอนในระบบ โดยการวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำ ดำเนินการรวบรวมน้ำเข้าและออกจากระบบ ไร้อากาศ ระบบ MBR และระบบ HMBR ทำการวิเคราะห์ COD BOD TKN TP สี ได้พิจารณาตัวแปรที่มีความสำคัญต่างๆ โดยวิเคราะห์อ้างอิง Standard Methods (APHA, et al., 2005) แสดงดังตารางที่ 3.12 ปฏิบัติการในห้องปฏิบัติการ อาคารศูนย์เครื่องมือ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ดำเนินการวิเคราะห์ลักษณะตะกอนในระบบเพื่อนำไปพิจารณาการอุดตันเยื่อกรอง ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนในระบบ MBR และ HMBR โดยพิจารณา MLSS, MLVSS, Extracellular polymer substances (EPS) Sludge volume index (SVI) ความหนืด และปริมาณจุลินทรีย์บนตัวกลางเชิงคุณภาพ การวิเคราะห์ EPS ใช้วิธี Thermal extraction ในการวิเคราะห์ (Chang and Lee, 1998) ดำเนินการเหวี่ยงตะกอนเพื่อแยก soluble EPS ที่ 3,200 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาทีและนำตะกอนส่วนที่เหลือมาละลายในสารละลาย 0.9% NaCl และให้ความร้อน 80°C เป็นเวลา 1 ชม.และทำการเหวี่ยงแยกอีกครั้งที่ 3,200 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 30 นาที ซึ่งของเหลวที่ได้เป็น bound EPS และนำของเหลวทั้ง 2 ส่วน มาวิเคราะห์ Proteins และ Carbohydrates และการวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์บนตัวกลางเชิงคุณภาพ โดยใช้กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscope, SEM) โดยตัวอย่างที่นำมาวิเคราะห์แบ่งเป็นตัวอย่างอชีวภาพ (Non-Biological Specimen) ได้แก่ ตัวกลางถ่านกัมมันต์ก่อนการทดลอง และตัวอย่างทางชีวภาพ (Biological Specimen) ได้แก่ จุลินทรีย์ที่ยึดเกาะบนตัวกลาง (นิตยา ผาสุขพันธุ์, 2545) แสดงดังตารางที่ 3.12

ตารางที่ 3.12 วิธีการและเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์แต่ละชนิดในการวิจัย

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์	เครื่องมือวิเคราะห์	ความถี่
pH	pH meter	pH meter	ทุกวัน
DO (mg/L)	DO Meter	DO Meter	ทุกวัน
Total COD (mg/L)	Close Reflux Method	Titration	ทุกวันและ สภาวะคงที่
Soluble COD (mg/L)	Close Reflux Method	ชุดกรอง และ Titration	สภาวะคงที่
BOD (mg/L)	OxiTop	OxiTop bottles	สภาวะคงที่
Soluble BOD (mg/L)	OxiTop	OxiTop bottles	สภาวะคงที่
TKN	Macro-Kjeldahl	Titration	สภาวะคงที่
TP	Ascorbic acid	Spectrophotometer	สภาวะคงที่
Color	Decolorizatio และ ADMI	Spectrophotometer	สภาวะคงที่
MLSS	Filtration / Evaporation 103-105°C	ชุดกรอง และตู้อบ 103°C	ทุก 2 วัน และ สภาวะคงที่
MLVSS	Filtration / Evaporation 550°C	เตาเผา	
EPS	Thermal และ centrifugation method	Centrifugal equipment	สภาวะคงที่
Proteins	Lowry	Spectrophotometer	สภาวะคงที่
Carbohydrates	Phenolic-sulfuric acid	Spectrophotometer	สภาวะคงที่
SVI	Settle sludge volume after 30 min.	Imhoff cone	ทุกวัน
Viscosity	Rotating torque cylinder at 100 rpm	Viscometer	สภาวะคงที่
จุลินทรีย์บนตัวกลาง เชิงคุณภาพ	Scanning Electron Microscope	Scanning Electron Microscope	สภาวะคงที่

## บทที่ 4

### ผลการศึกษาและการอภิปรายผล

#### 4.1 ลักษณะน้ำเสียฟอกย้อมสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัย

น้ำเสียฟอกย้อมสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนของสีรีแอคทีฟมีคุณลักษณะแสดงดังตารางที่ 3.2 พบว่าเป็นน้ำเสียที่ย่อยสลายได้ยาก โดยพิจารณาสัดส่วน BOD/COD เป็นดัชนีในการประเมินความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ หากน้ำเสียมีสัดส่วน BOD/COD มากกว่า 0.45 กล่าวได้ว่าน้ำเสียมีสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีมาก สัดส่วน BOD/COD ช่วง 0.30-0.45 สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างดี สัดส่วน BOD/COD ช่วง 0.20-0.30 สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างต่ำ และสัดส่วน BOD/COD ต่ำกว่า 0.20 กล่าวได้ว่ามีสารอินทรีย์ที่ไม่เหมาะสมต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ ในการศึกษาครั้งนี้สังเคราะห์น้ำเสียฟอกย้อมที่มีสัดส่วน BOD/COD เท่ากับ 0.15 ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มีความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพต่ำ ซึ่งสอดคล้องกับการพิจารณา ลักษณะน้ำเสียฟอกย้อม โดยวิธีสัดส่วนสารอินทรีย์พบว่ามีส่วน COD ต่าง ๆ ดังตารางที่ 4.1 ซึ่งน้ำเสียฟอกย้อมมีส่วนซีโอดีที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Biodegradable COD) 15.0% แยกเป็นสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradation COD) 10.7% และอนุภาคสารอินทรีย์ย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Slowly biodegradation COD) 4.3% และพบสัดส่วนของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยาก (Inert COD) สูง 85% แบ่งเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก (Soluble inert COD) 60.7% และอนุภาคสารอินทรีย์ย่อยสลายได้ยาก (Particulate inert COD) 24.3% ของซีโอดีทั้งหมด พบว่ามีสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากสูง สอดคล้องกับสัดส่วน BOD/COD ที่มีค่าอยู่ในช่วงย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อม cotton และ polyester มีสัดส่วนสารอินทรีย์ประเภทย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายอยู่ในช่วง 7-23% (Babuna et al., 1998) เนื่องจากสีมีคุณสมบัติเป็นสารละลายน้ำได้สูงดังนั้นจึงพบในสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำสูง แต่สีนั้นมีโครงสร้างที่ซับซ้อน และโมเลกุลมีขนาดใหญ่ซึ่งทำให้มีความสามารถในการย่อยสลายได้ต่ำ

ตารางที่ 4.1 สัดส่วนสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อม

สัดส่วนสารอินทรีย์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)	สัดส่วนต่อสารอินทรีย์ ทั้งหมด (%)
สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายได้ง่าย (Readily biodegradable COD ( $S_r$ ))	107.09	10.71
อนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ (Slowly biodegradable COD ( $X_s$ ))	42.91	4.29
สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายได้ยาก (Soluble inert COD ( $S_i$ ))	606.84	60.68
อนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยาก (Particulate inert COD ( $X_i$ ))	243.16	24.32

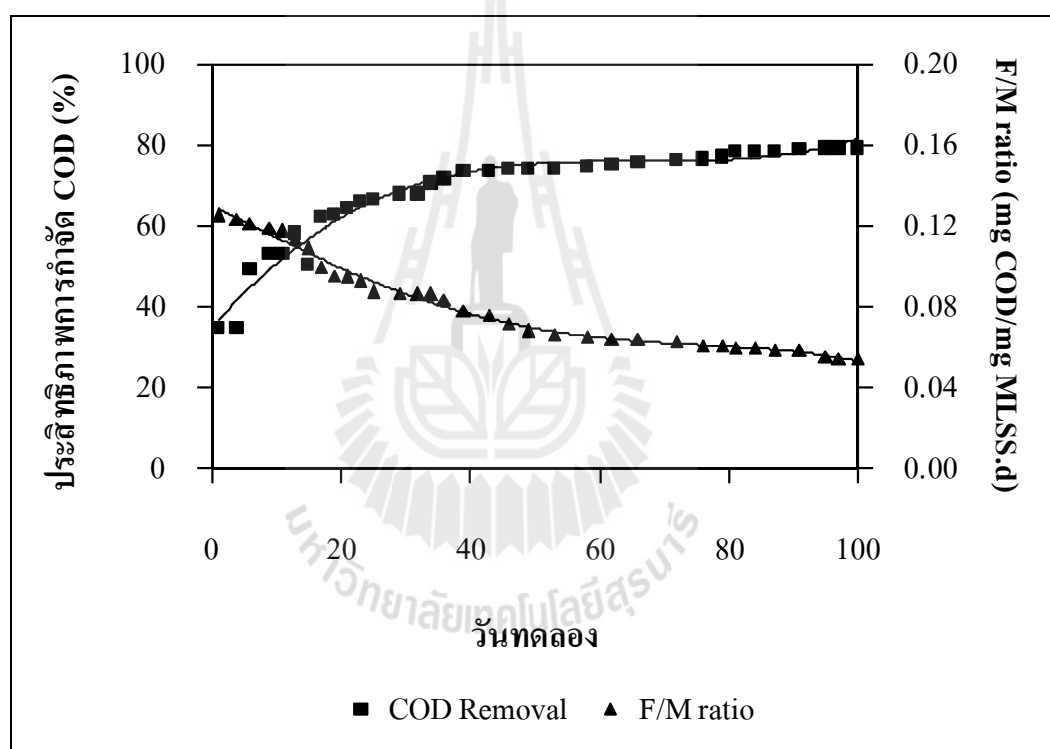
#### 4.2 การเพิ่มและปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เป็นขั้นตอนที่มีความจำเป็นต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ภายใต้สภาพแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลง และเป็นพิษ เนื่องจากน้ำเสียฟอกย้อมเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสีสูง ซึ่งสีเป็นสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างที่ซับซ้อน ย่อยสลายทางชีวภาพได้ต่ำ มีค่า BOD ต่ำ ซึ่งตามธรรมชาติของน้ำเสียดังกล่าวจึงจำเป็นต้องมีการปรับสภาพเชื้อเพื่อให้ได้สายพันธุ์ที่สามารถทนและย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียฟอกย้อม โดยทำการเพิ่มและปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน และใช้ออกซิเจนตามหัวข้อ 3.3

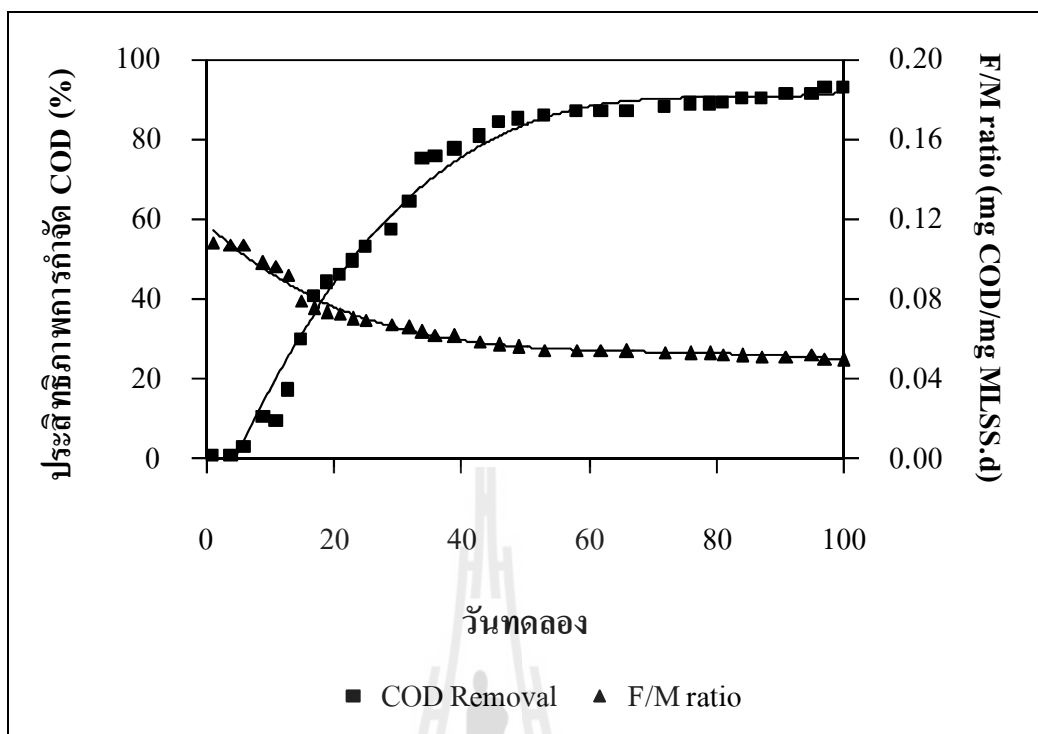
##### 4.2.1 การกำจัดสารอินทรีย์

การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ในสภาพที่ไม่เติมออกซิเจน และเติมออกซิเจน เพื่อนำไปประเมินอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ โดยเพิ่มความเข้มข้น COD เป็นขั้นจนกระทั่งถึงความเข้มข้นที่ใช้จริง และดำเนินการจนกระทั่งสามารถกำจัด COD ได้มากกว่า 55% (Abu-Ghunmi and Jamrh, 2006) และจากการเพิ่มและปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เป็นระยะเวลา 100 วัน ระบบมีปริมาณเชื้อจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลง ซึ่งมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพการกำจัด COD และสัดส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio) แสดงดังตารางที่ ข.1 และ ข. 2 ในภาคผนวก ข. ภายใต้สภาวะไม่เติมออกซิเจน และเติมออกซิเจน ตามลำดับ พบว่ามีการเปลี่ยนแปลงประสิทธิภาพการกำจัด COD และสัดส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ แสดงดังรูปที่ 4.1 และ 4.2 จุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถกำจัด COD มากกว่า 55% ภายในระยะเวลา 17 วัน ส่วนจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนต้องใช้เวลาปรับสภาพ 29 วัน เนื่องจากจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทนต่อสภาวะที่มีความเป็นพิษได้สูงกว่า

จุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน (Sepahei and Rashetnia, 2009) เมื่อปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์จนสภาวะคงที่จุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถกำจัด COD ได้ 79% ที่สัดส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio) เท่ากับ 0.0542-0.0584 mg COD/mg MLSS.d และจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนสามารถกำจัด COD ได้ 93% ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.0496-0.0498 mg COD/mg MLSS.d เมื่อพิจารณาที่ F/M ratio เท่ากันพบว่าจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ต่ำกว่า เนื่องจากจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ให้เป็นโมเลกุลเล็ก (Hydrolysis) หลังจากนั้นจุลินทรีย์กลุ่มไม่ใช้ออกซิเจนจึงนำไปใช้ในการสร้างเซลล์และย่อยสลายต่อไป ซึ่งส่งผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์



รูปที่ 4.1 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง F/M ratio และประสิทธิภาพการกำจัด COD โดยเชื้อจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน

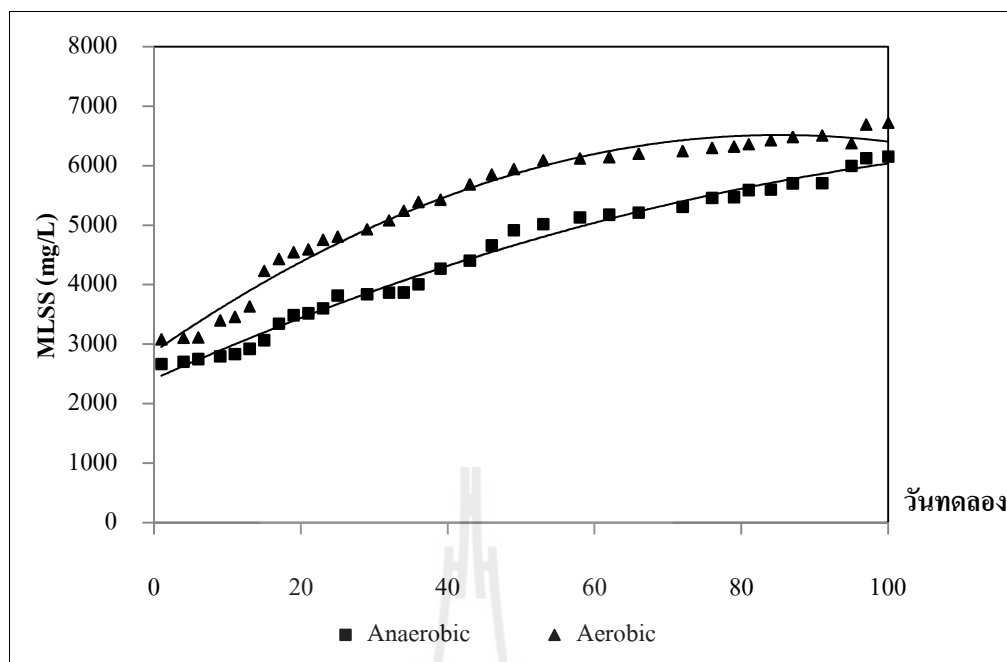


รูปที่ 4.2 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง F/M ratio และประสิทธิภาพการกำจัด COD โดยเชื้อจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน

#### 4.2.2 ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ

การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์มีความสำคัญต่อการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ จากการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์แบบไม่ใช้และใช้ออกซิเจนพบว่ามีการเจริญเติบโตที่แตกต่างกันแสดงดังรูปที่ 4.3 โดยมีปริมาณจุลินทรีย์เริ่มต้น 2,670 mg/L และ 3,080 mg/L ตามลำดับ พบว่าเมื่อผ่านระยะเวลาปรับสภาพ 100 วัน มีปริมาณจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นเป็น 6,150 mg/L 6,720 mg/L ตามลำดับ การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนจนสุดท้ายมีสัดส่วนต่อเริ่มต้น 2.3 เท่า โดยมีปริมาณจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น 56.6% ส่วนจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนมีการเจริญเติบโตมีสัดส่วนต่อเริ่มต้น 2.2 เท่า โดยมีปริมาณจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น 54.2% พบว่าช่วงแรกเกิดช่วง Lag phase จำนวนจุลินทรีย์มีการเปลี่ยนแปลงค่อนข้างน้อย และจุลินทรีย์จะมีการเจริญเติบโต (Log phase) เมื่อจุลินทรีย์เริ่มปรับสภาพกับน้ำเสียฟอกย้อมได้ ซึ่งส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่เพิ่มสูงขึ้นเนื่องจากจุลินทรีย์สามารถนำสารอินทรีย์ไปใช้ในการสร้างเซลล์ได้สูงขึ้น และหลังจากเกิดช่วง Stationary phase จำนวนจุลินทรีย์เริ่มคงที่สำหรับจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน เนื่องจากสารอาหารถูกจำกัด





รูปที่ 4.3 ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์แบบเติมและไม่เติมออกซิเจน

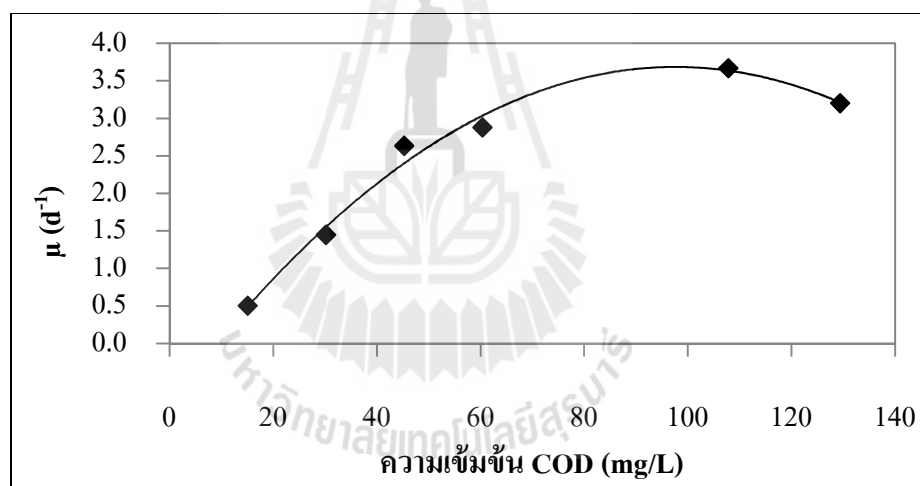
### 4.3 ค่าคงที่จลนศาสตร์

การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ด้วยวิธี Respirometry โดยหลักการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยพิจารณาอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ( $\mu_{max}$ ) ค่าอัตราการย่อยสลายสารอาหาร ( $r_x$ ) ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต ( $Y$ ) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะมีค่าเท่ากับ  $1/2$  ของอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ( $K_s$ ) และค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ย ( $\mu_{max}/Y \cdot K_s$ ) โดยค่า  $r_x$  มีความสัมพันธ์กับค่า  $Y$  และค่า  $\mu_{max}$  ซึ่งค่า  $Y$  แสดงให้เห็นถึงแหล่งพลังงานที่มีอยู่ในซับสเตรต และค่า  $\mu_{max}$  แสดงให้เห็นถึงการนำแหล่งพลังงานไปใช้ในการเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็วของจุลินทรีย์

#### 4.3.1 ค่าคงที่จลนศาสตร์ของน้ำเสียฟอกย้อม

ศึกษาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของน้ำเสียฟอกย้อมที่มีส่วนประกอบดังหัวข้อ 3.1 โดยใช้น้ำเสียฟอกย้อมที่ความเข้มข้นช่วง 15.1-129.4 mg COD/L โดยมีการควบคุมปริมาณ MLSS ที่ความเข้มข้น 400 mg/L คิดเป็นสัดส่วน F/M 0.0378-0.3234  $d^{-1}$  พบว่ามีอัตราการย่อยสลายสารอาหาร ( $r_x$ ) 0.0325-0.2180 mg COD/mg MLVSS.h ดังตารางที่ ค.1 ในภาคผนวก ค มีค่าสัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ( $Y$ ) 0.6424-0.7194 mg MLVSS/mg COD อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์ ( $\mu$ ) 0.5007-3.6670  $d^{-1}$  อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของ

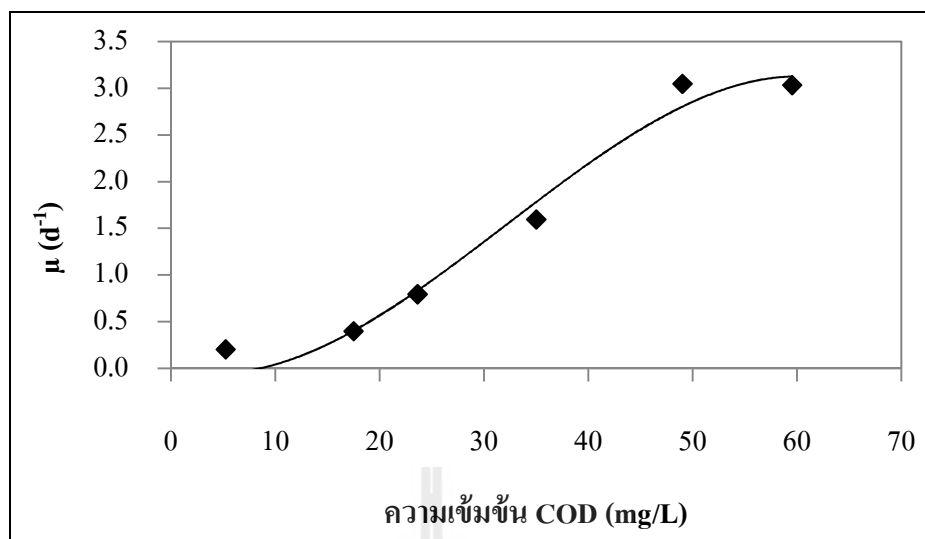
จุลินทรีย์ ( $\mu_{\max}$ )  $3.66 \text{ d}^{-1}$  แสดงดังกราฟรูปที่ 4.4 มีค่าความเข้มข้นของน้ำเสียฟอกย้อมเมื่อมีอัตราการย่อยสลายเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด ( $K_s$ )  $36.0 \text{ mg COD/L}$  และมีค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ย ( $\mu_{\max}/Y \cdot K_s$ ) มีค่าเท่ากับ  $6.042 \cdot 10^{-3} \text{ L/mg.h}$  จากผลการศึกษาพบว่า น้ำเสียฟอกย้อมที่ใช้ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้มีค่า  $\mu_{\max}$  ต่ำกว่าน้ำเสียฟอกย้อมขนสัตว์ (Baban et al, 2004) และน้ำเสียชุมชน (Gaudy et al., 1986) กล่าวได้ว่าน้ำเสียน้ำเสียฟอกย้อมมีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายอยู่ในสัดส่วน 10.71% (ตารางที่ 4.1) ซึ่งมีค่าต่ำกว่าน้ำเสียฟอกย้อมขนสัตว์จากผลการศึกษาของ Baban et al. (2004) ที่มีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายมีค่าเท่ากับ 25.00% จากลักษณะสัดส่วนสารอินทรีย์ดังกล่าว สรุปได้ว่าน้ำเสียฟอกย้อมที่ใช้ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้มีองค์ประกอบของสับเพรดที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพต่ำกว่าน้ำเสียฟอกย้อมขนสัตว์และน้ำเสียชุมชน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการปรับปรุงคุณลักษณะของน้ำเสียฟอกย้อมให้มีสับเพรดที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์



รูปที่ 4.4 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสียฟอกย้อมต่อ Specific growth rate

#### 4.3.2 ค่าคงที่จลนศาสตร์ของน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ

จากการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมเบื้องต้นด้วยระบบไร้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. พบว่าน้ำที่ผ่านระบบมีค่า  $r_x$  มีค่าเท่ากับ  $0.0215\text{-}0.1890 \text{ mg COD/mg MLVSS.h}$  มีค่า  $Y$  เท่ากับ  $0.3895\text{-}0.7044 \text{ mg MLVSS/mg COD}$  ค่า  $\mu$  เท่ากับ  $0.2032\text{-}3.0455 \text{ d}^{-1}$  และ  $\mu_{\max}$  มีค่าเท่ากับ  $3.25 \text{ d}^{-1}$  แสดงดังตารางที่ ค.2 ในภาคผนวก และกราฟรูปที่ 4.5 มีค่า  $K_s$  มีค่าเท่ากับ  $34.00 \text{ mg COD/L}$  และมีค่า  $\mu_{\max}/Y \cdot K_s$  มีค่าเท่ากับ  $5.657 \cdot 10^{-3} \text{ L/mg.h}$



รูปที่ 4.5 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศต่อ Specific growth rate

จากการพิจารณาค่าคงที่จลนศาสตร์ โดยค่า  $\mu_{max}$  มีความสัมพันธ์กับค่า  $K_s$  โดยขึ้นอยู่กับจุลินทรีย์และซับสเตรดที่นำมาศึกษา ซึ่งค่า  $\mu_{max}$  และค่า  $K_s$  จะแปรผันไปตามซับสเตรดที่ทำการศึกษา โดยค่า  $\mu_{max}$  และค่า  $K_s$  แสดงให้เห็นถึงความสามารถการย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพของซับสเตรด หากค่า  $\mu_{max}$  มีค่าสูงและค่า  $K_s$  มีค่าต่ำแสดงว่าซับสเตรดมีความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็ว ในขณะที่หากค่า  $\mu_{max}$  มีค่าต่ำและค่า  $K_s$  มีค่าสูง แสดงว่าซับสเตรดสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้ามาก ดังนั้นเมื่อพิจารณาค่า  $\mu_{max}$  และค่า  $K_s$  ของน้ำเสียฟอกย้อมและน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ พบว่าค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ ( $\mu_{max}$ ) ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศมีค่าเท่ากับ  $3.25 d^{-1}$  มีค่าต่ำกว่าน้ำเสียฟอกย้อมซึ่งมีค่าเท่ากับ  $3.66 d^{-1}$  เนื่องจากพันธะสีแตกออกเกิดเป็นสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษมีผลกระทบต่อการยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ แต่เนื่องจากสารประกอบที่เกิดจากการย่อยสลายนั้นจะมีขนาดโมเลกุลเล็กลง ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้นซึ่งสัมพันธ์กับปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้โดยพิจารณาในรูปของค่า COD พบว่าน้ำเสียฟอกย้อมมีค่าเท่ากับ  $150.0 mg/L$  สำหรับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศมีค่าเท่ากับ  $109.6 mg/L$  ซึ่งมีค่าแตกต่างกัน  $26.9\%$  จึงทำให้จุลินทรีย์มีอัตราการเจริญเติบโตสูงสุดต่ำกว่าน้ำเสียฟอกย้อมเท่ากับ  $11.2\%$  (Dean-Ross and Rahimi, 1995) และพบว่าค่า  $K_s$  ของน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศมีค่าต่ำกว่าน้ำเสียฟอกย้อม แสดงว่าซับสเตรดมีความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายกว่าน้ำเสียฟอกย้อม เนื่องจากน้ำเสียฟอกย้อมที่มีการปนเปื้อนสีรีแอก

ที่เฟรต 141 ซึ่งมีโครงสร้างไดอะโซ และกลุ่มซัลโฟเนตที่ย่อยสลายโดยธรรมชาติได้ยาก (Ibrahim et al., 1998) จึงเป็นซับสเตรดที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากกว่าน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศที่คงเหลือสีที่ความเข้มข้นต่ำกว่า

#### 4.4 ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการปรับคุณลักษณะน้ำเสียฟอกย้อมโดยระบบไร้อากาศ

##### 4.4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดสี และสารอินทรีย์

เมื่อพิจารณาอิทธิพลของระยะเวลาเก็บกักต่อการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่มีค่า COD ประมาณ 1,000 mg/L โดยระบบไร้อากาศ พบว่ามีค่าความเข้มข้นของน้ำออก และประสิทธิภาพการกำจัด COD และสี ดังตารางที่ 4.2 โดยที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. และ 16 ชม. และมีภาระสารอินทรีย์ในช่วง 1.5-2.0 kg COD/m<sup>3</sup>.d มีประสิทธิภาพการกำจัด COD และสี 41.57-43.31% และ 38.51-59.01% ตามลำดับ ซึ่งมีประสิทธิภาพอยู่ในช่วงต่ำ ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 48 ชม. และ 72 ชม. และรองรับภาระสารอินทรีย์ในช่วง 0.5-1.0 kg COD/m<sup>3</sup>.d มีประสิทธิภาพการกำจัด COD และสี 74.40-86.23% และ 70.99-86.80% ตามลำดับ มีประสิทธิภาพสูง ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Wijetunga, et al. (2010) พบว่าที่ภาระสารอินทรีย์ประมาณ 1 kg COD/m<sup>3</sup>.d มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และสีได้ดี

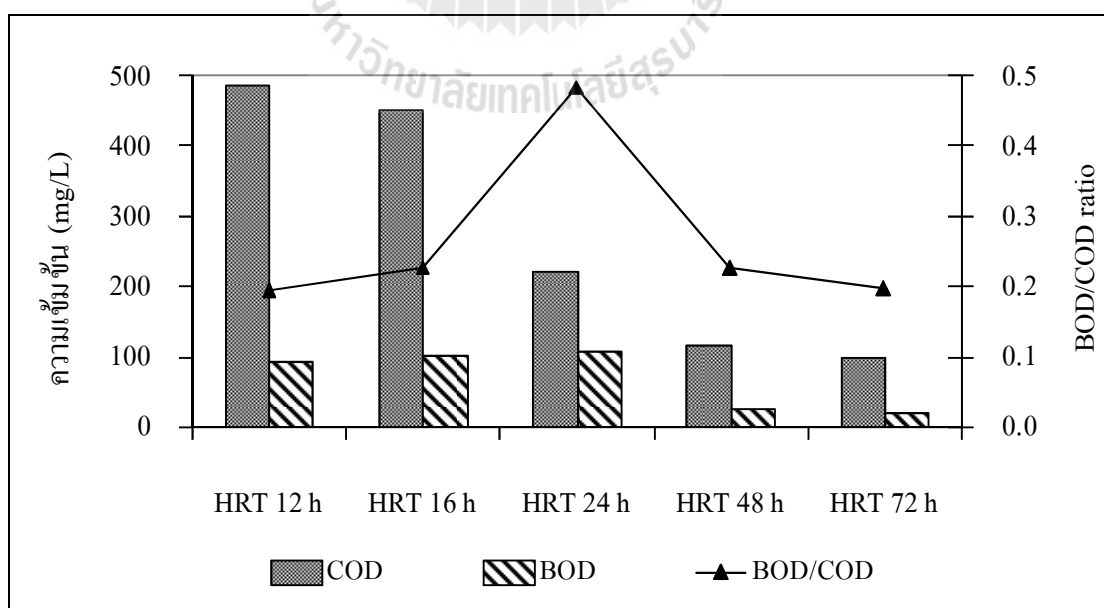
ตารางที่ 4.2 ความเข้มข้นและประสิทธิภาพการกำจัด COD โดยระบบไร้อากาศ ที่ระยะเวลาเก็บกักต่างๆ

ระยะเวลาเก็บกัก (h)	ภาระสารอินทรีย์ (kg COD/m <sup>3</sup> .d)	ความเข้มข้นและประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และสี			
		COD (น้ำออก) (mg/L)	การกำจัด COD (%)	สี (น้ำออก) (mg/L)	การกำจัดสี (%)
72	0.34	99.66±27.87	86.23±5.99	14.42±4.37	86.80±4.49
48	0.50	118.35±38.52	84.74±4.57	26.40±6.90	76.21±7.06
24	1.00	221.58±59.05	74.40±4.09	30.98±6.51	70.99±6.79
16	1.50	454.56±26.70	43.31±7.01	44.09±8.74	59.19±6.69
12	2.00	487.72±53.02	41.57±3.92	66.34±9.27	38.51±6.22

หมายเหตุ: ค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

#### 4.4.2 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

จากคุณสมบัติของน้ำเสียฟอกย้อม มีความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ในการศึกษาครั้งนี้มีค่าสัดส่วน  $BOD_5/COD$  เท่ากับ 0.15 ซึ่งมีสารอินทรีย์ย่อยสลายยากสูง จึงต้องมีการปรับคุณลักษณะน้ำเสียให้น้ำเสียฟอกย้อมสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างมีประสิทธิภาพ ดังนั้นจึงทำการบำบัดขั้นต้นด้วยระบบไร้อากาศเพื่อให้สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ถูกย่อยสลายให้มีโมเลกุลเล็กลง ย่อยง่ายขึ้น โดยพิจารณาการเปลี่ยนแปลงสัดส่วน  $BOD_5/COD$  จากการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมด้วยระบบไร้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 12-72 ชม.พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 12-72 ชม.มีการเปลี่ยนแปลงสัดส่วน  $BOD_5/COD$  แสดงดังรูปที่ 4.6 พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 และ 16 ชม. มีสัดส่วน  $BOD_5/COD$  อยู่ในช่วง 0.19-0.23 สูงกว่าน้ำเสียฟอกย้อม แต่มีประสิทธิภาพการกำจัด COD อยู่ในช่วงค่อนข้างต่ำ 41.57-43.31% เนื่องจากเกิดการย่อยสลายสารโมเลกุลใหญ่ โครงสร้างซับซ้อนให้เป็นโมเลกุลเล็ก (Hydrolysis) โดยสอดคล้องกับการศึกษาการแตกพันธะของโครงสร้างสโระโซที่มีจำนวนคาร์บอน 52 อะตอม ซึ่งจำนวนคาร์บอนเปลี่ยนไปเป็นสารประกอบที่มีคาร์บอน 20 อะตอม 2 โมเลกุล และ 12 อะตอม 1 โมเลกุล แต่คาร์บอนยังคงอยู่ (Nilratmisakorn et al., 2008) หลังจากนั้นเกิดการย่อยสลาย และเกิดกระบวนการเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นสารอนินทรีย์ (Mineralization) แต่ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.และ 16 ชม.ไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา Mineralization ได้อย่างสมบูรณ์ (Lourenco et al., 2001) ส่งผลให้มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ค่อนข้างต่ำ



รูปที่ 4.6 คุณลักษณะและการปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. มีสัดส่วนระหว่าง BOD<sub>5</sub>/COD เท่ากับ 0.49 ซึ่งมีค่าสูงขึ้นเมื่อเทียบกับระยะเวลาเก็บกัก 16 ชม. เนื่องจากเกิดการย่อยสลายสีให้มีโครงสร้างอย่างง่าย จะเห็นได้จากประสิทธิภาพการกำจัดสีเพิ่มขึ้นจาก 59.2% เป็น 71.0% และปริมาณสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่เกิดการย่อยสลายให้มีโมเลกุลเล็กลง ซึ่งง่ายต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ จึงทำให้สัดส่วน BOD<sub>5</sub>/COD สูงขึ้นที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และที่ระยะเวลาเก็บกัก 48 ชม. และ 72 ชม. มีสัดส่วน BOD<sub>5</sub>/COD อยู่ในช่วง 0.20-0.23 มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. เนื่องจากจุลินทรีย์มีระยะเวลาย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายได้สูงขึ้น จึงส่งผลให้ย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งรูป BOD และ COD ได้สูง คงเหลือสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพได้ยาก

#### 4.4.3 สัดส่วนสารอินทรีย์

จากการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมด้วยระบบไร้อากาศพบว่า สัดส่วนสารอินทรีย์มีการเปลี่ยนแปลงดังตารางที่ 4.3 โดยน้ำเสียฟอกย้อมมีสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากสูง 60.7% ของสารอินทรีย์ทั้งหมด และสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายและช้า 10.7% และ 4.3% ตามลำดับ กล่าวได้ว่าน้ำเสียฟอกย้อมมีความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างต่ำ พบว่าเมื่อนำน้ำผ่านระบบไร้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายยากได้ 88.4% เนื่องจากจุลินทรีย์ไม่ใช้ออกซิเจนปล่อยเอนไซม์มาย่อยสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ให้เป็นสารโมเลกุลเล็กที่ย่อยสลายได้ง่าย และดูดซับไว้ที่เซลล์จุลินทรีย์ส่งผลให้มีสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายได้ง่ายเพิ่มสูงขึ้นเป็น 20.4% ส่วนอนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากถูกกำจัด 68.5% โดยการตกตะกอนในระบบ และถูกย่อยสลายให้มีโมเลกุลเล็กลง (Ng et al., 1994) ส่งผลให้มีสัดส่วน BOD/COD ช่วง 0.43-0.49 ซึ่งมีความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพสูง

ตารางที่ 4.3 สัดส่วนสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อม น้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ

COD fraction	Textile wastewater		Anaerobic effluent	
	COD (mg/L)	% of TCOD	COD (mg/L)	% of TCOD
Readily biodegradable, S <sub>s</sub>	107.09	10.71	52.40	20.43
Slowly biodegradable, X <sub>s</sub>	42.91	4.29	57.18	22.29
Soluble inert, S <sub>i</sub>	606.84	60.68	70.28	27.89
Particulate inert, X <sub>i</sub>	243.16	24.32	76.68	29.89

ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมขั้นต้นด้วยระบบไร้อากาศ โดยพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด COD และการปรับปรุงความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพ ซึ่งพิจารณาจาก

การเปลี่ยนแปลงสัดส่วน BOD/COD พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. มีประสิทธิภาพการกำจัด COD 74.4% ซึ่งไม่ใช่ประสิทธิภาพสูงสุด แต่พบว่าความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพสูงสุดช่วง 0.43-0.49 และมีสัดส่วนสารอินทรีย์ย่อยสลายทางชีวภาพได้เพิ่มขึ้นเป็น 42.72% ของสารอินทรีย์ทั้งหมด ซึ่งทำให้น้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศมีความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น ทำให้จุลินทรีย์ในระบบบำบัดชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนสามารถนำสารอินทรีย์ที่คงเหลือไปใช้เป็นแหล่งอาหารและพลังงานเพื่อกำจัดสารอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษและสารอินทรีย์ที่คงเหลือในน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Isik และ Sponza, 2004)

#### 4.5 การประยุกต์ใช้ระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเยื่อกรองจมแบบมีตัวกลางถ่านกัมมันต์บำบัดน้ำเสียฟอกย้อม

น้ำเสียฟอกย้อมมีการปนเปื้อนสีที่มีความเข้มข้นสูง รวมทั้งของแข็งแขวนลอย และสารอินทรีย์ละลายน้ำสูง โดยสีย้อมที่ใช้ทั่วไปเป็นสารประกอบที่มีโครงสร้างซับซ้อน โดยเฉพาะสีรีแอคทีฟมีคุณสมบัติละลายน้ำได้ดี ย่อยสลายได้ยาก และเป็นสารประกอบไฮโดรคาร์บอนพวกอะโรมาติก (aromatic) (ประรัชกรณ์ สาริตคุณ, 2546; McCurdy et al., 1992) และมีความเป็นพิษที่มีผลต่อสุขภาพของมนุษย์ และสารก่อมะเร็ง เป็นต้น (Oliveira et al., 2007) การนำเทคโนโลยีการกรองผ่านเยื่อกรองมารวมกับระบบบำบัดทางชีวภาพ ทำให้สามารถกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้สูง สามารถรองรับภาระสารอินทรีย์และสารพิษได้สูง (Houten and Eikelboom, 1997) น้ำออกมีคุณภาพดีและคงที่แต่มีข้อจำกัดเรื่องการอุดตัน การศึกษาครั้งนี้ได้ประยุกต์ใช้ถ่านกัมมันต์เข้ามาช่วยให้ระบบสามารถเดินระบบได้นานขึ้น โดยถ่านกัมมันต์แบบผงสามารถเพิ่มแรงเสียดทานระหว่างพื้นผิวเยื่อกรองและชั้นเค้กที่สะสมที่ผิวหน้าเยื่อกรองได้ ทำให้ค่าแรงดันผ่านเยื่อกรองมีอัตราเพิ่มขึ้นช้ากว่าไม่มีการเติมถ่านกัมมันต์ Munz et al. (2007) และสามารถดูดซับสารอุดตัน สี และสารพิษได้ เป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดได้

##### 4.5.1 ค่าความต้านทานเยื่อกรองเริ่มต้น

การวิเคราะห์ความต้านทานเยื่อกรองเริ่มต้นของเยื่อกรองในระบบ HMBR และระบบ MBR เพื่อใช้เป็นค่าเปรียบเทียบเมื่อระบบเกิดการอุดตัน สัดส่วนของการอุดตันในลักษณะต่าง ๆ รวมทั้งความเปลี่ยนแปลงค่าความต้านทานเยื่อกรองหลังจากทำการล้างเยื่อกรองแล้ว เพื่อประเมินค่าดัชนีการอุดตัน (Fouling Index, FI) แสดงถึงความสามารถกำจัดสารอุดตัน (Tay et al., 2005) โดยพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างค่าแรงดันซึมผ่านเยื่อกรอง (Transmembrane pressure, TMP) และอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate Flux) มีข้อมูลสำหรับระบบ HMBR และ

ระบบ MBR ดังตารางที่ ง.1 และ ง.2 และนำเสนอด้งกราฟรูปที่ 4.7 และ 4.8 ตามลำดับโดยทำการคำนวณค่าความต้านทานจากความสัมพันธ์ระหว่างค่าแรงดันซึมผ่านเยื่อกรอง และอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรอง ดังสมการที่ 4.1 โดยพิจารณาค่าความหนืดของน้ำที่อุณหภูมิ 31°C มีค่าเท่ากับ  $0.781 \times 10^{-3} \text{ N}\cdot\text{s}/\text{m}^2$

$$J = \frac{TMP}{\mu R_t} \quad (4.1)$$

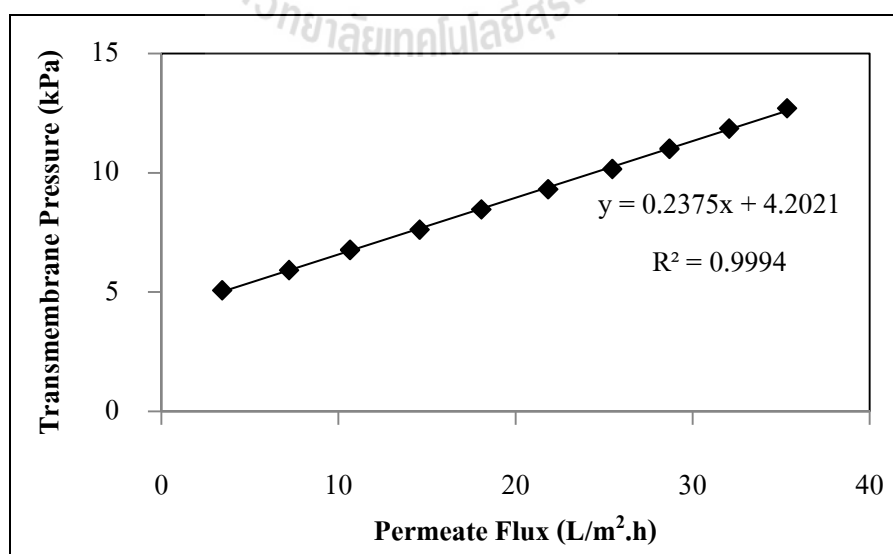
โดยที่  $J$  = อัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate flux,  $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{s}$ )

$TMP$  = แรงดันผ่านเยื่อกรอง (Transmembrane pressure, Pa)

$\mu$  = ความหนืดของน้ำซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate viscosity, Pa.s)

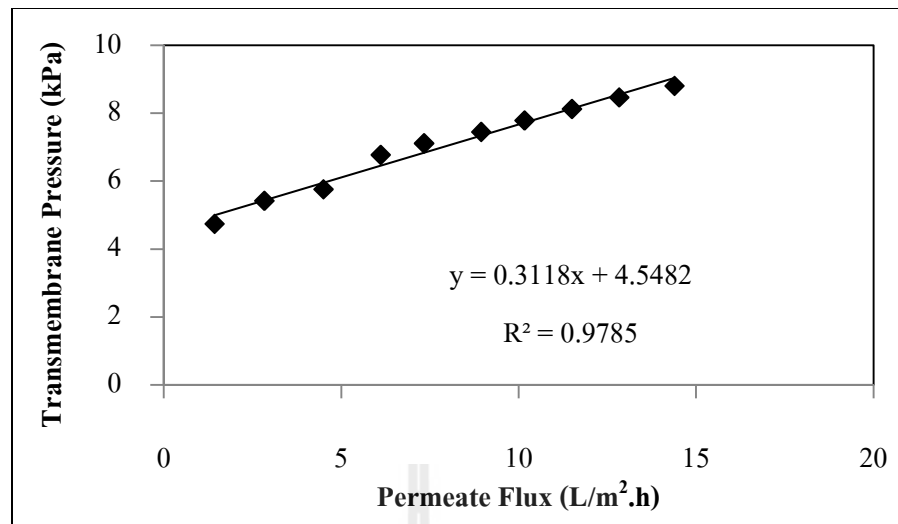
$R_t$  = ความต้านทานรวม (Total resistance for filtration,  $\text{m}^{-1}$ )

ค่าความต้านทานเยื่อกรองเริ่มต้น ( $R_m$ ) ของระบบ HMBR มีค่า  $1.09 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$  และระบบ MBR มีค่า  $1.44 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$  ซึ่งเยื่อกรองที่ใช้ในการศึกษาทั้ง 2 ระบบ ครั้งนี้มีพื้นที่ผิวเยื่อกรอง  $0.9 \text{ m}^2$  และมีขนาดรูพรุน  $0.4 \text{ }\mu\text{m}$  โดยค่าความต้านทานเยื่อกรองมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อเดินระบบในระยะเวลาที่นานขึ้น รวมทั้งเมื่อทำการล้างเยื่อกรอง การเปลี่ยนแปลงค่าความต้านทานมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเนื่องจากสารอุดตัน ที่เกิดการสะสมภายในรูพรุนที่ไม่สามารถกำจัดได้โดยการล้างด้วยสารเคมี ซึ่งส่งผลกระทบต่ออายุการใช้งานของเยื่อกรองได้



รูปที่ 4.7 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลองHMBR





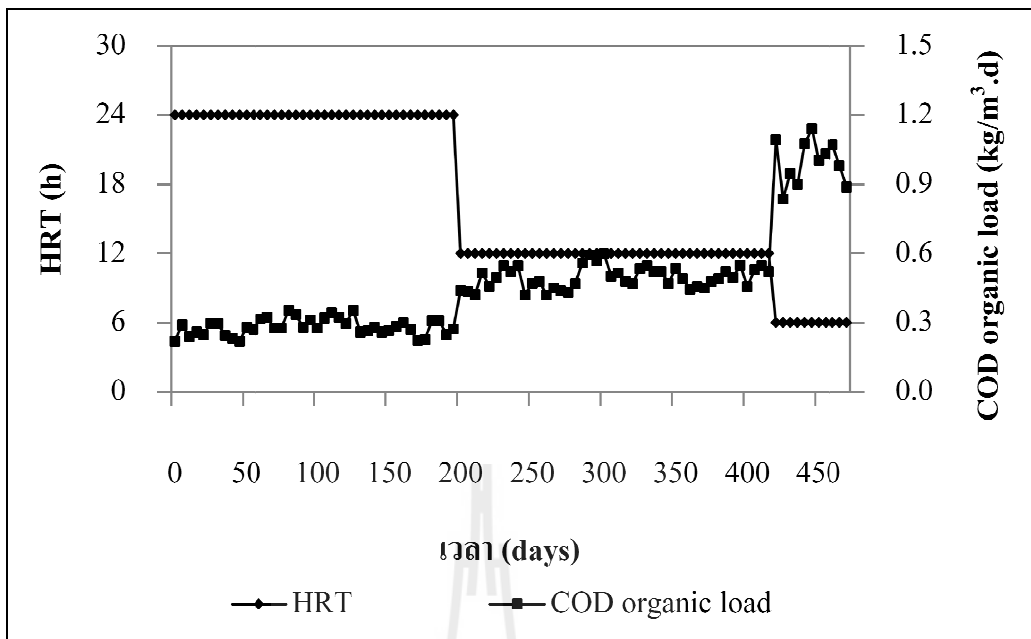
รูปที่ 4.8 ค่า TMP ที่ Permeate Flux ของชุดทดลองMBR

#### 4.5.2 ผลของระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมในด้านประสิทธิภาพการกำจัด

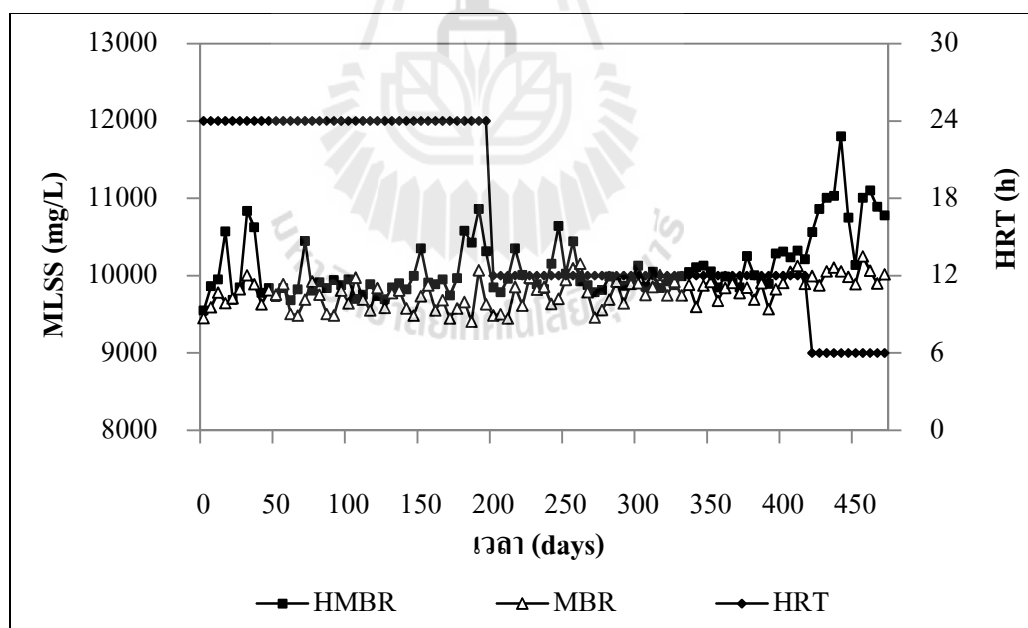
##### 4.5.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัด COD และ BOD โดยระบบ HMBR

###### และระบบ MBR

น้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยระบบไร้อากาศ มีความเข้มข้น COD เท่ากับ  $256.5 \pm 27.1$  mg/L เมื่อบำบัดต่อด้วยระบบ HMBR และระบบ MBR โดยทำการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นดังรูปที่ 4.9 โดยมีภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.282 0.495 และ 0.997 kg/m<sup>3</sup>.d โดยระบบ HMBR มีปริมาณ MLSS เฉลี่ยเท่ากับ 9,990 mg/L 10,022 mg/L และ 10,900 mg/L ตามลำดับ มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อมีระบบรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงขึ้น และระบบ HMBR มีค่า MLSS สูงกว่าระบบ MBR โดยระบบ MBR มีปริมาณ MLSS เฉลี่ยเท่ากับ 9,692 mg/L 9,800 mg/L และ 10,017 mg/L ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4.10



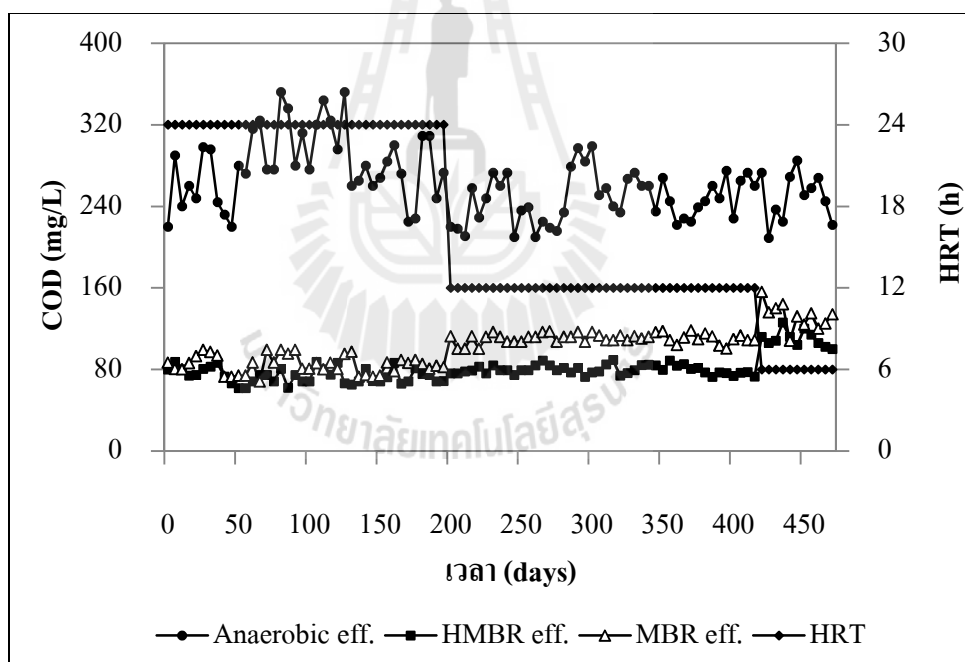
รูปที่ 4.9 อัตราการระบบรทุกสารอินทรีย์ที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ



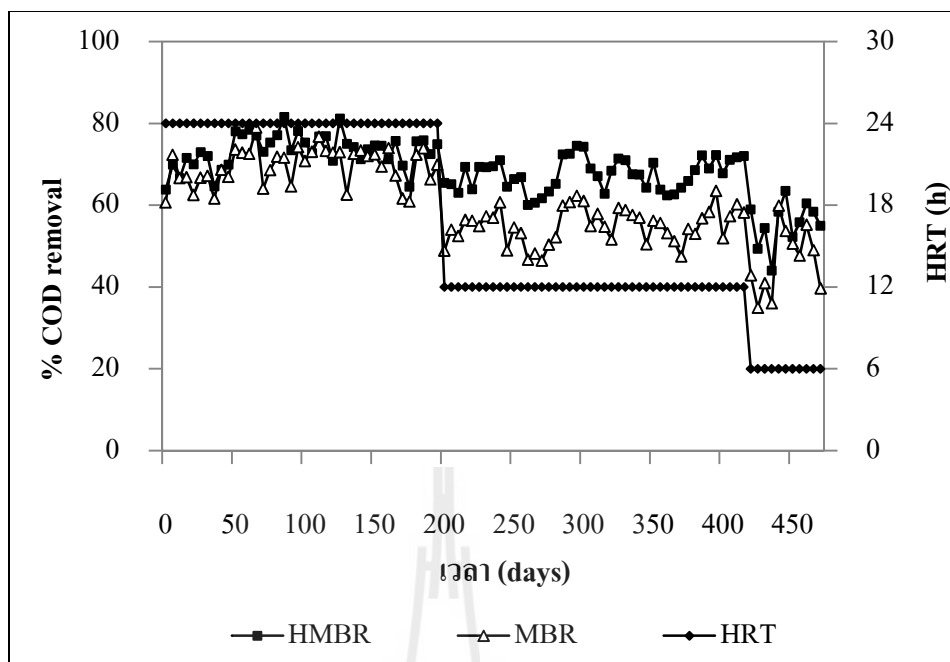
รูปที่ 4.10 ปริมาณ MLSS ในระบบ HMBR และระบบ MBR

เมื่อบำบัดด้วยระบบ HMBR และระบบ MBR ที่เวลาเก็บกักจาก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. ระบบ HMBR มีค่า COD 76.8 mg/L 80.1 mg/L และ 110.4 mg/L ตามลำดับ และ

ระบบ MBR มีค่า COD 84.4 mg/L 109.8 mg/L และ 132.0 mg/L ตามลำดับ ซึ่งระบบ HMBR มีค่า COD ต่ำกว่าระบบ MBR ทุกระยะเวลาเก็บกัก ดังรูปที่ 4.11 แสดงว่าระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงกว่าระบบ MBR ซึ่งระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย 70.1% 68.8% และ 57.0% ตามลำดับ และระบบ MBR มีประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย 67.1% 57.2% และ 48.5% ตามลำดับ ดังรูปที่ 4.12 ซึ่งระบบ HMBR มีประสิทธิภาพกำจัดสารอินทรีย์สูงกว่าระบบ MBR ทุกระยะเวลาเก็บกัก เนื่องจากระบบ HMBR มีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบสูงกว่าระบบ MBR โดยระบบ HMBR มีปริมาณ MLSS อยู่ในช่วง 9,990-10,900 mg/L สูงกว่าระบบ MBR ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 9,692-10,017 mg/L ซึ่งส่งผลให้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูงกว่า และที่ผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์มีเซลล์จุลินทรีย์ และเอนไซม์ และสารอินทรีย์ ซึ่งเอนไซม์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่พื้นผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์ได้ ส่งผลให้สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น (Satyawali and Balakrishnan, 2009)



รูปที่ 4.11 ความเข้มข้น COD ของน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัด

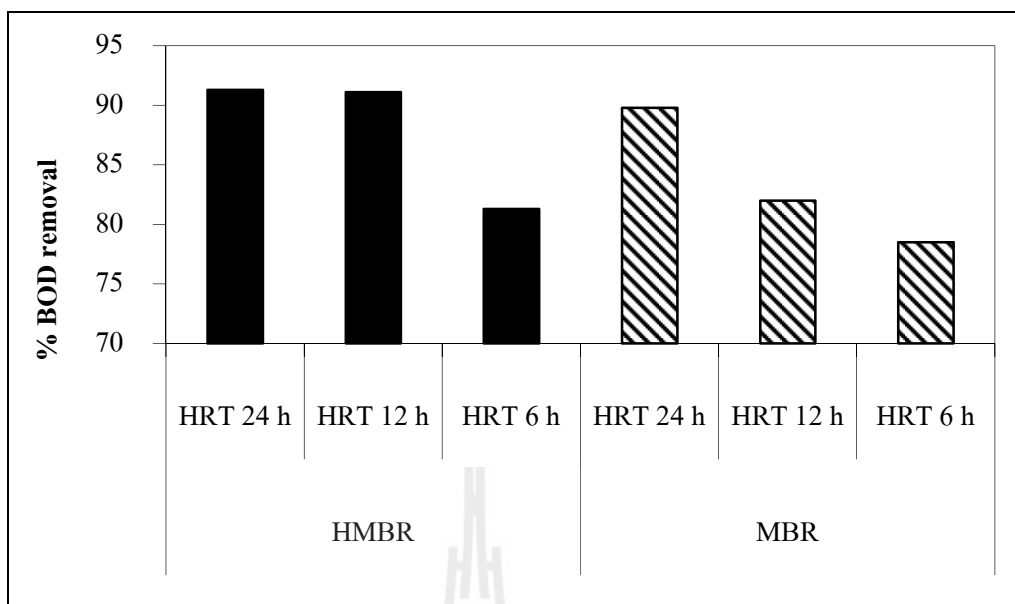


รูปที่ 4.12 ประสิทธิภาพการกำจัด COD ของน้ำเสียที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR

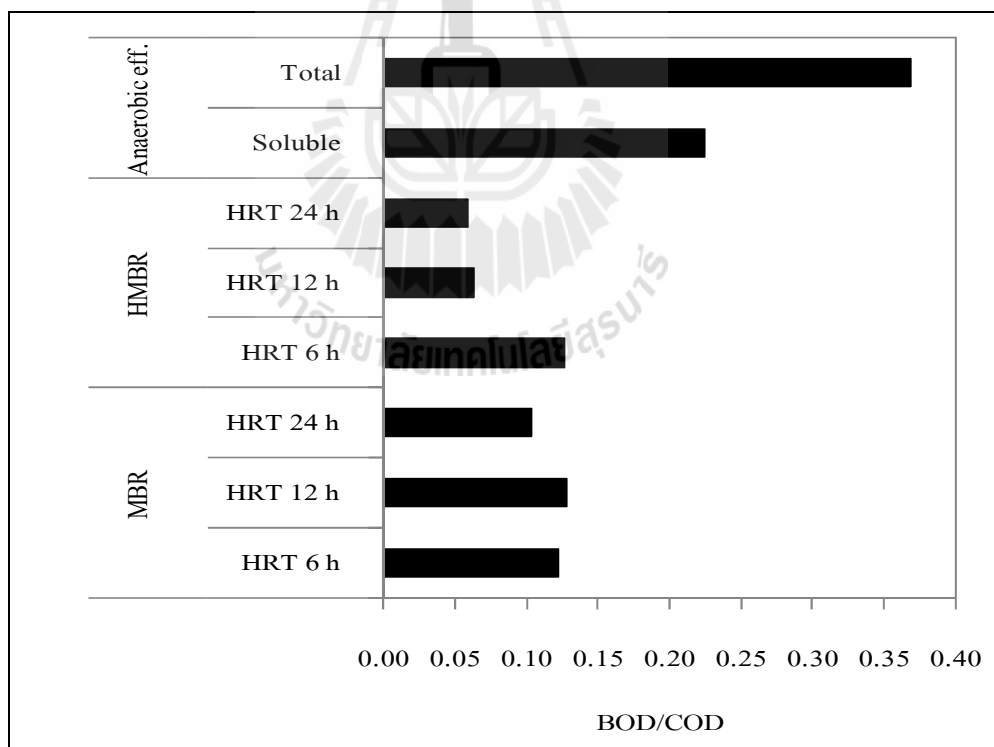
เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด BOD ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. ระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัด 91.3% 91.1% และ 81.3% ตามลำดับ ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัด BOD สูงกว่าระบบ MBR ทุกระยะเวลาเก็บกัก โดยระบบ MBR มีประสิทธิภาพการกำจัด BOD 89.8% 82.0% และ 78.5% ตามลำดับ ดังรูปที่ 4.13 ซึ่งสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูป BOD สูงกว่าในรูป COD ซึ่งส่งผลให้สัดส่วน BOD/COD ดังรูปที่ 4.14 ระบบ HMBR และระบบ MBR มีค่าต่ำอยู่ในช่วง 0.059-0.107 และ 0.103-0.128 ตามลำดับ กล่าวได้ว่าน้ำที่ผ่านระบบ HMBR มีความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีกว่าระบบ MBR เนื่องจากคงเหลือสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable,  $S_r$ ) ในสัดส่วนต่ำ 8.07-18.57% แสดงดังตารางที่ 4.4 ซึ่งระบบ HMBR สามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายได้สูง 94.3% 92.8% และ 81.3% ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด BOD ที่ระบบสามารถกำจัดได้สูง ส่วนระบบ MBR สามารถกำจัดได้ 78.6% 62.4% และ 55.0% ตามลำดับ และระบบ HMBR และระบบ MBR สามารถอนุภาคสารอินทรีย์ได้โดยกรองผ่านเชือกกรองกักเก็บไว้ในระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ

ตารางที่ 4.4 สัดส่วน COD ของน้ำเสียฟอกย้อมของน้ำที่ผ่านระบบต่างๆ

Sample	COD fraction							
	Readily biodegradable (S <sub>r</sub> )		Slowly biodegradable (X <sub>s</sub> )		Soluble inert (S <sub>i</sub> )		Particulate inert (X <sub>i</sub> )	
	COD (mg/L)	% of TCOD	COD (mg/L)	% of TCOD	COD (mg/L)	% of TCOD	COD (mg/L)	% of TCOD
Anaerobic effluent	52.40	20.43	57.20	22.30	70.30	27.41	76.60	29.86
HMBR eff. (HRT 24 h)	6.20	8.07	-	-	70.60	91.93	-	-
HMBR eff. (HRT 12 h)	7.90	9.86	-	-	72.20	90.14	-	-
HMBR eff. (HRT 6 h)	20.50	18.57	-	-	89.90	81.43	-	-
MBR eff. (HRT 24 h)	11.20	13.27	-	-	73.20	86.73	-	-
MBR eff. (HRT 12 h)	19.70	17.95	-	-	90.06	82.05	-	-
MBR eff. (HRT 6 h)	23.6	17.88	-	-	108.40	82.12	-	-



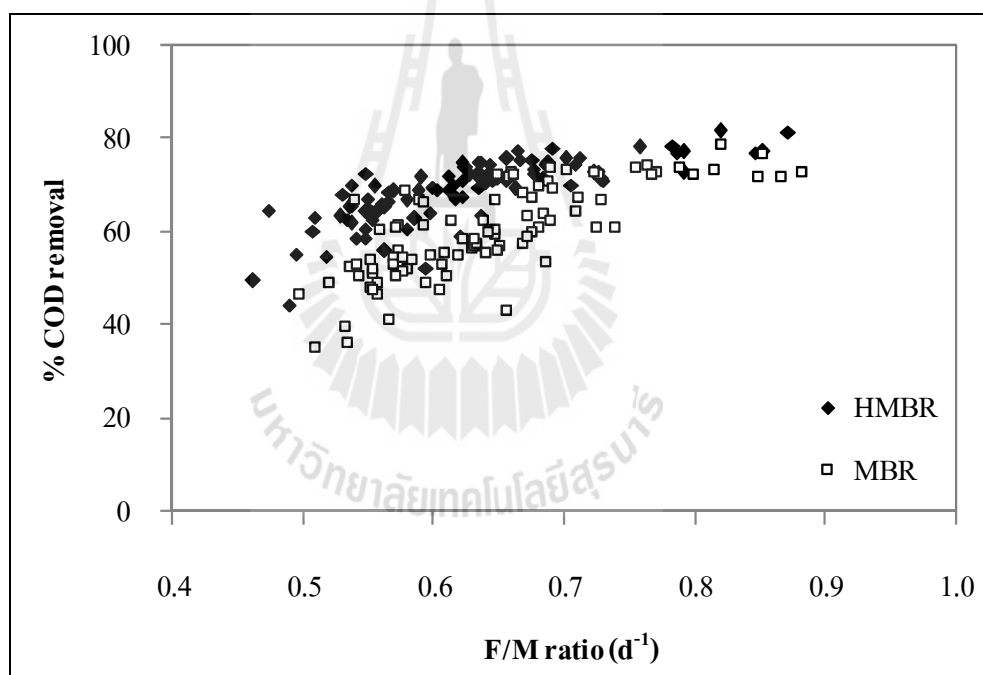
รูปที่ 4.13 ประสิทธิภาพการกำจัด BOD ของน้ำเสียที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR



รูปที่ 4.14 สัดส่วน BOD/COD

เมื่อพิจารณาสัดส่วน F/M กับประสิทธิภาพการกำจัด COD ดังรูปที่ 4.15 พบว่าระบบ HMBR ที่สัดส่วน F/M ต่าง ๆ มีประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงกว่าระบบ MBR เนื่องจากที่ตัวกลางถ่านกัมมันต์มีจุลินทรีย์ และมีเอนไซม์ที่ช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น (Yamini et al., 2009) ทำให้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ถูกรวมอยู่ที่ผิวกลางถ่านกัมมันต์ได้ ส่งผลให้มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น

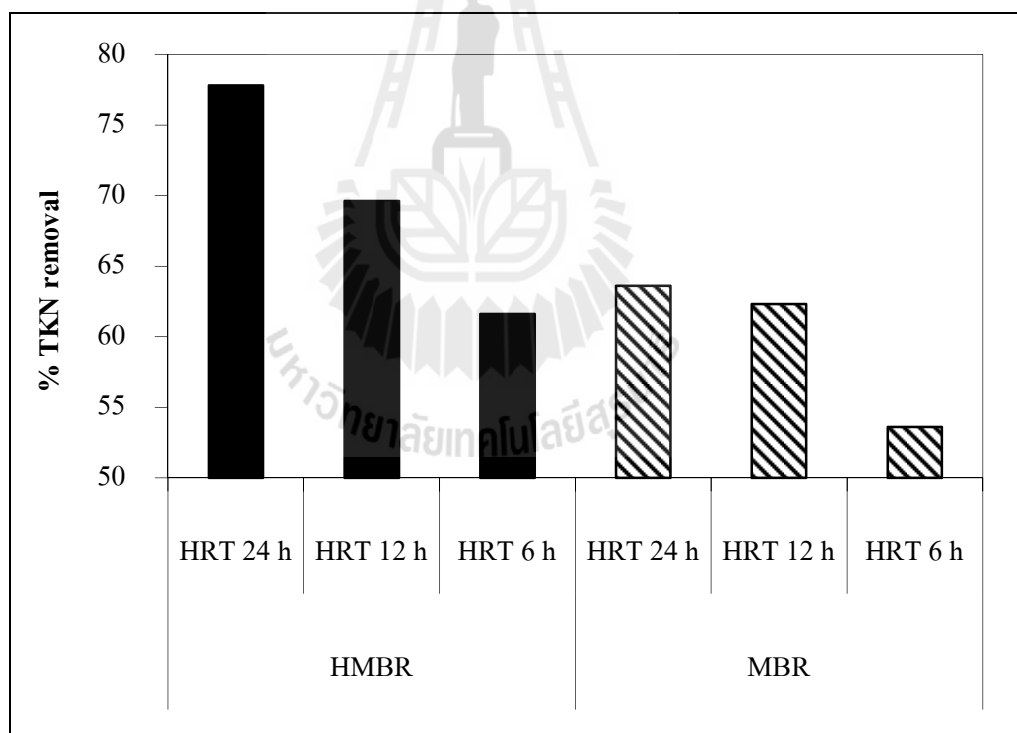
กล่าวโดยสรุปได้ว่าระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูงกว่าระบบ MBR ทุกระยะเวลาการเก็บกัก และคงเหลือสารอินทรีย์ละลายน้ำย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายต่ำ ระบบสามารถกักเก็บจุลินทรีย์สำหรับย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ รวมทั้งพื้นผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์ช่วยเป็นที่ยึดเกาะจุลินทรีย์ เอนไซม์ รวมทั้งสารอินทรีย์ ซึ่งสามารถช่วยเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น (Lesage et al., 2008; Liu et al., 2008; Tian et al., 2008)



รูปที่ 4.15 ประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ F/M ratio ต่างๆ

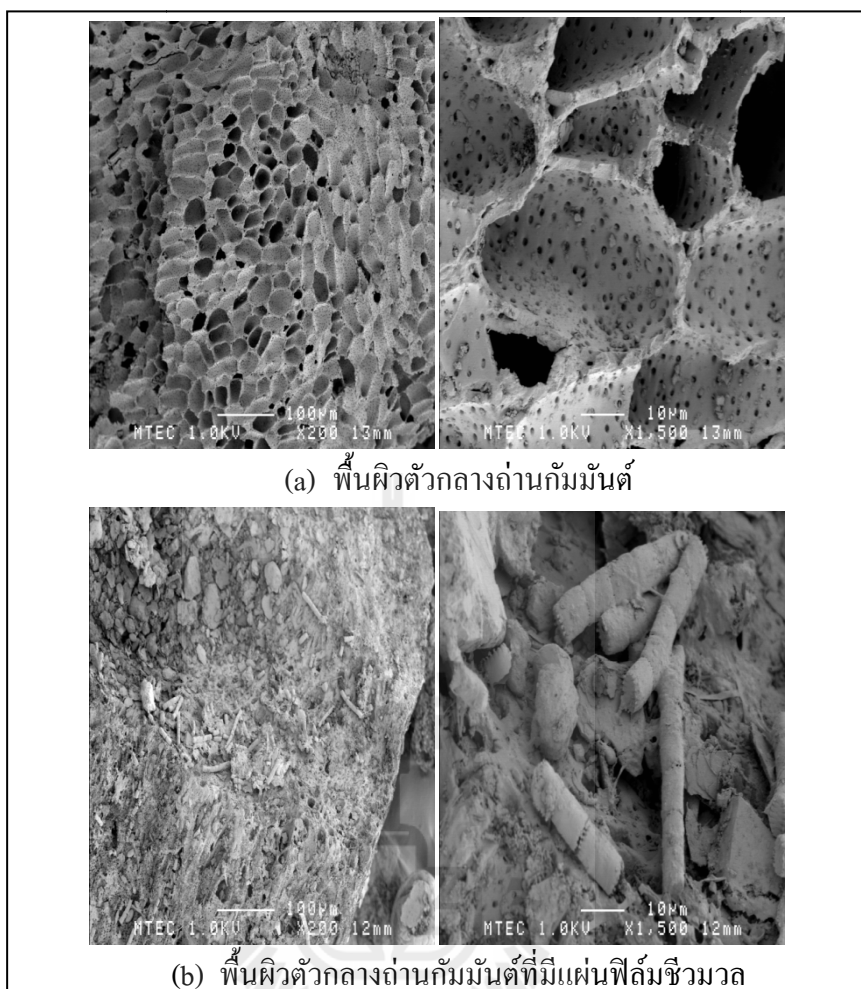
#### 4.5.2.2 ประสิทธิภาพการกำจัด TKN โดยระบบ HMBR และระบบ MBR

สำหรับประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนพบว่าระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. มีประสิทธิภาพการกำจัด TKN เท่ากับ 77.8% 69.6% และ 61.6% แสดงดังรูปที่ 4.16 ซึ่งมีแนวโน้มประสิทธิภาพการกำจัดลดลงเมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลง แต่เมื่อเทียบกับระบบ MBR พบว่าระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัด TKN สูงกว่าระบบ MBR 7.3-14.2% มีแนวโน้มสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบ HMBR สามารถกำจัด COD ได้สูงกว่าระบบ MBR 3-11.6% เนื่องจากถ่านกัมมันต์สามารถกักเก็บจุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิงค์แบคทีเรียที่สามารถเจริญเติบโตได้เข้าไปในระบบ เกิดเป็นแผ่นฟิล์มชีวมวลที่ตัวกลางถ่านกัมมันต์ แสดงดังภาพถ่าย Scanning Electron Microscope (SEM) รูปที่ 4.17 ซึ่งทำให้เกิดสภาวะ aerobic ที่ผิวตัวกลางและ anoxic ภายในรูพรุน ส่งผลให้เกิดปฏิกิริยา nitrification และ denitrification ทำให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูง (Liu et al., 2008)



รูปที่ 4.16 ประสิทธิภาพการกำจัด TKN

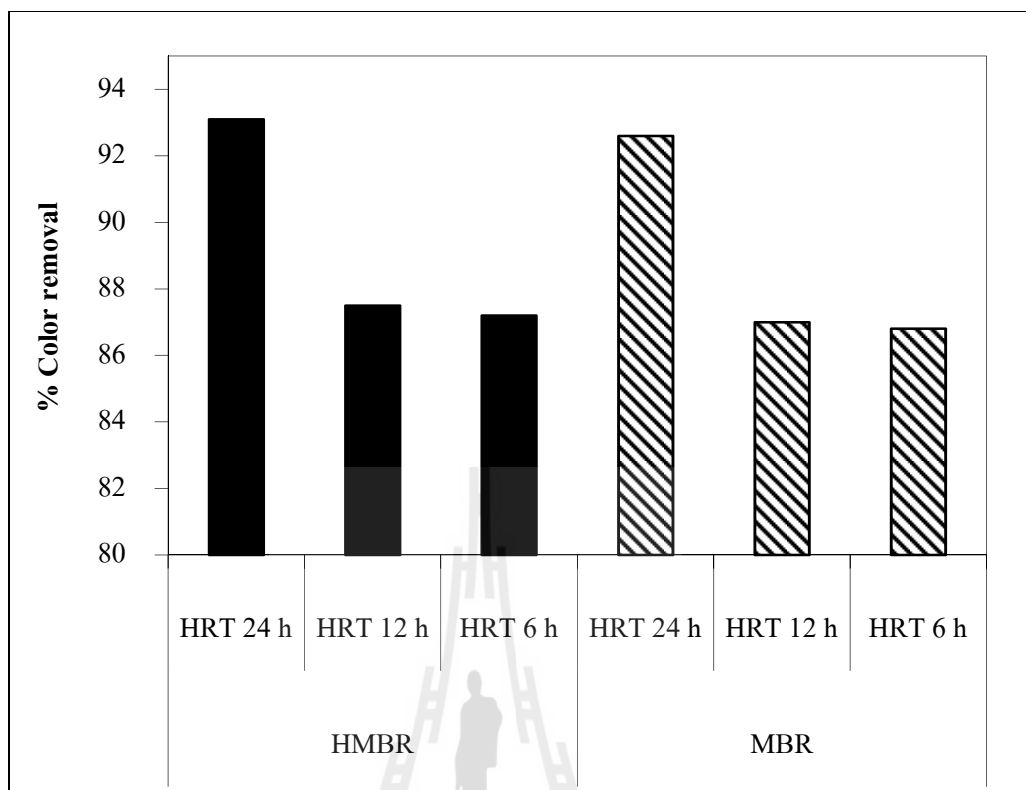




รูปที่ 4.17 ภาพถ่าย Scanning Electron Microscope (SEM)

#### 4.5.2.3 ประสิทธิภาพการกำจัดสีโดยระบบ HMBR และระบบ MBR

สำหรับประสิทธิภาพการกำจัดสีในหน่วย ADMI โดยกำจัดสีในช่วงที่ตามองเห็นสีได้ อยู่ในช่วงความยาวคลื่น 400-700 nm พบว่าระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. มีประสิทธิภาพการกำจัดสี 93.1% 87.5% และ 87.2% แสดงดังรูปที่ 4.18 พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดสีสูงกว่าระบบ MBR 0.4-0.5% และพบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 และ 6 ชม. มีประสิทธิภาพการกำจัดสีใกล้เคียง ซึ่งมีค่าต่ำกว่า 24 ชม. เนื่องจากสีมีโครงสร้างที่ซับซ้อนต้องใช้เวลาในการย่อยสลายสูง



รูปที่ 4.18 ประสิทธิภาพการกำจัดสี

กล่าวโดยรวมได้ว่าระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป COD และ BOD สูงกว่าระบบ MBR ทุกระยะเวลาเก็บกัก เนื่องจากตัวกลางถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตช้ายึดเกาะได้ ทำให้มีอัตราการย่อยสลายได้สูงขึ้น (Lesage et al., 2008; Liu et al., 2008; Tian et al., 2008) สำหรับการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัสซึ่งเป็นสารอาหารเสริมสำหรับจุลินทรีย์ ระบบ HMBR มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ MBR เนื่องจากที่ตัวกลางถ่านกัมมันต์เกิดสถานะ aerobic ที่ผิวตัวกลางและ anoxic ภายในรูพรุน (Liu et al., 2008) ซึ่งช่วยเสริมให้เกิดปฏิกิริยา Denitrification ส่งผลให้มีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้น สำหรับการกำจัดฟอสฟอรัสมีประสิทธิภาพสอดคล้องกับการกำจัดไนโตรเจน เนื่องจากจุลินทรีย์ใช้ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในการสร้างเซลล์จุลินทรีย์

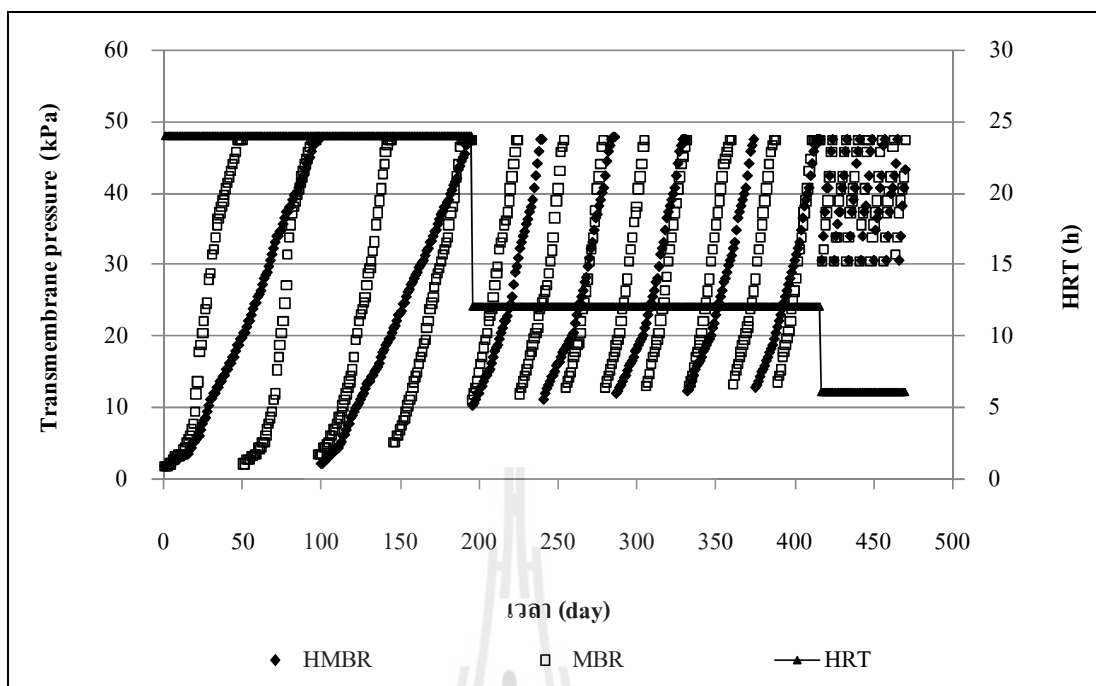
#### 4.5.2.4 ศักยภาพการทำงานของเยื่อกรองในระบบ

ศักยภาพของการกรองในระบบ MBR และ HMBR โดยเปรียบเทียบการทำงานของเยื่อกรองและการอุดตัน โดยพิจารณาสถานะการอุดตันเมื่อมีค่าแรงดันซึมผ่านเยื่อกรอง

(TMP) สูงจนคงที่ และมีค่าอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรอง (Permeate Flux) ลดลง หลังจากนั้นจึงทำการล้างด้วยวิธีที่เหมาะสม ดำเนินการล้างเยื่อกรองด้วยสารเคมี NaOH ซึ่งสามารถไฮโดรไลซ์โมเลกุลของสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคและเป็นฟิล์มที่ยึดเกาะกับเยื่อกรองหลุดออกได้ ส่วน  $\text{HNO}_3$  ใช้จัดการสารอุดตันที่เป็นสารอนินทรีย์

เมื่อเดินระบบชีวภาพแบบมีเยื่อกรองจมตัวที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. มีการเปลี่ยนแปลง TMP ดังรูปที่ 4.19 และรูปที่ 4.20 พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักสูงขึ้น มีผลต่อการทำงานของเยื่อกรอง โดยระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. สามารถเดินระบบได้นานกว่าระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. เท่ากับ 1.67 เท่า และสามารถเดินระบบได้นานกว่า 6 ชม. เท่ากับ 6.25 เท่า เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บกักต่ำ และมีภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงกล่าวได้ว่ามีปริมาณสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น จุลินทรีย์จะมีการเจริญเติบโตเพิ่มสูงขึ้นรวมทั้งมีการปล่อยเอนไซม์สำหรับย่อยสลายสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น ส่งผลให้มีสารอุดตันเพิ่มขึ้น และมีอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองสูง ส่งผลให้เกิดสะสมของชั้นเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรองสูง เกิดการอุดตันเร็วสำหรับระบบ HMBR เดินระบบได้นานกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. และ 6 ชม. คิดเป็น 2.20 และ 12.38 เท่า ซึ่งมีแนวโน้มเมื่อลดระยะเวลาเก็บกักลง ทำให้การทำงานของเยื่อกรองมีระยะเวลาสั้นลง เมื่อพิจารณาร่วมกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักต่ำ สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ต่ำด้วยเช่นกัน

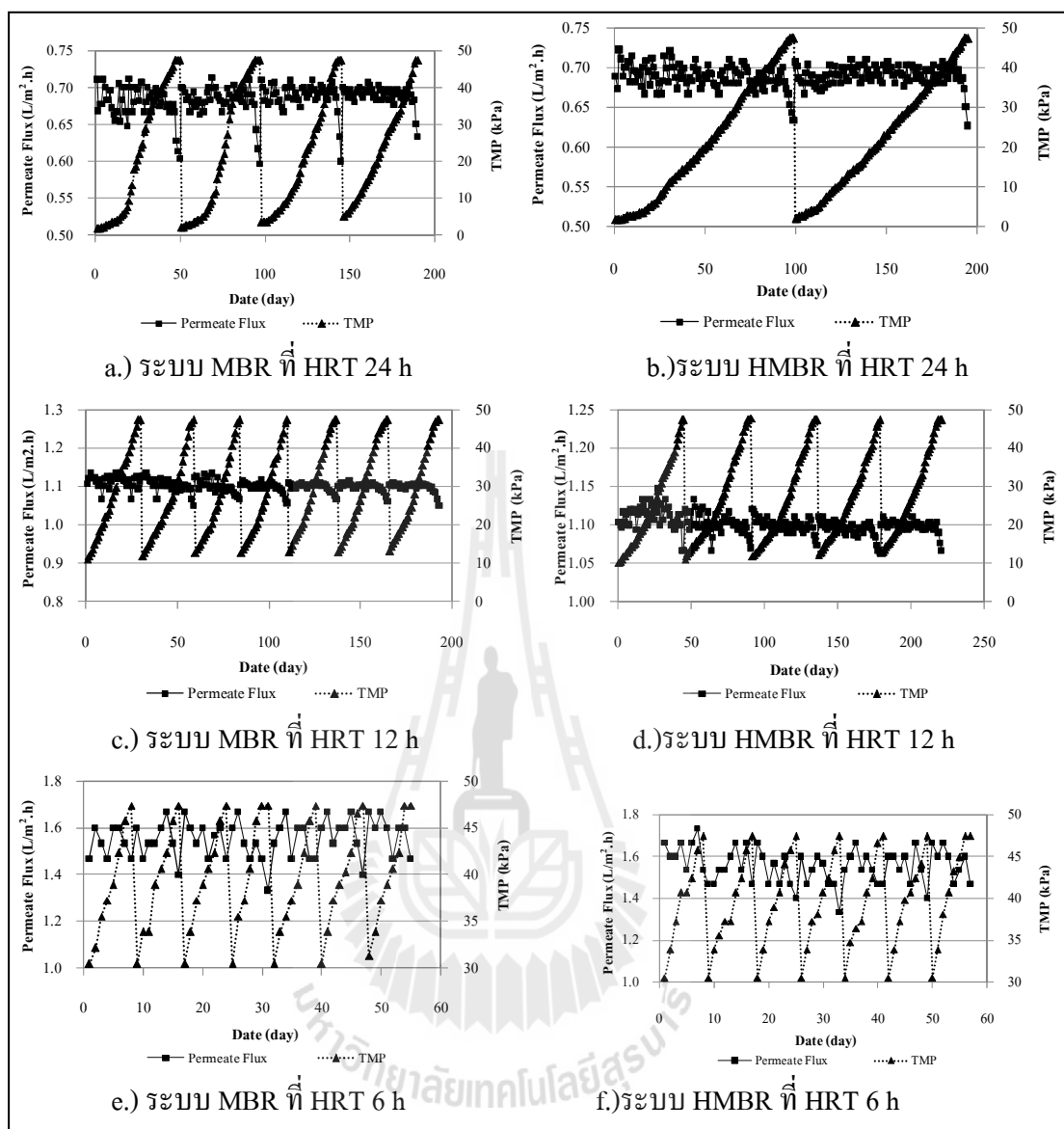
เมื่อทำการเปรียบเทียบระหว่างระบบ HMBR และระบบ MBR พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และ 12 ชม. ระบบ HMBR สามารถเดินระบบได้นานกว่าระบบ MBR 1.98 และ 1.50 เท่า ตามลำดับ แสดงดังตารางที่ 4.5 เนื่องจากถ่านกัมมันต์ช่วยเพิ่มแรงเฉือนระหว่างถ่านกัมมันต์และชั้นเค้ก ส่งผลให้การสะสมชั้นเค้กต่ำกว่าระบบ MBR (Park et al., 1999) สำหรับระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. ซึ่งทั้ง 2 ระบบสามารถเดินระบบได้เพียง 8 วัน เยื่อกรองเกิดการอุดตัน และต้องทำการล้างเยื่อกรอง เนื่องจากเมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลงสัมพันธ์กับอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองที่เพิ่มขึ้น ทำให้มีการสะสมของชั้นเค้กเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว ทำให้เกิดการไหลแบบตั้งฉากกับเยื่อกรอง เรียกว่าการไหลแบบ Dead end เป็นการไหลที่ทำให้เกิดการสะสมของชั้นเค้กสูงกว่าการไหลแบบขนานกับเยื่อกรอง เรียกว่าการไหลแบบ Cross flow ทำให้ระยะเวลาการเดินระบบลดต่ำลง



รูปที่ 4.19 การเปลี่ยนแปลงค่า Permeate Flux และ TMP ของระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกักต่างๆ

ตารางที่ 4.5 ระยะเวลาการเดินระบบ MBR และระบบ HMBR

Condition	Day after Membrane Operation (day)		Ratio of HMBR : MBR Operation Time
	MBR	HMBR	
HRT 24 h.	50	99	1.98
HRT 12 h.	30	45	1.50
HRT 6 h.	8	8	1.00



รูปที่ 4.20 การเปลี่ยนแปลงค่า Permeate Flux และ TMP ของระบบ MBR และระบบ HMBR

สรุปได้ว่าเมื่อเดินระบบ HMBR พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และ 12 ชม. สามารถเดินระบบได้นานกว่าระบบ MBR ถึง 1.98 และ 1.50 เท่า ตามลำดับ ดังนั้นหากต้องการเดินระบบได้นานจึงจำเป็นต้องมีการเติมตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของเยื่อกรองได้สามารถลดการอุดตันของเยื่อกรองโดยทำให้ TMP เพิ่มขึ้นช้าลง ซึ่งตัวกลางที่เพิ่มแรงเสียดทานที่ผิวเยื่อกรองทำให้ชั้นเค้กที่สะสมลดลง และช่วยลดอัตราการอุดตันเยื่อกรองได้

### 4.5.3 การอุดตันและการล้างเยื่อกรอง

เมื่อทำการเดินระบบ MBR และระบบ HMBR มีการเปลี่ยนแปลงค่าแรงดันซึมผ่านเยื่อกรอง (TMP) แสดงดังรูปที่ 4.19 และรูปที่ 4.20 พบว่าระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. มีค่า TMP เพิ่มขึ้นช้ากว่าระบบ MBR 2.0 เท่า ดังตารางที่ 4.6 และระบบ HMBR มีอัตรา Irreversible fouling  $3.21 \times 10^{-3}$  mbar/min ต่ำกว่าระบบ MBR 2.0 เท่า ( $6.35 \times 10^{-3}$  mbar/min) แสดงดังตารางที่ 4.7 เนื่องจากถ่านกัมมันต์เพิ่มแรงเสียดทานระหว่างชั้นเค้กและผิวเยื่อกรอง ส่งผลให้มีการสะสมของชั้นเค้กลดลง (Park et al., 1999; Satyawali and Balakrishman, 2009) ซึ่ง Irreversible fouling พิจารณาจากค่า TMP ที่เพิ่มขึ้นต่อเวลาในขณะที่เดินระบบการกรองผ่านเยื่อกรองภายใต้การจัดการการอุดตันด้วยวิธีทางกายภาพ จนกระทั่งวิธีทางกายภาพไม่สามารถทำหน้าที่ได้อย่างมีประสิทธิภาพ คือค่า TMP สูงขึ้นจนกระทั่งและอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองลดลง โดยพิจารณาความแตกต่างของค่า TMP จากเริ่มต้นจนกระทั่งเพิ่มขึ้นจนถึงต่อระยะเวลาที่เดินระบบ (Drews, 2010) ซึ่งการจัดการการอุดตันด้วยวิธีทางกายภาพดำเนินการโดยการเติมอากาศ และการเติมถ่านกัมมันต์ในระบบเพื่อเพิ่มแรงเสียดทานระหว่างผิวหน้าเยื่อกรองและชั้นเค้กที่เกิดการสะสมขึ้นและการล้างย้อนด้วยลม เพื่อกำจัดสารอุดตันที่ขนาดใกล้เคียงกับรูพรุนของเยื่อกรองที่เข้าไปอุดตันในรูพรุนซึ่งค่า Irreversible fouling บ่งชี้ได้ว่าเป็นการอุดตันภายนอก

ตารางที่ 4.6 การอุดตันเยื่อกรองลักษณะต่างๆ ของระบบ MBR และระบบ HMBR

Condition	Fouling Type	
	Irreversible fouling (mbar/min)	Irrecoverable fouling (mbar/min)
MBR (HRT 24 h)	$6.35 \times 10^{-3}$	$4.72 \times 10^{-5}$
MBR (HRT 12 h)	$8.43 \times 10^{-3}$	$1.94 \times 10^{-4}$
MBR (HRT 6 h)	$1.18 \times 10^{-1}$	-
HMBR (HRT 24 h)	$3.21 \times 10^{-3}$	$2.38 \times 10^{-5}$
HMBR (HRT 12 h)	$5.75 \times 10^{-3}$	$1.31 \times 10^{-4}$
HMBR (HRT 6 h)	$1.18 \times 10^{-1}$	-

จากการเดินระบบ HMBR มีการเปลี่ยนแปลงค่า TMP และอัตรา Irreversible fouling ต่ำกว่าระบบ MBR จึงกล่าวได้ว่าถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR ช่วยเสริมการจัดการการอุดตันภายนอกซึ่งเป็นการอุดตันหลัก ทำให้สามารถยืดเวลาการเดินระบบได้นานขึ้น

รวมทั้งระบบ HMBR มีอัตรา Irrecoverable fouling  $2.38 \times 10^{-5}$  mbar/min เป็นการอุดตันภายใน (Kraume et al., 2009) มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR 6.8 เท่า ( $1.62 \times 10^{-4}$  mbar/min) เนื่องจากถ่านกัมมันต์สามารถดูดซับสารอุดตันได้ (Li et al., 2005; Guo et al., 2008) โดยค่า Irrecoverable fouling พิจารณาจากความแตกต่างของค่า TMP เริ่มต้นหลังจากที่เยื่อกรองผ่านการล้างด้วยสารเคมีกับค่า TMP เมื่อเริ่มต้นระบบครั้งก่อนหน้า ต่อระยะเวลาเดินระบบ (Drews, 2010) ซึ่งการอุดตันดังกล่าวเกิดจากสารอุดตันละลายน้ำเกิดการสะสมที่ผิวรูพรุนเยื่อกรอง จากค่า Irrecoverable fouling ของระบบ HMBR ที่มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR สอดคล้องกับปริมาณสารอุดตันในระบบ HMBR ที่มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR พบว่าในระบบ HMBR มีปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตที่ละลายน้ำ 7.21 mg/g VSS และ 7.78 mg/g VSS ตามลำดับ แสดงดังตารางที่ ๓.4 และ ๓.5 ในภาคผนวก ๓ ซึ่งมีค่าต่ำกว่าระบบ MBR 0.11% และ 9.01% ตามลำดับ เนื่องจากอิทธิพลของตัวกลางถ่านกัมมันต์ดูดซับสารอุดตันไว้จึงทำให้มีปริมาณสารอุดตันที่อุดตันภายในต่ำ ซึ่งสัมพันธ์กับค่า Irrecoverable fouling ที่มีค่าต่ำเช่นกัน

จากการพิจารณาอัตรา Irreversible fouling และ Irrecoverable fouling ของระบบ MBR และระบบ HMBR แสดงดังตารางที่ 4.6 พบว่าระยะเวลาเก็บกักสัมพันธ์กับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ซึ่งมีอิทธิพลต่อการสะสมสารอุดตันภายนอกและภายในเยื่อกรอง โดยระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. มีอัตรา Irreversible fouling สูง 1.33 เท่าของระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และ มีอัตรา Irrecoverable fouling สูง 4.17 เท่าของระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. สำหรับระบบ HMBR มีค่า 1.79 และ 5.56 เท่า ตามลำดับ กล่าวได้ว่าเมื่อลดระยะเวลาเก็บกักอัตราการอุดตันภายในและภายนอกมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น เนื่องจากมีสารอินทรีย์สะสมในระบบเพิ่มขึ้น สำหรับอิทธิพลของตัวกลางถ่านกัมมันต์นั้นสามารถช่วยลดอัตรา Irreversible fouling และ Irrecoverable fouling ของระบบ HMBR เทียบกับระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. ได้ 0.51 และ 0.50 เท่า ตามลำดับ ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. มีค่า 0.68 และ 0.68 เท่า ตามลำดับ เนื่องจากตัวกลางถ่านกัมมันต์เพิ่มแรงเฉือนระหว่างชั้นเค้กและผิวเยื่อกรอง ชั้นเค้กสะสมลดลง จึงทำให้มีอัตรา Irreversible fouling ต่ำกว่าระบบ MBR (Yamini and Malini, 2009) และตัวกลางถ่านกัมมันต์ดูดซับสารอุดตันได้ (Guo et al., 2008) ทำให้มีอัตรา Irrecoverable fouling ต่ำกว่าระบบ MBR ซึ่งเป็นการอุดตันภายในรูพรุนเยื่อกรองสำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. ทั้งระบบ MBR และระบบ HMBR มีระยะเวลาการเดินระบบเท่ากันที่ 8 วัน และมีค่า Irreversible fouling เท่ากับ  $1.18 \times 10^{-1}$  mbar/min ซึ่งกล่าวได้ว่ามีการอุดตันภายนอกเป็นหลัก เนื่องจากอัตราการไหลที่เพิ่มขึ้นส่งผลต่อทิศทางการการไหลต่อเยื่อกรอง โดยการเดิมอากาศ การล้างย้อน และการเพิ่มตัวกลางถ่านกัมมันต์ไม่สามารถช่วยเสริมศักยภาพการทำงานของเยื่อกรองได้อย่างมีประสิทธิภาพ

จากผลการเดินระบบ HMBR และระบบ MBR สำหรับบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศพบว่าเมื่อเดินระบบจนกระทั่งค่า TMP สูงขึ้น และอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองลดลง กล่าวได้ว่าเยื่อกรองเกิดการอุดตันจึงทำการล้างเยื่อกรองด้วยการล้างด้วยน้ำเปล่าเพื่อกำจัดชั้นเค้กที่สะสมที่ผิวเยื่อกรอง ( $R_p$ ) และทำการล้างเยื่อกรองด้วยสารเคมี ล้างด้วย NaOH เป็นการกำจัดสารอินทรีย์ที่อุดตันภายในเยื่อกรอง และล้างด้วย  $HNO_3$  เป็นการกำจัดสารอนินทรีย์ที่อุดตันภายใน ( $R_p$ ) (Mo et al., 2010) จากการวิเคราะห์ค่าความต้านทานเยื่อกรองที่สภาวะต่างๆ มีค่าดังตารางที่ 4.7 และในภาคผนวก ง. พบว่าเดินระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. มีค่าความต้านทานจากการสะสมชั้นเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรอง  $1.32 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$  และ  $1.40 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$  ตามลำดับ โดยพิจารณาจากความแตกต่างของค่าความต้านทานระหว่างสภาวะเยื่อกรองที่เดินระบบระยะยาวกับเยื่อกรองที่ผ่านการล้างสารแขวนลอยที่สะสมที่ผิวหน้าเยื่อกรองด้วยน้ำสะอาด ซึ่งค่าความต้านทานจากการสะสมชั้นเค้กสามารถบ่งชี้ถึงลักษณะการอุดตันภายนอกได้ คิดเป็น 50.62% และ 42.55% ของค่าความต้านทานทั้งหมด ตามลำดับ ซึ่งระบบ HMBR มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR เนื่องจากถ่านกัมมันต์ช่วยลดความหนาของชั้นเค้กเนื่องจากแรงเฉือนระหว่างถ่านกัมมันต์และชั้นเค้กเพิ่มขึ้น (Park et al., 1999) และเมื่อทำการล้างเยื่อกรองด้วยสารเคมีพบว่ามีความต้านทานจากการอุดตันภายใน  $0.18 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$  และ  $0.45 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$  ตามลำดับคิดเป็นสัดส่วน 6.81% และ 13.70% ของค่าความต้านทานทั้งหมด ตามลำดับ ซึ่งระบบ HMBR มีค่าต่ำกว่ากล่าวได้ว่าถ่านกัมมันต์สามารถดูดซับสารอุดตันไว้

เมื่อเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. พบว่าทั้งระบบ HMBR และระบบ MBR มีการสะสมของชั้นเค้กสูง เนื่องจากมีค่าความต้านทานของชั้นเค้กสูง  $1.01 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$  และ  $1.80 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$  ตามลำดับ เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักที่ลดลงสัมพันธ์กับอัตราการไหลซึมผ่านเยื่อกรองที่เพิ่มขึ้น ทำให้มีการสะสมของชั้นเค้กเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว ทำให้ระบบเกิดการอุดตันอย่างรวดเร็ว

เมื่อเดินระบบในระยะยาวพบว่าเมื่อล้างเยื่อกรองด้วยสารเคมี ทั้ง 2 ระบบจะมีค่าความต้านทานเยื่อกรองเพิ่มสูงขึ้น แสดงดังตารางที่ 4.8 เกิดจากการอุดตันด้วยสสารละลายน้ำที่มีขนาดอนุภาคเล็กกว่ารูพรุนของเยื่อกรองคุดติดภายในรูพรุนสะสมจนสารเคมีไม่สามารถจัดการกำจัดได้อย่างมีประสิทธิภาพได้ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. ระบบ HMBR เดินระบบเป็นระยะเวลา 195 วัน โดยเกิดการอุดตันจำนวน 2 ครั้ง เมื่อทำการล้างเยื่อกรองพบว่ามีความต้านทานเยื่อกรองเทียบกับค่าความต้านทานเยื่อกรองใหม่เพิ่มขึ้น 1.27% ส่วนระบบ MBR เดินระบบ 190 วัน เกิดการอุดตัน 4 ครั้ง พบว่าเมื่อล้างเยื่อกรองมีความต้านทานเยื่อกรองเพิ่มขึ้น 11.99% เมื่อเทียบกับเยื่อกรองใหม่ ซึ่งระบบ MBR เกิดการอุดตันสูงกว่าระบบ HMBR เนื่องจากมีการสะสมสารอุดตันภายในรูพรุนสูงกว่า จึงทำให้สามารถกำจัดสารอุดตันภายในได้ต่ำกว่า เนื่องจากอิทธิพลของถ่านกัมมันต์



สามารถดูดซับสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ในสารละลายน้ำ (Bulk phase) ที่มีขนาดเล็กกว่าหรือใกล้เคียงรูพรุนของเยื่อกรองได้ และเกิดการดูดติดที่ผิวถ่านกัมมันต์ ทำให้เกิดการดูดติดที่รูพรุนเยื่อกรองลดลง (Li et al., 2005) ส่งผลให้ระบบ HMBR มีค่าความต้านทานหลังจากการล้างด้วยสารเคมีต่ำกว่าระบบ MBR เมื่อพิจารณาที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. พบว่าเมื่อทำการล้างเยื่อกรองของระบบ HMBR ด้วยสารเคมี มีค่าความต้านทานสูงกว่าเริ่มต้น 4.12% และระบบ MBR สูงกว่าเริ่มต้น 22.32% ซึ่งมีแนวโน้มเหมือนกับที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. เนื่องจากถ่านกัมมันต์สามารถช่วยดูดซับสารดูดตันได้ทำให้เกิดการสะสมสารดูดตันในรูพรุนน้อยลง และเมื่อเดินระบบนานขึ้นมีแนวโน้มการจัดการการดูดตันภายในมีประสิทธิภาพลดลง เนื่องจากมีการสะสมของสารดูดตันในรูพรุนเพิ่มสูงขึ้น ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. มีการเพิ่มขึ้นสูงอย่างต่อเนื่อง เนื่องจากการใช้งานเยื่อกรองในระยะเวลาสั้นทำให้เกิดการสะสมของสารดูดตันภายในรูพรุนที่สารเคมีไม่สามารถกำจัดได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งจัดการได้โดยการเพิ่มระยะเวลาในการล้างเพิ่มขึ้นทำให้สารเคมีสามารถจัดการสารดูดตันได้เพิ่มขึ้น

กล่าวโดยสรุปจากการเปลี่ยนแปลงค่า TMP อัตรา Irreversible fouling อัตรา Irrecoverable fouling และค่าความต้านทานภายนอกและภายในพบว่าระบบ HMBR มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR เนื่องจากอิทธิพลของตัวกลางถ่านกัมมันต์ช่วยเพิ่มแรงเฉือนระหว่างชั้นเค้กและผิวหน้าเยื่อกรอง ซึ่งเป็นการจัดการการดูดตันภายนอก และสามารถดูดซับสารดูดตันที่ส่งผลต่อการดูดตันภายในได้ ดังนั้นการเพิ่มตัวกลางถ่านกัมมันต์สามารถยืดระยะเวลาการเดินระบบได้ รวมทั้งสามารถยืดอายุการใช้ของเยื่อกรองได้

ตารางที่ 4.7 ค่าความต้านทานเยื่อกรองที่สภาวะต่าง ๆ

ระบบ	สภาวะ	ค่าความต้านทาน( $10^{12} \text{ m}^{-1}$ )		
		HRT 24 h	HRT 12 h	HRT 6 h
MBR	เยื่อกรองใหม่ ( $R_m$ )	1.2833	1.4372	1.7581
	เมื่อเดินระบบระยะยาว	3.2852	15.0160	23.6640
	เมื่อผ่านการล้างด้วยน้ำเปล่า	1.8872	2.6168	5.6678
	เมื่อผ่านการล้างด้วยสารเคมี	1.4372	1.7581	5.0179
	ความต้านทานทั้งหมด ( $R_t$ )	3.2852	15.0160	23.6640
	ความต้านทานของชั้นเค้ก ( $R_c$ )	1.3980	12.3992	17.9962
	ความต้านทานการอุดตัน ( $R_f$ )	0.4500	0.8587	0.6499
	ความต้านทานใหม่สำหรับระบบต่อไป ( $R_m$ )	1.4372	1.7581	5.0179
HMBR	เยื่อกรองใหม่ ( $R_m$ )	1.0924	1.1063	1.1519
	เมื่อเดินระบบระยะยาว	2.5988	2.9763	14.6630
	เมื่อผ่านการล้างด้วยน้ำเปล่า	1.2833	1.3944	4.5767
	เมื่อผ่านการล้างด้วยสารเคมี	1.1063	1.1519	3.5687
	ความต้านทานทั้งหมด ( $R_t$ )	2.5988	2.9763	14.6630
	ความต้านทานของชั้นเค้ก ( $R_c$ )	1.3155	1.5819	10.0863
	ความต้านทานการอุดตัน ( $R_f$ )	0.1770	0.2425	1.008
	ความต้านทานใหม่สำหรับระบบต่อไป ( $R_m$ )	1.1063	1.1519	3.5687

ตารางที่ 4.8 ค่าความต้านทานเยื่อกรองของเยื่อกรองในระบบ MBR และ HMBR เมื่อผ่านการล้าง

ระยะเวลาเก็บกัก (ชม.)	ล้างครั้งที่	ค่าความต้านทานเยื่อกรองเมื่อผ่านการล้าง ( $10^{12} \text{ m}^{-1}$ )	
		MBR	HMBR
24	เยื่อกรองใหม่	1.2833	1.0924
	1	1.3036	1.1003
	2	1.3275	1.1063
	3	1.4372	-
12	1	1.5108	1.1183
	2	1.5474	1.1238
	3	1.5741	1.1113
	4	1.6004	1.1542
	5	1.6313	1.1519
	6	1.6705	-
	7	1.7581	-
6	1	2.1890	1.4128
	2	2.5988	1.8724
	3	2.9763	1.9964
	4	5.0179	3.5787

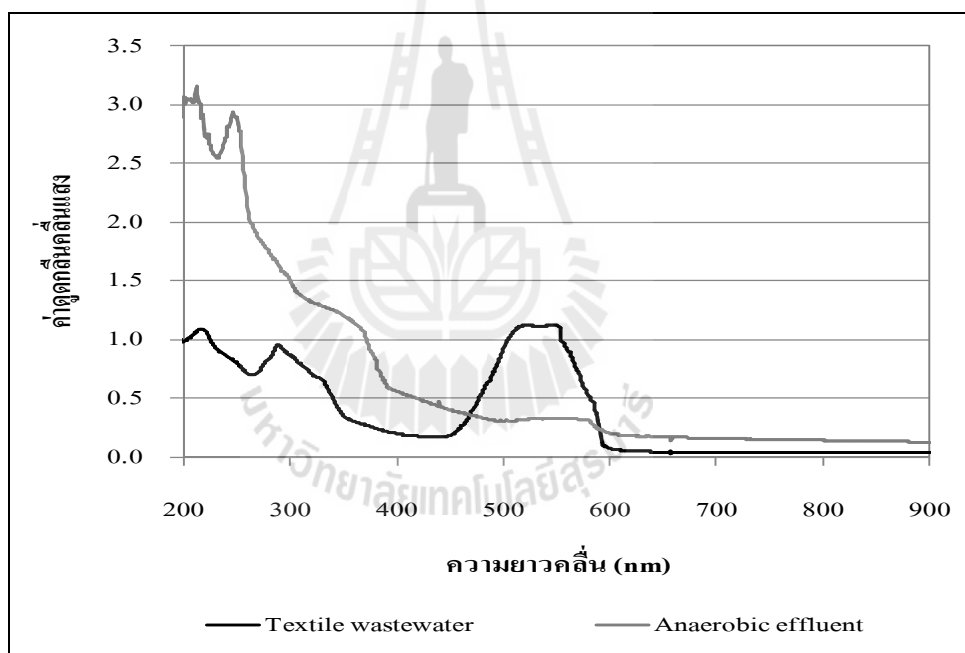
#### 4.6 ศึกษาเส้นทางการย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อมโดยระบบไร้อากาศ ระบบ MBR และระบบ HMBR

สีย้อมเป็นสารที่มีโครงสร้างซับซ้อน และมีความเป็นพิษ โดยเมื่อน้ำเสียฟอกย้อมย่อยสลายด้วยจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะต่างๆ จะเกิดสารประกอบที่แตกต่างกันโดยระบบไร้อากาศจะย่อยสีโดยทำลายพันธะของสีแตกออกเกิดสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษเป็นสารก่อมะเร็ง แต่สารพิษที่เกิดขึ้นสามารถกำจัดได้โดยการออกซิไดซ์ด้วยออกซิเจน ซึ่งการศึกษาเส้นทางการย่อยสลายสีภายใต้สภาวะการเดินระบบต่างๆ จึงเป็นการยืนยันการกำจัดสารพิษที่เกิดขึ้นได้เพื่อนำไปสู่การบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมอย่างเหมาะสมและยั่งยืน โดยวิเคราะห์เส้นทางการย่อยสลายด้วยวิธีวิเคราะห์ Direct UV-vis absorbance spectrum และ Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) ซึ่งสามารถบ่งบอกสารประกอบที่เกิดขึ้นเพื่ออธิบายถึงกลไกการย่อยสลายและเส้นทางการย่อยสลายของสารอินทรีย์และสีในน้ำเสียฟอกย้อมได้

#### 4.6.1 วิเคราะห์สารประกอบด้วยวิธี UV-visible absorbance spectrum

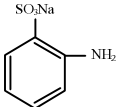
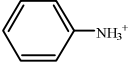
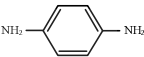

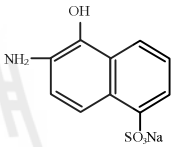
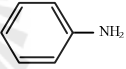
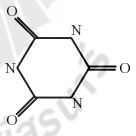
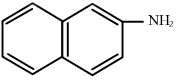
การวิเคราะห์สารประกอบของสารมีหลายวิธี เช่น Gas chromatography (GC), High performance liquid chromatography (HPLC), Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FT-IR) และ Direct UV spectrophotometry แต่การวิเคราะห์ด้วยวิธี Direct UV spectrophotometry เป็นวิธีที่รวดเร็วกว่า สะดวกต่อการวิเคราะห์ ค่าใช้จ่ายต่ำ ไม่ต้องใช้สารเคมีในการวิเคราะห์ และสามารถวิเคราะห์ได้ทั้งน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม การพิจารณาค่าดูดกลืนคลื่นแสงสามารถวิเคราะห์สารประกอบได้ โดยช่วงความยาวคลื่น UV < 400 nm เป็นช่วงที่ไม่สามารถสังเกตสีได้อีก ทั้งเป็นช่วงของสารประกอบอะโรมาติก (Pinheiro et al., 2004) และในช่วงความยาวคลื่น visible 400-700 nm เป็นช่วงที่สามารถเห็นสีได้ เมื่อพิจารณาค่าดูดกลืนคลื่นแสงของน้ำเสียฟอกย้อมที่ปนเปื้อนสีย้อมรีแอคทีฟเรด 141 ดังรูปที่ 4.21 พบว่ามีค่าดูดกลืนคลื่นแสงในช่วง UV (< 400 nm.) ที่ความยาวคลื่นแสง 191 nm 217 nm และ 289 nm เป็นสารประกอบอะโรมาติก Sulfanilic acid, 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid และ Phenylenediamine ตามลำดับ (Perkampus, 1992) สอดคล้องกับโครงสร้างของรีแอคทีฟเรด 141 ซึ่งเป็นสีโคอะโซ กลุ่มซัลโฟเนต และมีสารประกอบเอมีน ดังโครงสร้างรูปที่ 3.2 และมีค่าดูดกลืนคลื่นแสงสูงสุดที่ความยาวคลื่น ( $\lambda_{max}$ ) 544 nm ดังรูปที่ 4.21 ซึ่งเป็นช่วงที่ตามองเห็น (400-700 nm) เมื่อนำน้ำเสียฟอกย้อมผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศพบว่าค่าดูดกลืนแสงที่  $\lambda_{max}$  ของสีฟอกย้อมลดลง 70.8% ซึ่งพันธะอะโซถูกไฮโดรไลซิสภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ซึ่งทำให้สีลดลง แต่เกิดสารประกอบอะโรมาติก (İşik and Sponza 2004) เนื่องจากพบค่าดูดกลืนคลื่นแสงที่ความยาวคลื่นอยู่ในช่วง UV (< 400 nm.) ซึ่งเป็นช่วงของสารประกอบอะโรมาติก มาติก (Pinheiro et al., 2004) แสดงดังรูปที่ 4.21 และตารางที่ 4.9 พบค่าดูดกลืนคลื่นแสงที่ความยาวคลื่น 191 nm 196-206 nm 210 nm 212 nm 217 nm 230 nm 235 nm 242 nm และ 285 nm ซึ่งเป็นสาร Sulfanilic acid, Anilinium ion, Phenylenediamine, Methyl vinyl ketone, 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid, Aniline, Cyanuric acid และ Naphthylamine สารที่เกิดขึ้นเกิดจากการย่อยสลายของสีรีแอคทีฟเรด 141 ภายใต้สภาวะไร้อากาศ แสดงดังรูปที่ 4.22 โดยสีรีแอคทีฟเรด 141 จะถูกปฏิกิริยา Reactive cleavage กลายเป็น Monoazo, Cyanuric acid และ Phenylenediamine ส่วน Monoazo จะเกิดปฏิกิริยา Reduction กลายเป็น 1,7 diamino-8-naphtho และ 3,6 diasulphonic acid (Carliell et al., 1994) และเกิดการย่อยสลายด้วยปฏิกิริยา Desulfonation, Deamination, Dehydrogenation และ Degradation กลายเป็น Methyl vinyl ketone และ Sulfanilic acid และ Monoazo บางส่วนถูกย่อยสลายด้วยปฏิกิริยา Desulfonation และ Deamination กลายเป็น Naphthylamine และ 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid ส่วน Phenylenediamine เกิดการย่อยด้วย Deamination เป็น Aniline และเกิดปฏิกิริยา Reduction เป็น Anilinium ion จากผลการศึกษาที่ได้

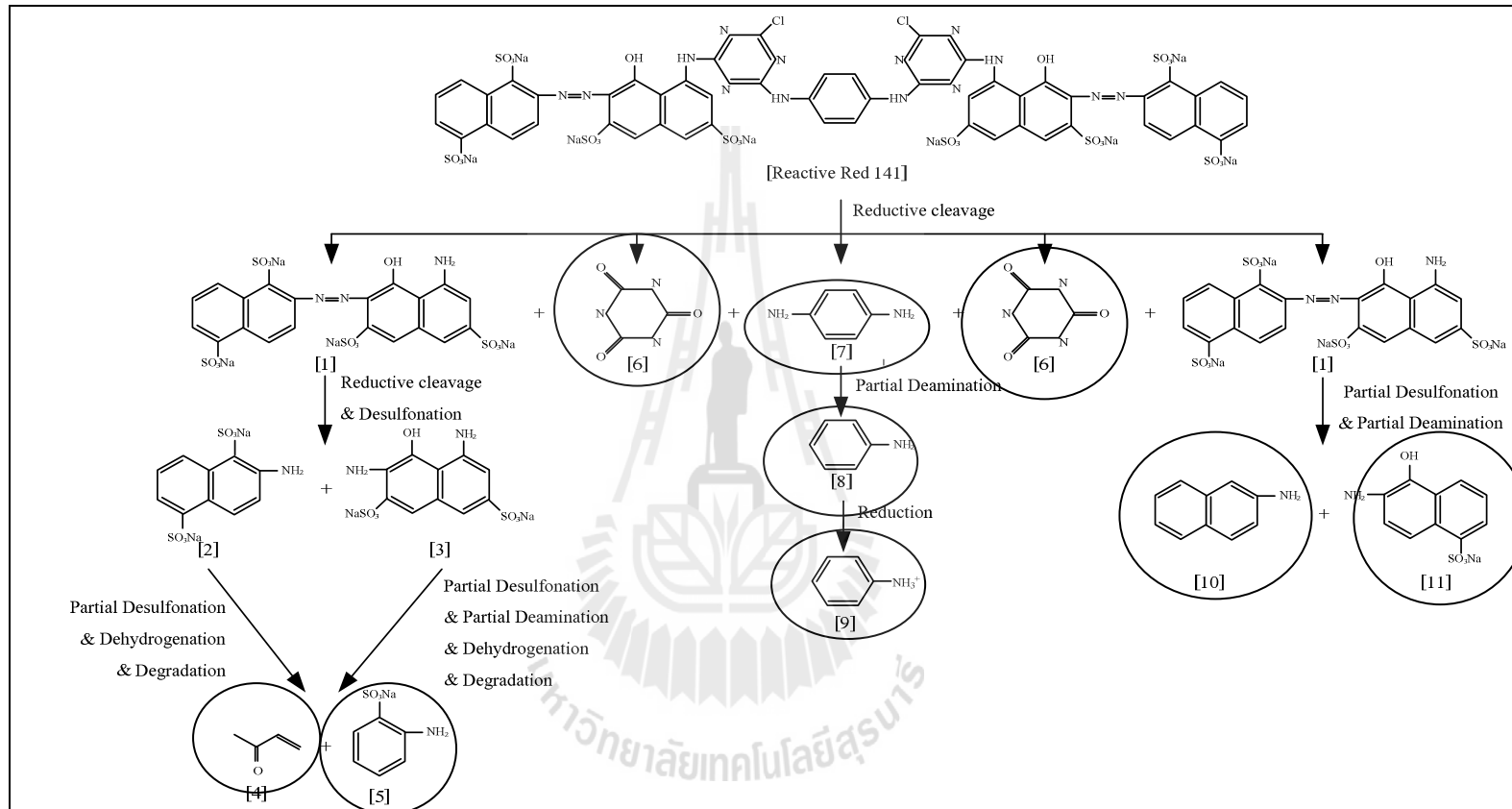
กล่าวได้ว่าเมื่อน้ำเสียฟอกย้อมที่ปนเปื้อนสีรีแอคทีฟเรด 141 โดยผ่านการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้อากาศเกิดสารประกอบอะโรมาติกเพิ่มขึ้นและมีความเป็นพิษสูงกว่าน้ำเสียฟอกย้อม (İşik and Sponza 2004; Gottlieb et al., 2003) เมื่อพิจารณาจากค่า  $LD_{50}$  ปริมาณสารที่ทำให้หนูทดลองเสียชีวิต 50% ของจำนวนหนูทดลองทั้งหมด เทียบกับระดับความเป็นพิษของสารประกอบที่เกิดขึ้น แสดงดังตารางที่ 4.10 พบว่า Aniline และ Methyl vinyl ketone จัดอยู่ในระดับความเป็นพิษสูงมากเป็นพิเศษ Anilinum ion, Phenylenediamine และ Naphthylamine จัดอยู่ในระดับความเป็นพิษสูง 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic มีระดับความเป็นพิษปานกลาง และ Sulfanilic acid และ Cyanuric acid มีระดับความเป็นพิษต่ำ กล่าวโดยรวมได้ว่าน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบแบบไร้อากาศมีความเป็นพิษสูงต่อสิ่งมีชีวิต ดังนั้นจึงควรมีการจัดการอย่างเหมาะสม ซึ่งสารดังกล่าวสามารถกำจัดได้โดยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน



รูปที่ 4.21 ค่าดูดกลืนคลื่นแสงของน้ำเสียฟอกย้อม และน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ

ตารางที่ 4.9 สารประกอบในน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ

สารประกอบ	ความยาวคลื่น (nm)	โครงสร้าง	อ้างอิง
Sulfanilic acid	191		Perkampus H. H. (1992)
Anilinium ion	199, 201, 204, 206		Perkampus H. H. (1992)
Phenylenediamine	210		Perkampus H. H. (1992)
Methyl vinyl ketone	212		Modern Chemical Techniques
1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic	217		Pinheiro et al. (2004)
Aniline	230		Perkampus H. H. (1992)
Cyanuric acid	235		Mamian et al. (2009)
Naphthylamine	242, 285		Perkampus H. H. (1992)



รูปที่ 4.22 เส้นทางการย่อยสลายของสี Reactive Red 141 เมื่อผ่านระบบไร้อากาศ [1] Monoazo

[2] 1,7 diamino-8-naphtho [3] 3,6 disulphonic acid [4] Methyl vinyl ketone

[5] Sulfanilic acid [6] Cyanuric acid [7] Phenylenediamine

[8] Aniline [9] Anilinium ion [10] Naphthylamine และ [11] 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic

ตารางที่ 4.10 ความเป็นพิษของสารประกอบที่ตรวจพบในน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ

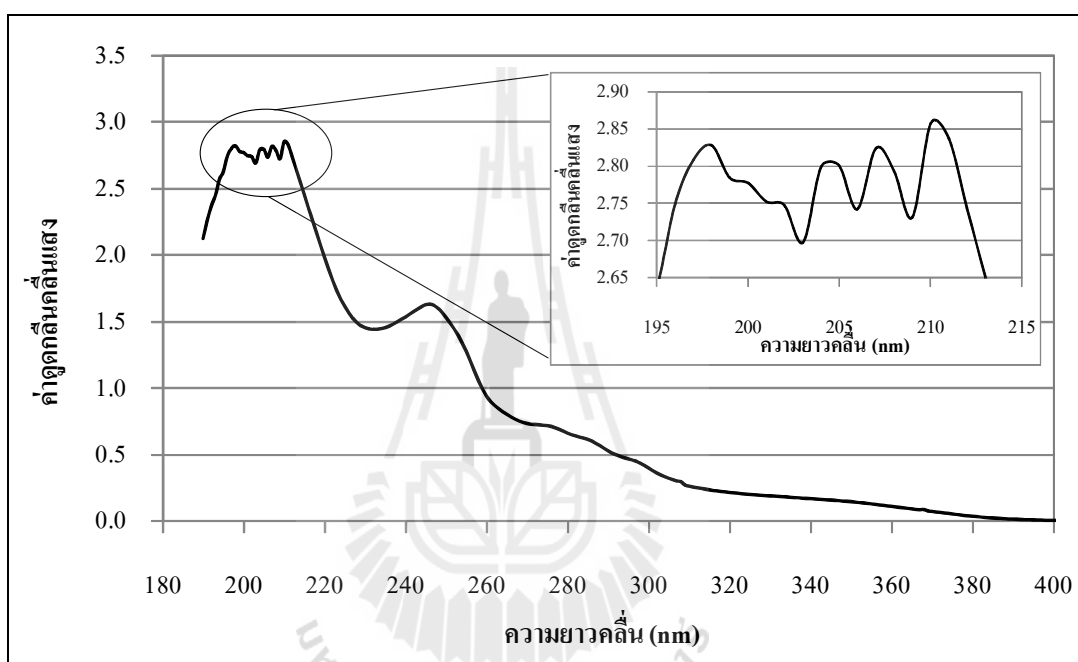
สารประกอบ	LD <sub>50</sub> (mg/kg)	ระดับความเป็นพิษ
Sulfanilic acid	12,300	ต่ำ
Anilinium ion	840	สูง
Phenylenediamine	510	สูง
Methyl vinyl ketone	23.1	สูงมากเป็นพิเศษ
1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic	1,130-1,900	ปานกลาง
Aniline <sup>b</sup>	25	สูงมากเป็นพิเศษ
Cyanuric acid	7,700	ต่ำ
Naphthylamine	680	สูง
Naphthlene	490	สูง
Aminoresorcinal	200	สูงมาก
Diaminophenol	240	สูงมาก

หมายเหตุ: หนูเป็นสัตว์ทดลองโดยการกิน

ดังนั้นจึงนำน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศบำบัดด้วยระบบ MBR และระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. พบสารประกอบแสดงดังตารางที่ 4.11 น้ำที่ผ่านระบบ MBR และระบบ HMBR ที่ระยะเก็บกัก 6 ชม. พบว่าค่าดูดกลืนคลื่นแสงในช่วง UV ของน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. แสดงดังรูปที่ 4.23 และตารางที่ 4.11 พบความยาวคลื่นแสง 191 nm 205 nm 207 nm 210 nm และ 211 nm เป็นสาร Sulfanilic acid, Aminoresorcinal, Diaminophenol, Phenylenediamine และ Naphthylamine ตามลำดับ และที่ความยาวคลื่นแสง 198 nm และ 246 nm เป็นสาร Anilinium ion ซึ่งสารประกอบอะโรมาติกบางสารถูกกำจัดด้วยสภาวะเติมอากาศในระบบ MBR แสดงดังรูปที่ 4.24 โดย Cyanuric acid ที่พบในน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ ถูก Degradation และ Mineralization กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วน Phenylenediamine บางส่วนเกิดการย่อยด้วย Deamination เป็น Aniline และเกิดปฏิกิริยา Reduction เป็น Anilinium ion และ Aniline เกิดปฏิกิริยา Dehydrogenation กลายเป็น Aminoresorcinal (Lyons et al., 1984) และ 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid เกิดการย่อยสลายด้วยปฏิกิริยา Desulfonation, Deamination, Dehydrogenation และ Degradation กลายเป็น Methyl vinyl ketone และ Sulfanilic acid สำหรับ Sulfanilic acid บางส่วนถูกย่อยด้วยปฏิกิริยา Desulfonation, Deamination และ Mineralization กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และ Methyl vinyl ketone ถูก Mineralization กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์



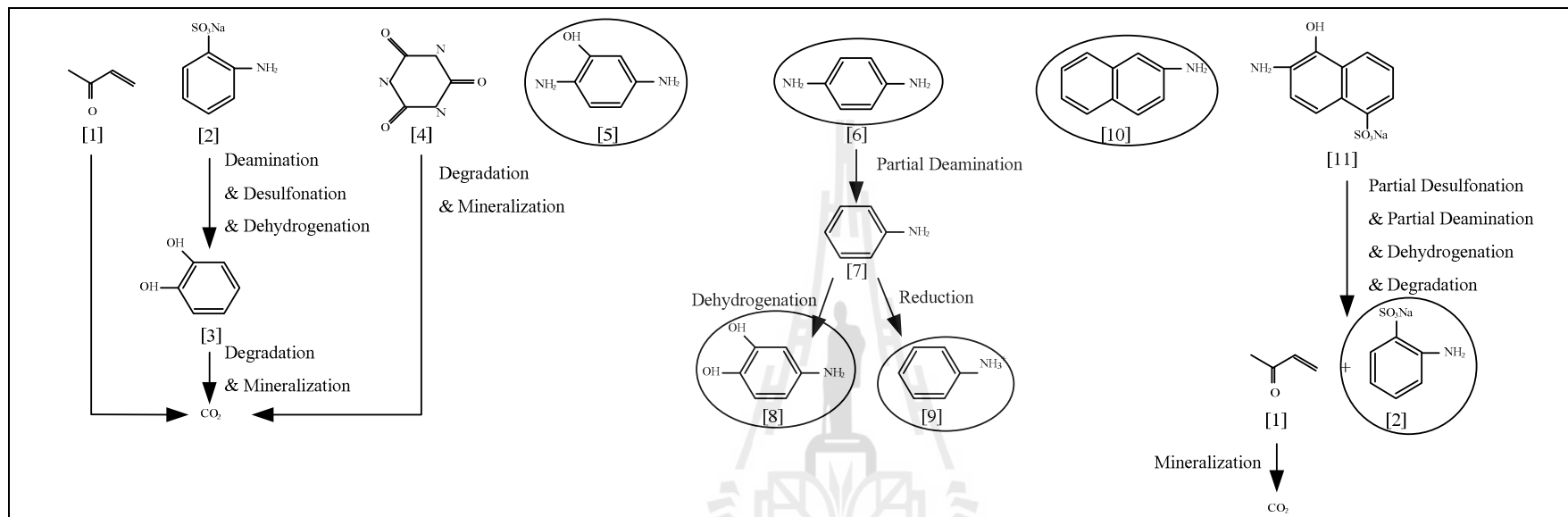
เมื่อบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านระบบไร้อากาศด้วยระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. พบว่าน้ำที่ผ่านระบบคงเหลือสาร Aminoresorcinol และ Diaminophenol จัดอยู่ในระดับความเป็นพิษสูงมาก และสาร Naphthylamine, Phenylenediamine และ Anilinium ion ระดับความเป็นพิษสูง และ Sulfanilic acid ระดับความเป็นพิษต่ำ ซึ่งสารประกอบที่พบในน้ำที่ผ่านระบบส่วนใหญ่ยังคงมีความเป็นพิษอยู่ในระดับสูง ดังนั้นจึงจำเป็นต้องใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายสารประกอบเพิ่มสูงขึ้น



รูปที่ 4.23 ค่าดูดกลืนคลื่นแสงน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.

ตารางที่ 4.11 สารประกอบในน้ำที่ผ่านระบบ MBR และระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. 12 ชม. และ 24 ชม.

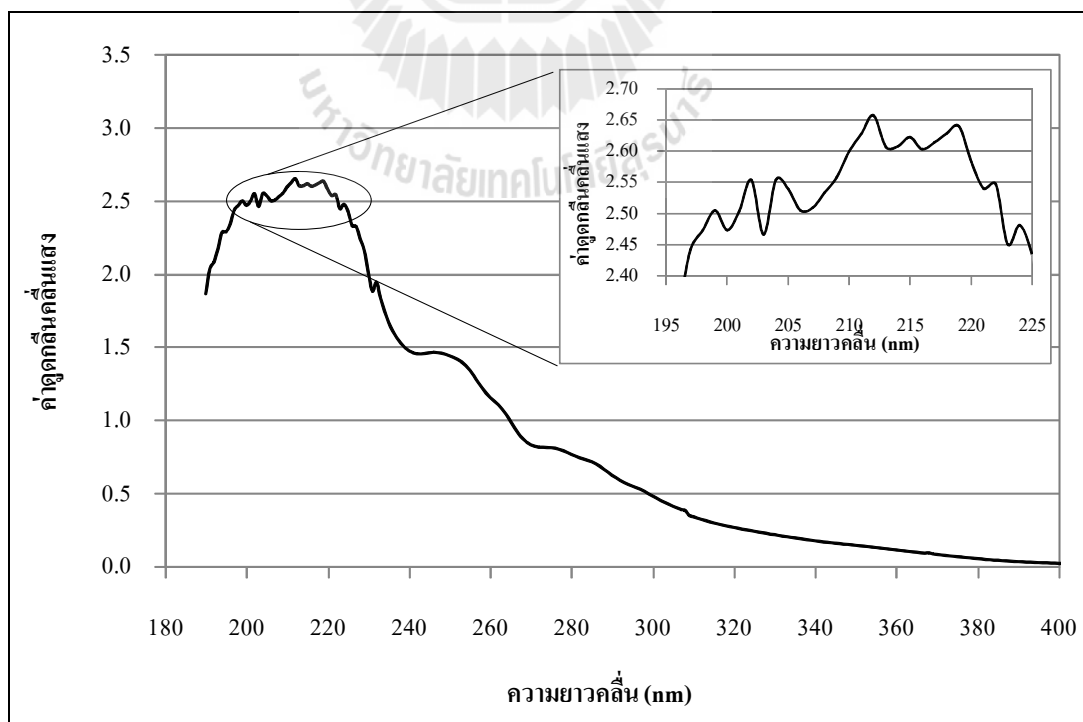
สารประกอบ	โครงสร้าง					
	HRT 6 ชม.		HRT 12 ชม.		HRT 24 ชม.	
	ระบบ MBR	ระบบ HMBR	ระบบ MBR	ระบบ HMBR	ระบบ MBR	ระบบ HMBR
Sulfanilic acid						
Anilinium ion						
Aminoresorcinol		-		-	-	-
Diaminophenol		-	-	-	-	-
Methyl vinyl ketone	-		-	-	-	-
Naphthalene	-		-		-	-
Naphthylamine					-	-
Phenylenediamine					-	-



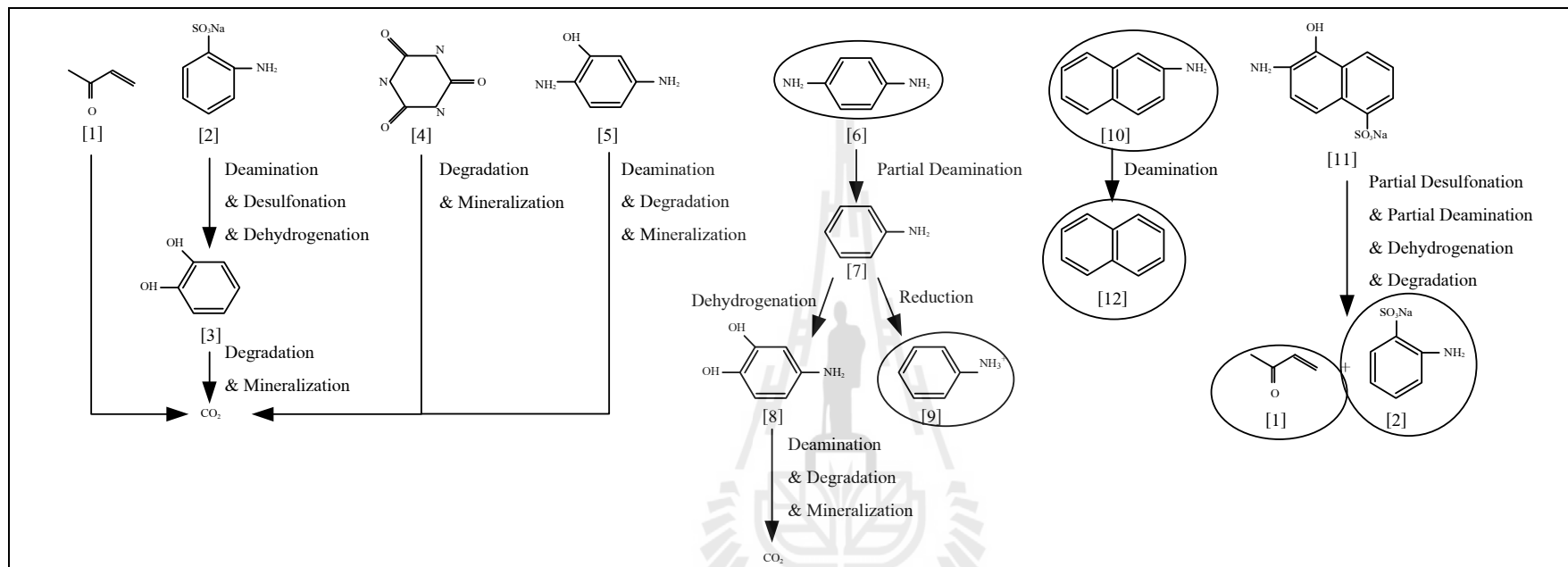
รูปที่ 4.24 เส้นทางการย่อยสลายของสารประกอบไนโตรเจนเมื่อผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. [1] Methyl vinyl ketone [2] Sulfanilic acid [3] Catechol [4] Cyanuric acid [5] Diaminophenol [6] Phenylenediamine [7] Aniline [8] Aminoorsorcinol [9] Anilinium ion [10] Naphthylamine และ [11] 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic

ส่วนระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. พบว่าค่าดูดกลืนคลื่นแสง แสดงดังรูปที่ 4.25 พบค่าดูดกลืนคลื่นแสงที่ความยาวคลื่น 199-204 และ 246 nm เป็นสาร Anilinium ion และที่ความยาวคลื่น 210 nm 212 nm 215 nm 219 nm และ 221 nm ซึ่งบ่งชี้เป็นสาร Phenylenediamine, Methyl vinyl ketone, Sulfanilic acid, Naphthylamine และ Naphthalene ตามลำดับ ซึ่งสารประกอบที่แตกต่างจากระบบ MBR แสดงดังตารางที่ 4.11 คือระบบ HMBR พบสารประกอบ Methyl vinyl ketone และ Naphthalene ซึ่ง Methyl vinyl ketone ถูก Mineralization กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ยังไม่สมบูรณ์ ส่วน Naphthalene เกิดย่อยโดยปฏิกิริยา ย่อยโดยปฏิกิริยา Deamination จาก Naphthylamine และไม่พบ Aminoresorcinol และ Diaminophenol เนื่องจากเกิด Degradation และ Mineralization กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ แสดงขั้นตอนการย่อยสลายดังรูปที่ 4.26 แต่สารที่พบยังคงมีความเป็นพิษในระดับสูง ดังนั้นจำเป็นต้องใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายสารประกอบอะโรมาติกเพิ่มสูงขึ้น

น้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. พบสารประกอบ Methyl vinyl ketone จัดอยู่ในระดับความเป็นพิษสูงมาก Naphthalene, Naphthylamine, Phenylenediamine และ Anilinium ion ระดับความเป็นพิษสูง และ Sulfanilic acid ระดับความเป็นพิษต่ำ ซึ่งสารประกอบที่พบในน้ำที่ผ่านระบบส่วนใหญ่ยังคงมีความเป็นพิษอยู่ในระดับสูง จึงต้องเพิ่มระยะเวลาในการย่อยสลายสารประกอบที่มีความเป็นพิษ



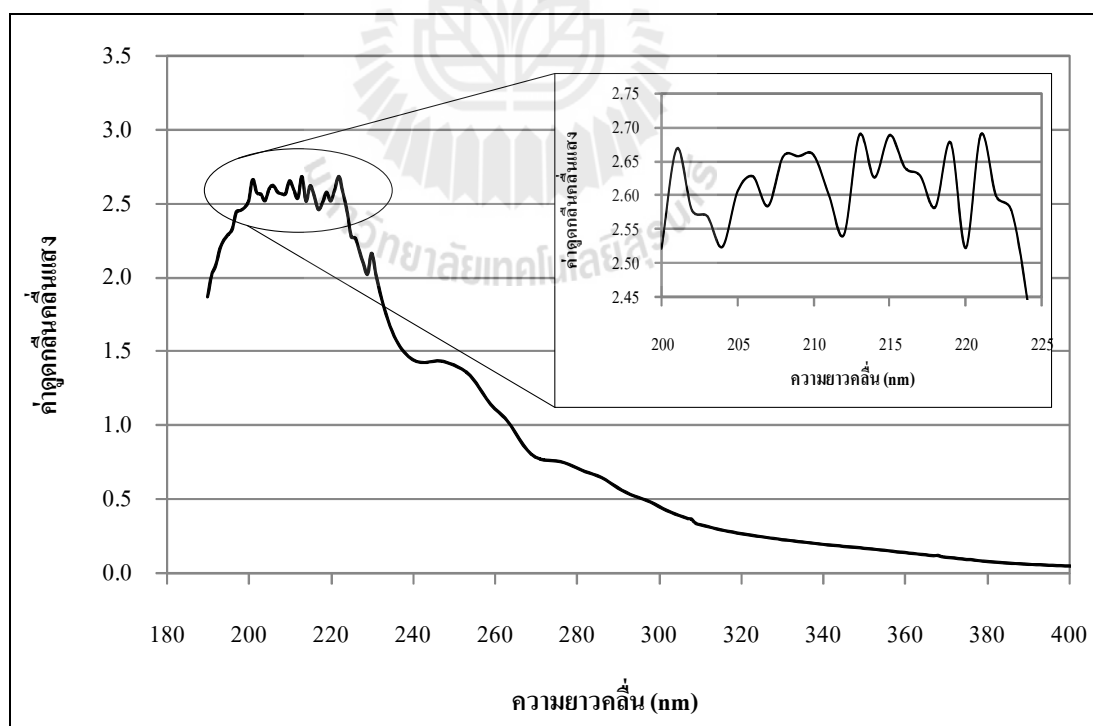
รูปที่ 4.25 ค่าดูดกลืนคลื่นแสงน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.



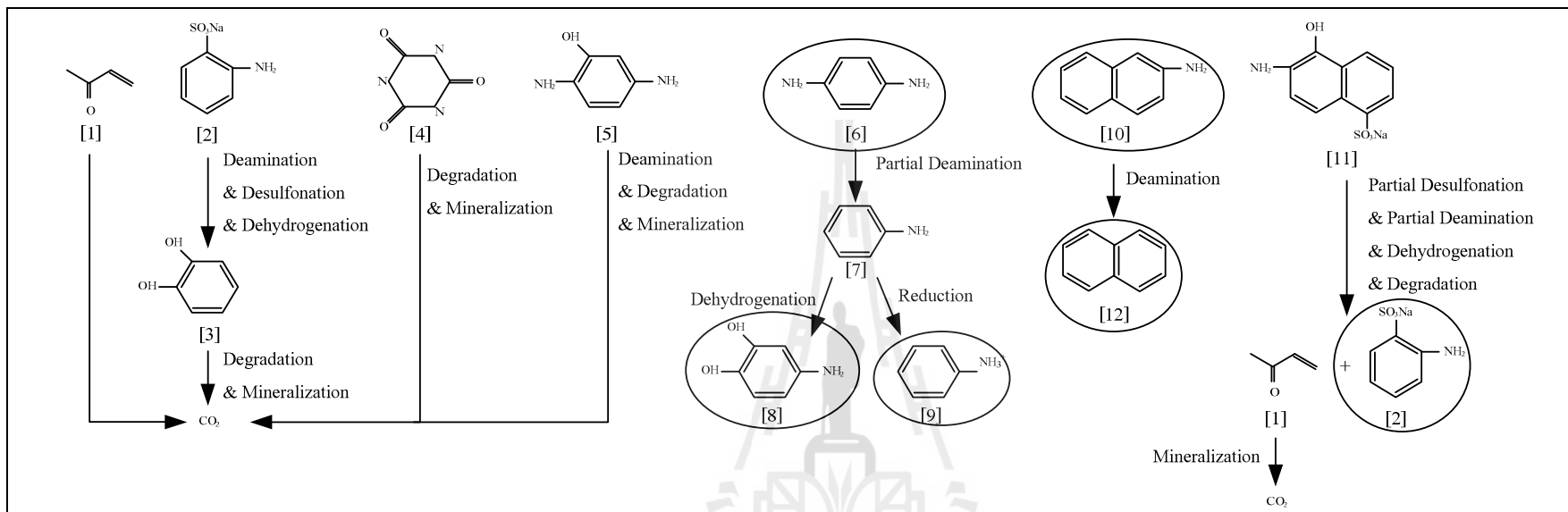
รูปที่ 4.26 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. [1] Methyl vinyl ketone [2] Sulfanilic acid [3] Catechol [4] Cyanuric acid [5] Diaminophenol [6] Phenylenediamine [7] Aniline [8] Aminoresorcinol [9] Anilinium ion [10] Naphthylamine [11] 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic และ [12] Naphthalene

เมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักขึ้นเป็น 12 ชม. ระบบ MBR พบค่าดูดกลืนคลื่นแสงที่ความยาวคลื่น 201 nm และ 246 nm เป็นสาร Anilinium ion ที่ความยาวคลื่น 213 nm และ 219 nm เป็นสาร Naphthylamine และที่ความยาวคลื่น 210 nm 215 nm 221 nm และ 230 nm ซึ่งบ่งชี้เป็นสาร Phenylenediamine, Sulfanilic acid, Naphthalene และ Aminoresorcinol ตามลำดับ (Badulescu et al., 2008) แสดงดังรูปที่ 4.27 และตารางที่ 4.11 จากการเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเป็น 12 ชม.พบสาร Naphthalene ขึ้น ซึ่งเกิดจากการย่อยสลาย Naphthylamine ด้วยปฏิกิริยา Dehydrogenation (Seo et al., 2009) ส่วน Diaminophenol ถูกกำจัดโดยปฏิกิริยารีดักชัน เกิดการย่อยสลาย และเกิดปฏิกิริยา Mineralization กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ (Lyons et al., 1984) และ Methyl vinyl ketone ถูกกำจัดโดยปฏิกิริยา Mineralization กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ แสดงดังรูปที่ 4.28 ซึ่งส่งผลให้สามารถกำจัด COD ได้ 57.2%

น้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. พบสารประกอบ Aminoresorcinol จัดอยู่ในระดับความเป็นพิษสูงมาก Naphthylamine, Phenylenediamine และ Anilinium ion ระดับความเป็นพิษสูง และ Sulfanilic acid ระดับความเป็นพิษต่ำ ซึ่งสารประกอบที่คงเหลือเป็นสารที่มีความเป็นพิษระดับสูง ซึ่งจำเป็นต้องดำเนินการบำบัดต่อไป



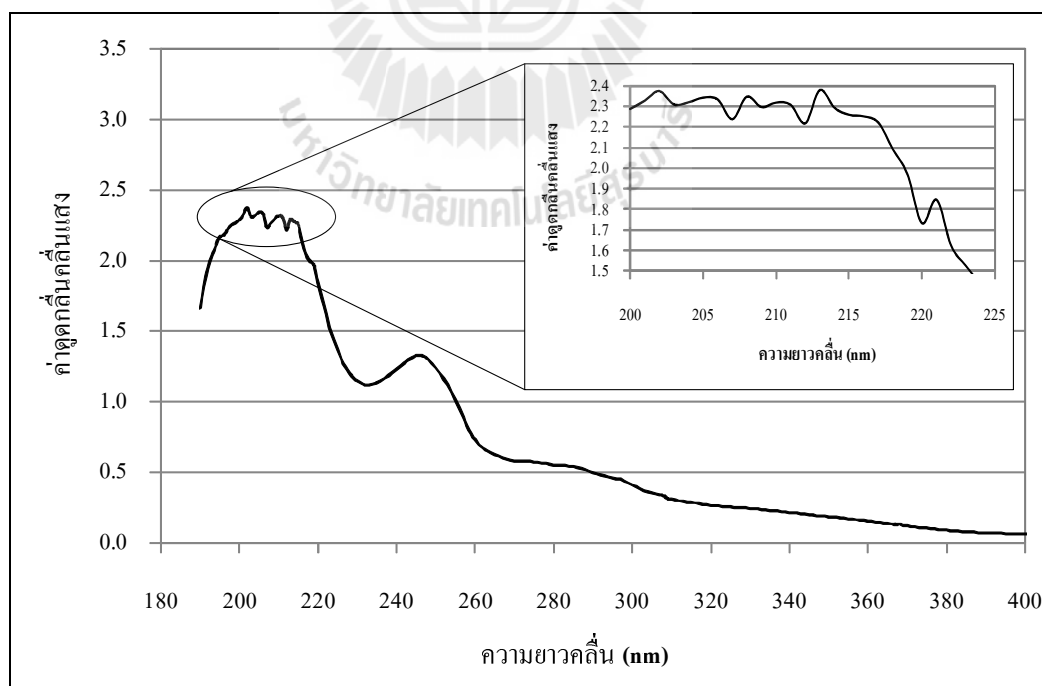
รูปที่ 4.27 ค่าดูดกลืนคลื่นแสงน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.



รูปที่ 4.28 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. [1] Methyl vinyl ketone [2] Sulfanilic acid [3] Catechol [4] Cyanuric acid [5] Diaminophenol [6] Phenylenediamine [7] Aniline [8] Aminoresorcinol [9] Anilinium ion [10] Naphthylamine [11] 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic และ [12] Naphthalene

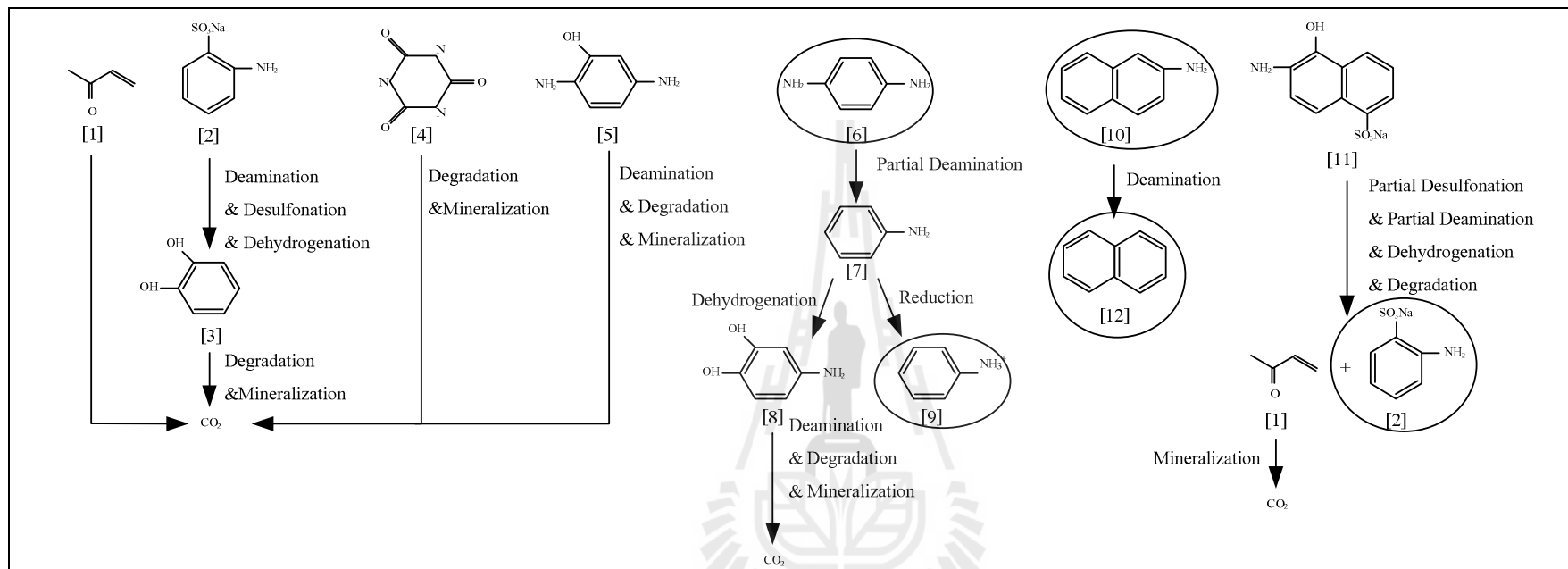
เมื่อพิจารณาระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. พบค่าดูดกลืนคลื่นแสงที่ความยาวคลื่น 202 nm 205 nm 210 nm 213 nm 221 nm และ 246 nm แสดงดังรูปที่ 4.29 ซึ่งบ่งชี้เป็นสาร Anilinium ion, Aminoresorcinol, Phenylenediamine, Naphthalene และ Naphthylamine เมื่อเทียบกับระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับระบบ HMBR ไม่พบ Aminoresorcinol เนื่องจากย่อยสลายกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ (Lyons et al., 1984) แสดงดังรูปที่ 4.30 การย่อยสลายที่เพิ่มขึ้นส่งผลสืบเนื่องต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป COD ซึ่งระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัด COD 68.8% มีประสิทธิภาพการกำจัดสูงกว่าระบบ MBR 11.6 %

น้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. พบสารประกอบ Naphthalene, Naphthylamine, Phenylenediamine และ Anilinium ion จัดอยู่ในระดับความเป็นพิษสูง และ Sulfanilic acid ระดับความเป็นพิษต่ำ ซึ่งสารประกอบที่คงเหลือเมื่อเทียบกับน้ำที่ผ่านระบบ MBR พบว่าน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ไม่พบสารประกอบ Aminoresorcinol ที่มีระดับความเป็นพิษสูงมาก กล่าวได้ว่าระบบ HMBR สามารถกำจัดสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษได้สูงกว่าระบบ MBR แต่ถึงอย่างไรน้ำที่ผ่านระบบยังคงเหลือสารที่มีความเป็นพิษสูง ซึ่งจำเป็นต้องดำเนินการบำบัด โดยเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเพื่อให้มีระยะเวลาเพียงพอต่อการย่อยสลายสารประกอบที่มีความเป็นพิษ



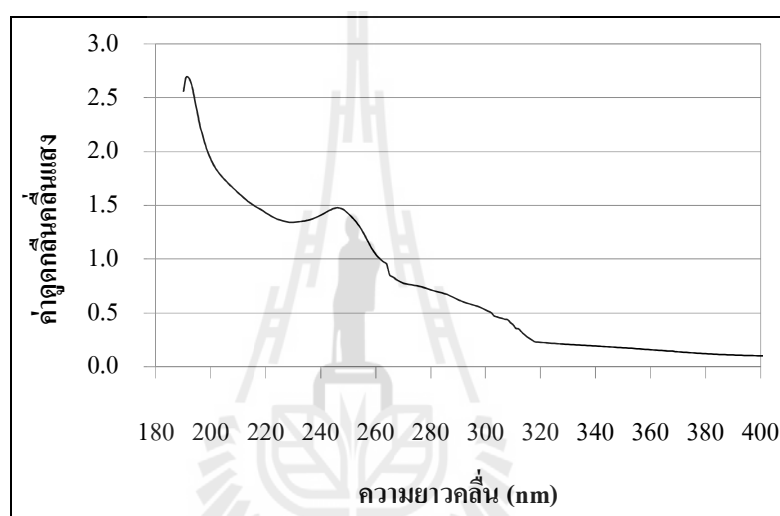
รูปที่ 4.29 ค่าดูดกลืนคลื่นแสงน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.



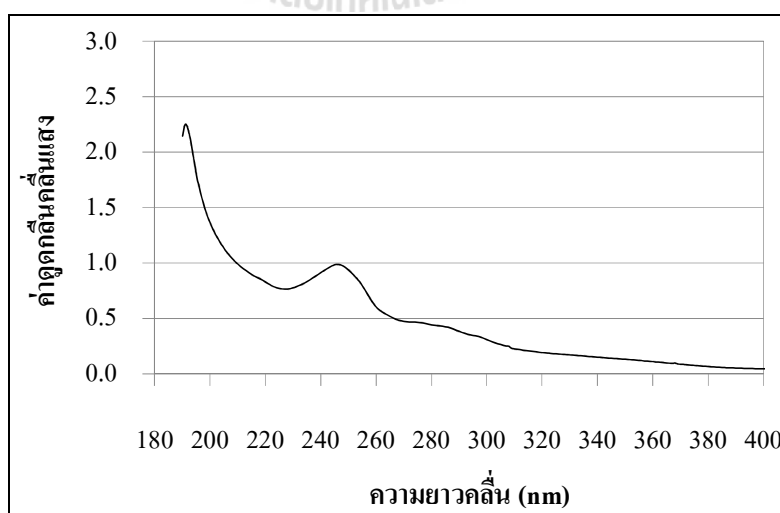


รูปที่ 4.30 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. [1] Methyl vinyl ketone [2] Sulfanilic acid [3] Catechol [4] Cyanuric acid [5] Diaminophenol [6] Phenylenediamine [7] Aniline [8] Aminoresorcinol [9] Anilinium ion [10] Naphthylamine [11] 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic และ [12] Naphthalene

เมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเป็น 24 ชม. ทั้งระบบ MBR และระบบ HMBR พบค่าดูดกลืนคลื่นแสงที่ความยาวคลื่น 191 nm และ 246 nm ซึ่งเป็นสาร Sulfanilic acid และ Anilinium ion แสดงดังรูปที่ 4.31 และ 4.32 กล่าวได้ว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเพิ่มขึ้นสามารถกำจัดสารประกอบอะโรมาติกได้ เช่น 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid, Aniline, Phenylenediamine, Naphthylamine และ Naphthalene ซึ่งมีกลไกการกำจัดโดยดังรูปที่ 4.33 เมื่อพิจารณาการกำจัดสาร Sulfanilic acid และ Anilinium ion พบว่าระบบ HMBR สามารถกำจัดได้สูงกว่าระบบ MBR 16.7% และ 33.0% ตามลำดับ โดยพิจารณาความแตกต่างของค่าดูดกลืนคลื่นแสงที่แตกต่างกัน



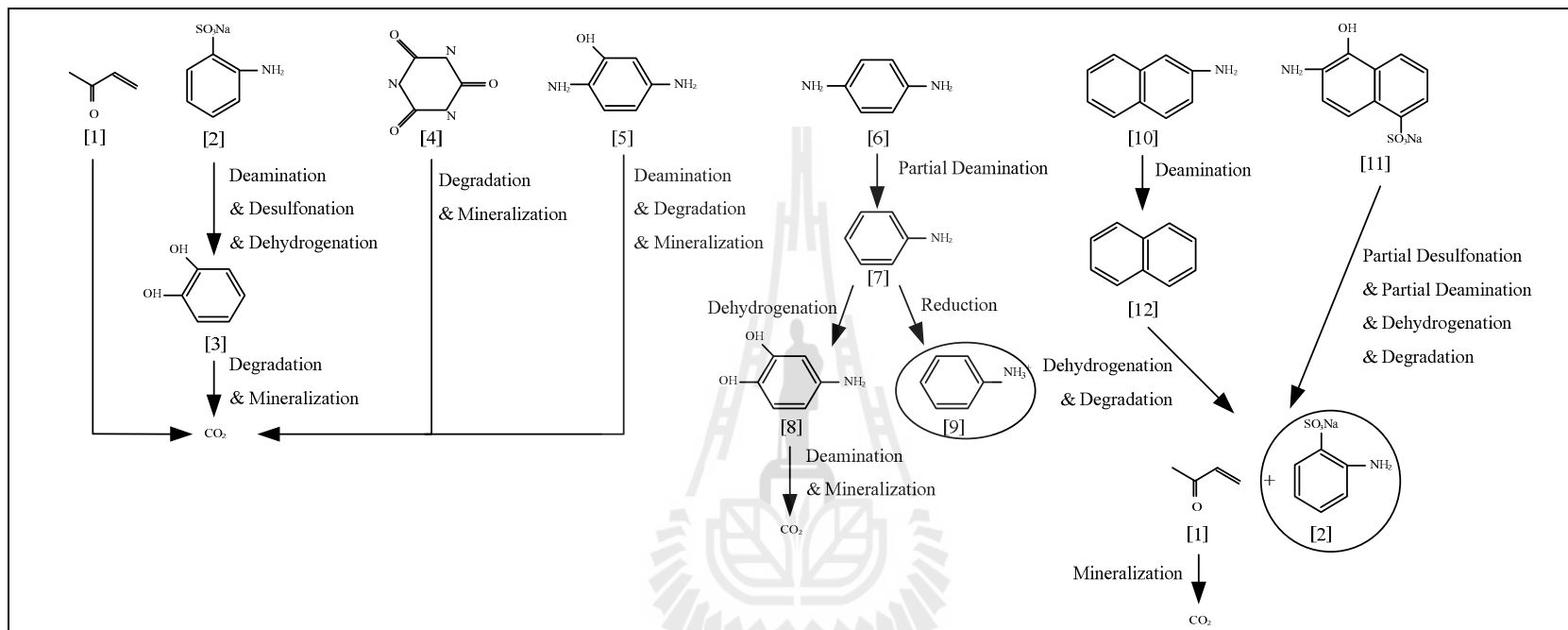
รูปที่ 4.31 ค่าดูดกลืนคลื่นแสงน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.



รูปที่ 4.32 ค่าดูดกลืนคลื่นแสงน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.

จากการศึกษาเส้นทางการย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศร่วมกับระบบ MBR และระบบ HMBR พบว่าเมื่อบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมด้วยระบบไร้อากาศตรวจสอบสารประกอบที่มีความเป็นพิษเพิ่มขึ้นในระดับต่างๆ คือ Aniline และ Methyl vinyl ketone มีความเป็นพิษสูงมากเป็นพิเศษ Anilinium ion, Phenylenediamine และ Naphthylamine มีความเป็นพิษสูง 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid มีความเป็นพิษปานกลาง และ Sulfanilic acid และ Cyanuric acid มีความเป็นพิษต่ำ ซึ่งกล่าวได้ว่าน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศก่อให้เกิดสารประกอบที่มีความเป็นพิษสูงกว่าน้ำเสียฟอกย้อมเริ่มต้น

เมื่อทำการบำบัดต่อด้วยระบบ MBR และระบบ HMBR พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 และ 12 ชม. ยังคงเหลือสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษระดับสูงจำนวน 6 ชนิด ซึ่งยังคงเหลือในปริมาณมาก (ตารางที่ 4.11) และเมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเป็น 24 ชม. สามารถกำจัดสารประกอบอะโรมาติกชนิดที่มีความเป็นพิษระดับสูงได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้คงเหลือชนิดของสารประกอบที่มีความเป็นพิษเพียง 2 ชนิด ได้แก่ สาร Anilinium ion และ Sulfanilic acid ซึ่งเป็นชนิดที่มีระดับความเป็นพิษสูงและระดับความเป็นพิษต่ำ ตามลำดับ ดังนั้นที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. สามารถกำจัดสารประกอบที่มีความเป็นพิษได้เป็นอย่างดี และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างระบบ HMBR และระบบ MBR พบว่าระบบ HMBR มีสาร Sulfanilic acid และ Anilinium ion ในระดับต่ำกว่าระบบ MBR เท่ากับ 16.7% และ 33.0% ตามลำดับ กล่าวได้ว่าระบบ HMBR สามารถกำจัดสารประกอบที่มีความเป็นพิษได้ดีกว่าระบบ MBR เนื่องจากตัวกลางถ่านกัมมันต์ทำให้จุลินทรีย์มีพื้นที่ในการยึดเกาะเพิ่มขึ้น ส่งผลให้จุลินทรีย์มีปริมาณสูงขึ้นและมีเอนไซม์ช่วยในการย่อยสลายสารประกอบอะโรมาติกได้ดี ทำให้สารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษในระบบลดลง (Snyder et al., 2007) ดังนั้น จึงควรควบคุมระยะเวลาเก็บกักให้มีความเหมาะสมเพื่อสามารถกำจัดสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษให้มีปริมาณลดลง

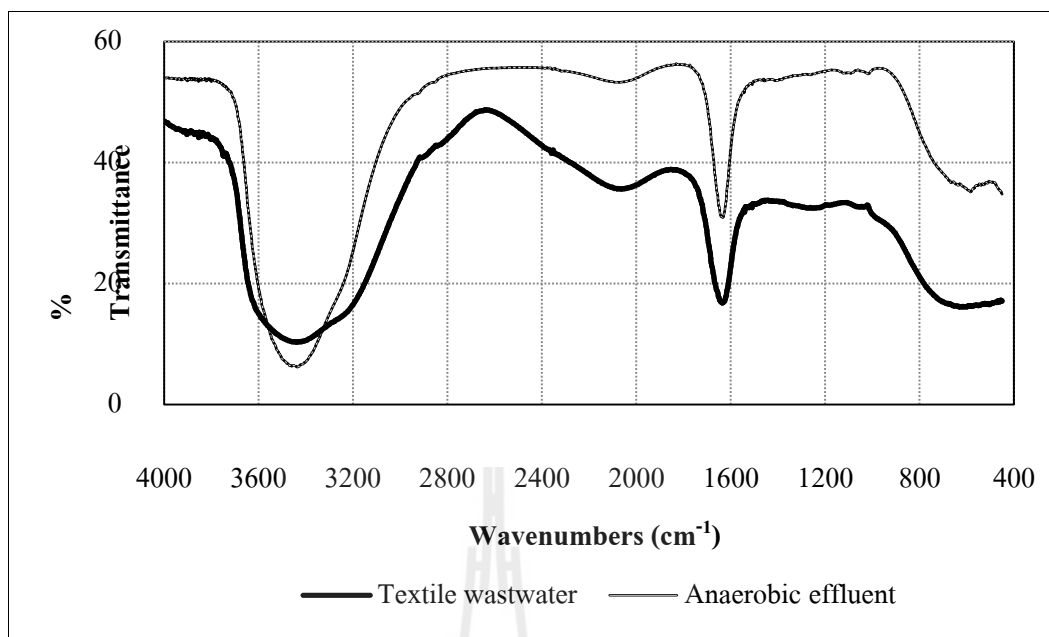


รูปที่ 4.33 เส้นทางและกลไกการย่อยสลายเมื่อผ่านระบบ MBR และระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. [1] Methyl vinyl ketone [2] Sulfanilic acid [3] Catechol [4] Cyanuric acid [5] Diaminophenol [6] Phenylenediamine [7] Aniline [8] Aminoresorcinol [9] Anilinium ion [10] Naphthylamine [11] 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic และ [12] Naphthalene

#### 4.6.2 วิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันในโมเลกุลของสารประกอบด้วยวิธี Fourier Transform Infrared (FTIR)

โดยวิธี Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FT-IR) เป็นเทคนิคการนำแสงอินฟราเรดใช้ในการหาสูตรโครงสร้าง โดยโมเลกุลของสารแต่ละชนิดจะดูดกลืนแสงอินฟราเรดในช่วงความถี่ที่มีค่าเฉพาะ คือดูดกลืนแสงที่มีพลังงานพอดีที่ทำให้เกิดการกระตุ้นหนึ่งๆ เท่านั้น แล้วจึงเกิดการเคลื่อนไหวของพันธะ และถูกบันทึกเป็นสเปกตรัมที่แสดงลักษณะเฉพาะของแต่ละพันธะ ซึ่งพันธะแต่ละชนิดจะดูดกลืนแสงที่มีความถี่เฉพาะแตกต่างกัน เรียกว่า quantized energy ทำให้ทราบถึงพันธะของสารได้ และวิธี FT-IR เป็นวิธีที่สามารถตรวจวัดได้รวดเร็ว มีความเที่ยงตรงสูง และให้สเปกตรัมที่มีความละเอียดและชัดเจน โดยเทคนิค FT-IR พิจารณาแสงในช่วงอินฟราเรด  $4000-400\text{ cm}^{-1}$  ซึ่งสามารถวิเคราะห์แบ่งสเปกตรัมของสารเช่น Hydrocarbon, Alcohols (R-OH) และ Phenols (Ar-OH), Carbonyl compounds (C=O) และ Nitrogen compound

โครงสร้างของสารประกอบของน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบรวมระหว่างระบบไร้อากาศ กับระบบ MBR และระบบ HMBR วิเคราะห์ด้วยวิธี FT-IR เพื่อประเมินกลไกการย่อยสลาย โดยน้ำเสียฟอกย้อมมีสเปกตรัมดังรูปที่ 4.34 ช่วง Functional Group มีจุดสูงที่  $1643.86\text{ cm}^{-1}$  คือ N=N stretching ซึ่งเป็นกลุ่มสีอะโซ (Ceron-Rivera et al., 2004)  $1260.94\text{ cm}^{-1}$  คือ  $-\text{SO}_3^-$  stretching เป็นสีกกลุ่มซัลโฟเนต และ  $1017.67\text{ cm}^{-1}$  คือ  $-\text{C}-\text{Cl}-$  เป็น benzene ring และจุด  $3400.99\text{ cm}^{-1}$  เป็น  $-\text{N}-\text{H}-$  stretching (amine) เมื่อน้ำเสียฟอกย้อมที่มีสีอะโซกลุ่มซัลโฟเนตผ่านการบำบัดระบบไร้อากาศพบสเปกตรัมใหม่ดังรูปที่ 4.34 และตารางที่ 4.12 ช่วงสูงกว่า  $3000\text{ cm}^{-1}$  คือ  $-\text{OH}-$  stretching,  $=\text{C}-\text{H}$  stretching และ  $\text{N}-\text{H}$  stretching สเปกตรัมใหม่  $2922.40\text{ cm}^{-1}$  คือ  $-\text{OH}-$  stretching สเปกตรัมช่วง  $1542.05-1455.51\text{ cm}^{-1}$  คือ  $\text{C}=\text{C}$  aromatic stretching ช่วงต่ำกว่า  $700\text{ cm}^{-1}$  คือ  $\text{C}=\text{C}$  aromatic stretching,  $\text{N}-\text{H}$  bending and  $\text{C}-\text{N}$  stretching ซึ่งเป็นช่วงกลุ่มสารประกอบอะโรมาติก ซึ่งเกิดมาจากการแตกพันธะของโครงสร้างสีอะโซ และ  $1260.65\text{ cm}^{-1}$  คือ  $-\text{SO}_3^-$  stretching ลดลง เนื่องจากซัลโฟเนตได้ถูกกำจัดโดยปฏิกิริยา Desulfonation และ  $3400.33\text{ cm}^{-1}$   $-\text{N}-\text{H}-$  stretching จากโครงสร้าง Phenylenediamin สอดคล้องกับการศึกษาชนิดของสารประกอบที่เกิดขึ้นด้วยวิธี UV-vis absorbance spectrum



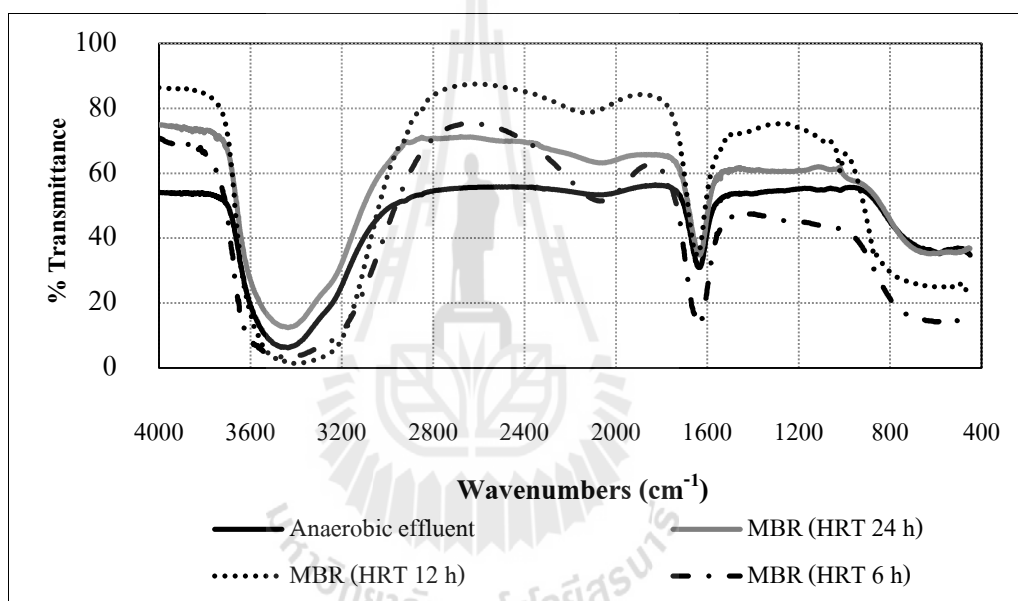
รูปที่ 4.34 FTIR spectrum ของน้ำเสียฟอกย้อมในรูปสารละลาย และน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ

ตารางที่ 4.12 FTIR spectrum ของน้ำเสียฟอกย้อม และน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ

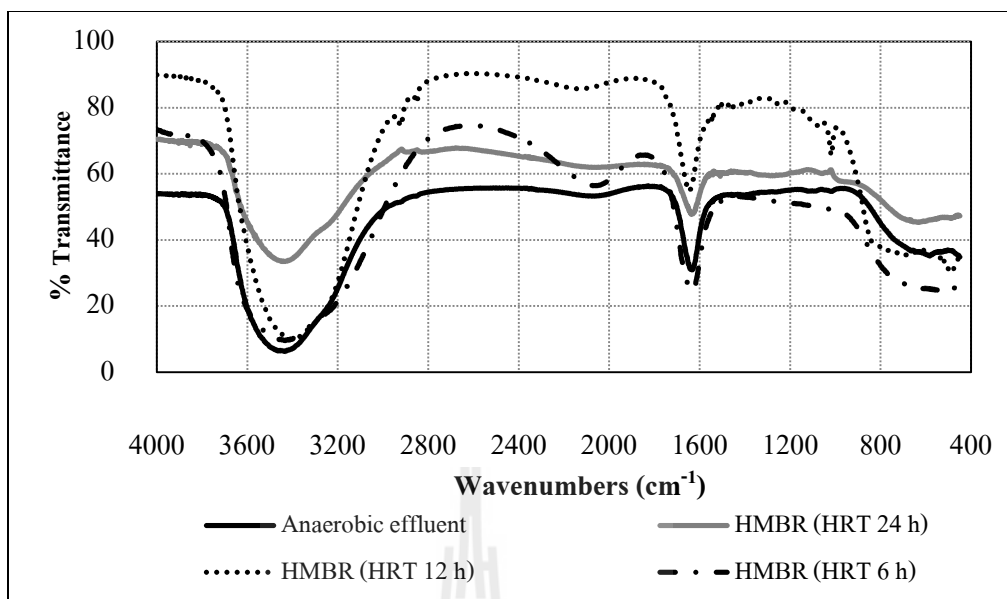
ตัวอย่าง	สเปกตรัม (cm <sup>-1</sup> )	หมู่ฟังก์ชัน
น้ำเสียฟอกย้อม	3400	-N-H- stretching
	1644	N=N stretching
	1261	-SO <sub>3</sub> - stretching
	1018	-C-Cl- stretching
น้ำผ่านระบบไร้อากาศ	>3000	-OH- stretching, =C-H stretching, -N-H- stretching
	2922	-OH- stretching
	1542-1456	C=C aromatic stretching
	1260	-SO <sub>3</sub> - stretching
	<700	C=C aromatic stretching, -N-H stretching, -C-N- stretching

เมื่อนำน้ำที่ผ่านจากระบบไร้ออกซิเจนต่อด้วยระบบ MBR และระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. แสดงดังรูปที่ 4.36-4.37 น้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่

ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. และ 6 ชม. พบสเปกตรัมช่วง  $3944.44-3736.69 \text{ cm}^{-1}$  ซึ่งเป็น C-H stretching มี %Transmittance ลดลง เนื่องจากเกิดการย่อยสลาย (Lyons et al., 1984) และพบว่าน้ำที่ผ่านระบบ MBR และระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และ 12 ชม. จะพบสเปกตรัมช่วงประมาณ  $2100 \text{ cm}^{-1}$  ลดลง ซึ่งเป็น C=C stretching ลดลง กล่าวได้ว่าพันธะ C=C ด้วยปฏิกิริยา Dehydrogenation (Jong et al., 2009) ซึ่งทำให้สารประกอบอะโรมาติกลดลงและที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. ทั้ง 2 ระบบ เกิดสเปกตรัมประมาณ  $1630 \text{ cm}^{-1}$  เป็นช่วงกลุ่มคาร์บอกซิลของโปรตีน และคาร์โบไฮเดรต เนื่องจากจุลินทรีย์จะผลิตเอนไซม์ช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์ (Branan and Wells, 2007)



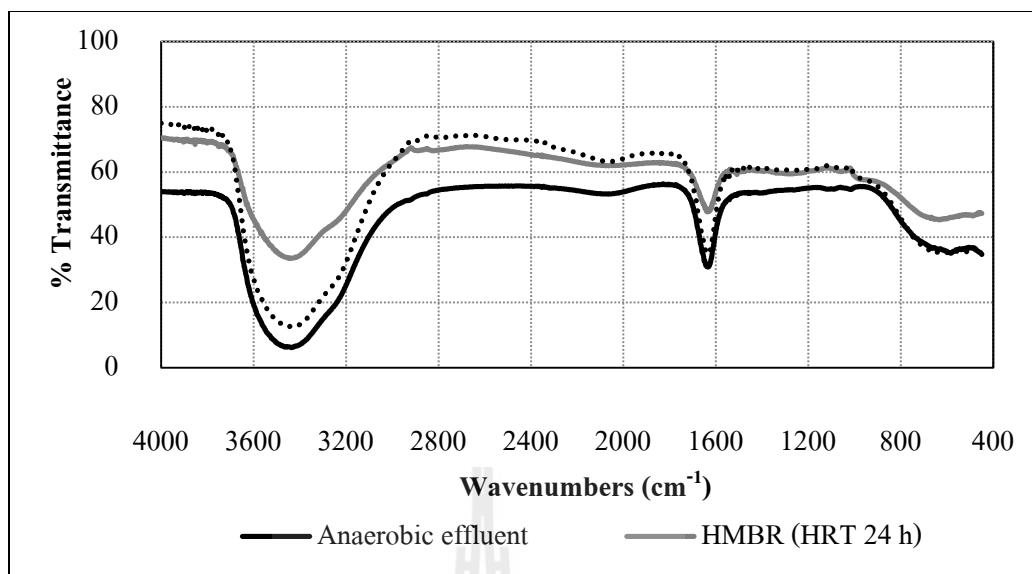
รูปที่ 4.35 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม.



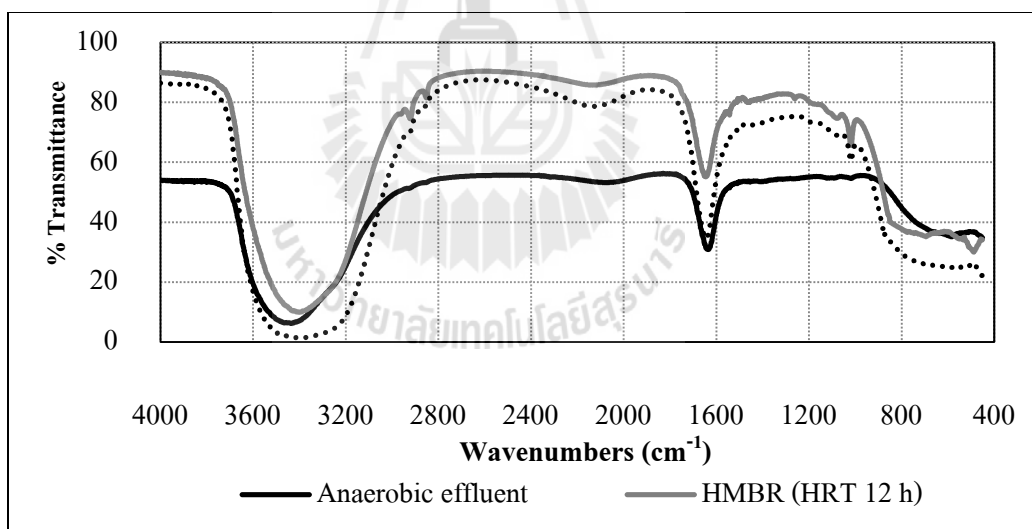
รูปที่ 4.36 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศและน้ำที่ผ่านระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม.

เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. แสดงดังรูปที่ 4.38 พบว่าทั้ง 2 ระบบมีหมู่ฟังก์ชันของสารประกอบต่างๆ ลดลงเมื่อเทียบกับน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ โดยระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัดสูงกว่า สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. และ 6 ชม. แสดงดังรูปที่ 4.39 และรูปที่ 4.40 พบว่าระบบ MBR พบเกิดสเปกตรัมช่วง 3600-3200  $\text{cm}^{-1}$  เพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นช่วงของ O-H stretching และ N-H stretching ซึ่งสอดคล้องกับการวิเคราะห์กับการวิเคราะห์ UV-vis ที่พบสารประกอบ Diaminophenol ซึ่งเกิดจากการไฮโดรไลซิสรีแอกทีฟเรด 141

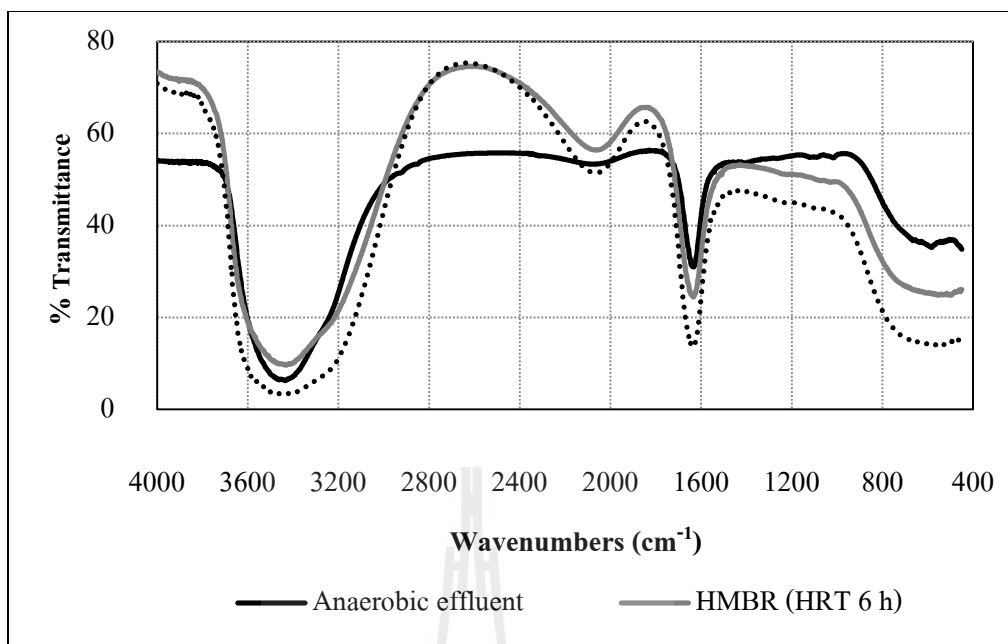




รูปที่ 4.37 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.



รูปที่ 4.38 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.



รูปที่ 4.39 FTIR spectrum ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.

#### 4.7 การศึกษาในประเด็นอื่นๆ

##### 4.7.1 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ

การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อมและน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ HMBR และ MBR โดยพิจารณาการแยกสัดส่วนสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางกายภาพเคมี (Gatti et al., 2010) เพื่อประเมินความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เมื่อผ่านระบบต่างๆ โดยทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ บีโอดีละลายน้ำ (SBOD), บีโอดีทั้งหมด (TBOD), ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) และซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ซึ่งมีหลักการคือย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิซิสให้กลายเป็นซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย และสามารถนำไปใช้การบำรุงรักษาเซลล์ และนำไปใช้ในการเจริญเติบโต

น้ำเสียฟอกย้อมมีสัดส่วนสารอินทรีย์ ดังตารางที่ 4.13 พบว่ามีสารอินทรีย์ในรูป TBOD 150 mg/L เมื่อคิดเป็นสัดส่วน TBOD/TCOD ได้ 0.15 มีค่าค่อนข้างต่ำสอดคล้องกับการพิจารณาสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ทำการจำแนกโดยความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพ โดยทำการแยกเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable ( $S_r$ )) สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable ( $X_s$ )) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก (Soluble inert ( $S_i$ )) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก

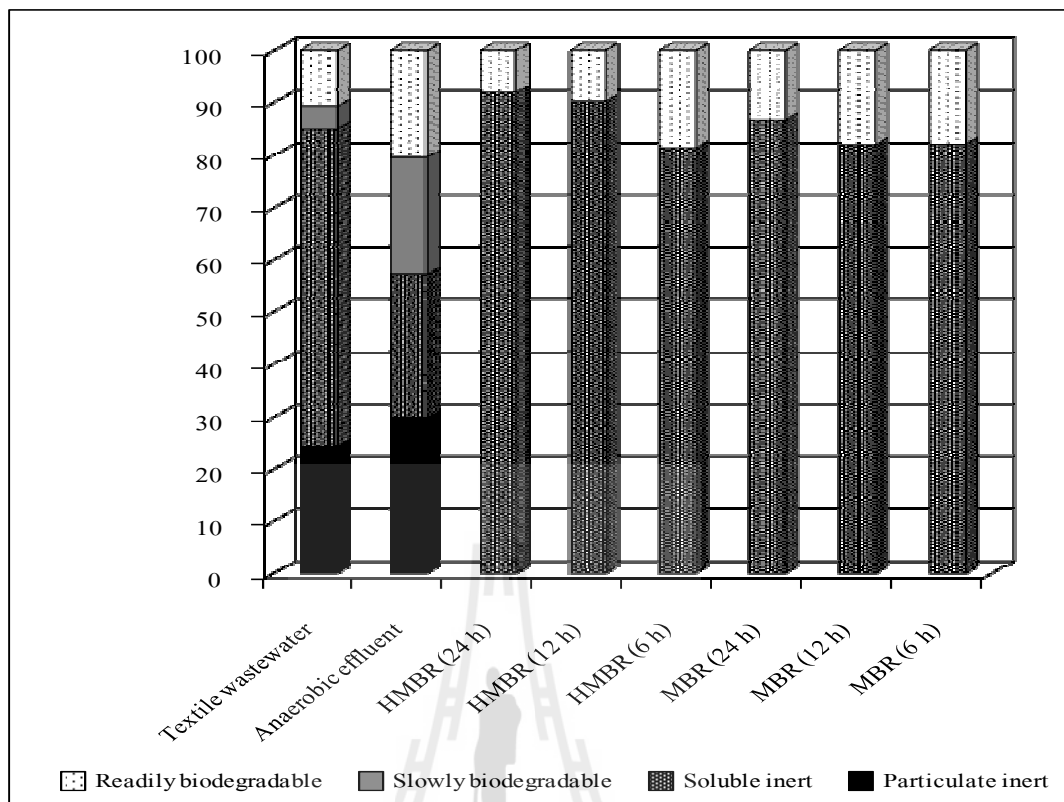
(Particulate inert ( $X_p$ )) แสดงดังรูปที่ 4.41 พบว่าน้ำเสียฟอกย้อมมีสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำและอนุภาคที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากเป็น 85% เมื่อเทียบกับสารอินทรีย์ทั้งหมด กล่าวได้ว่าสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างต่ำ

เมื่อนำน้ำเสียฟอกย้อมบำบัดก่อนด้วยระบบไร้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. พบว่าสารอินทรีย์ในน้ำที่ผ่านการบำบัดมีการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนสารอินทรีย์ ดังรูปที่ 4.41 น้ำออกจากระบบไร้อากาศมีการเพิ่มขึ้นของสารอินทรีย์ในรูป TBOD ส่งผลให้มีสัดส่วน TBOD/TCOD คิดเป็น 0.43 เมื่อเทียบกับสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้คิดเป็น 42.73% เพิ่มขึ้นจาก 15.01% ของน้ำเสียฟอกย้อมเนื่องจากจุลินทรีย์ทำการปล่อยเอนไซม์ออกมานอกเซลล์เพื่อย่อยสลายสารโมเลกุลใหญ่ให้เป็นโมเลกุลเล็ก (Hydrolysis) ซึ่งทำให้สารอินทรีย์ที่ละลายน้ำและไม่ละลายน้ำถูกย่อยสลายให้เป็นโมเลกุลที่ย่อยสลายได้ง่ายขึ้น รวมทั้งเกิดการดูดซับที่ผิวของจุลินทรีย์ทั้งที่มีชีวิตและไม่มีชีวิต (Ng et al., 1994) ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ( $S_p$ ) 88.4% ทำให้มีสัดส่วนลดลงเป็น 27.41% ของสารอินทรีย์ทั้งหมด โดยเปลี่ยนเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย ( $S_s$ ) และได้ช้า ( $X_s$ ) คิดเป็น 20.43% และ 22.30% ของสารอินทรีย์ทั้งหมด ตามลำดับ รวมทั้งอนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากเกิดการตกตะกอนสะสมในระบบและเกิดการย่อยสลายให้เป็นโมเลกุลเล็กคิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด 68.49% จากกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไร้อากาศสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายได้ยาก ( $S_p$ ) และเป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายได้ง่ายขึ้น

ตารางที่ 4.13 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อม, น้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศและน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR

ตัวอย่างน้ำ	พารามิเตอร์			
	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	TBOD (mg/L)	SBOD (mg/L)
Textile wastewater	1000.0±58.0	714.0±41.0	150.1±6.0	107.2±2.0
Anaerobic eff.	256.5±27.1	122.7±11.0	109.6±5.0	52.4±6.7
HMBR (24 h)	76.8±15.4		9.5±0.2	
HMBR (12 h)	80.1±3.7		9.7±1.7	
HMBR (6 h)	110.4±2.6		20.5±0.8	
MBR (24 h)	84.4±10.2		11.2±0.3	
MBR (12 h)	109.8±5.0		19.7±2.0	
MBR (6 h)	132.0±4.3		23.6±1.2	

เมื่อนำน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศบำบัดต่อด้วยระบบ MBR และระบบ HMBR โดยพิจารณาปัจจัยระยะเวลาเก็บกักที่ 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. พบว่าระบบ MBR สามารถกำจัดอนุภาคสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพได้ด้วยการกรอง และกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป BOD ได้ 89.8% 82.0% และ 79.6% ตามลำดับ และกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป COD ได้ 67.1% 57.2% และ 48.5% ตามลำดับ และระบบ HMBR กำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป BOD ได้ 94.3% 92.8% และ 88.0% ตามลำดับ และกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป COD ได้ 70.1% 66.8% และ 57.0% ตามลำดับ พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป BOD มีประสิทธิภาพสูงกว่าในรูป COD เนื่องจากสารอินทรีย์ในรูป BOD สามารถผ่านเข้าไปในเซลล์จุลินทรีย์ เพื่อสร้างเซลล์ใหม่และเกิดการออกซิไดซ์กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำได้ง่าย ส่งผลให้คงเหลือสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายต่ำ 13.3-18.0% และ 8.0-12.0% ของน้ำที่ผ่านระบบ MBR และ HMBR ตามลำดับ และสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากสูง 82.0-86.7% และ 88.0-92.0% ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4.41 เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ MBR และระบบ HMBR พบว่าระบบ HMBR สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบ MBR สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Yamini et al. (2009) เนื่องจากจุลินทรีย์ชนิดเกาะที่พื้นผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์เพิ่มขึ้น ส่งผลให้มีจุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น รวมทั้งสามารถดูดซับสารอินทรีย์ได้ (Liu et al., 2008; Lesage et al., 2008; Tian et al., 2008)



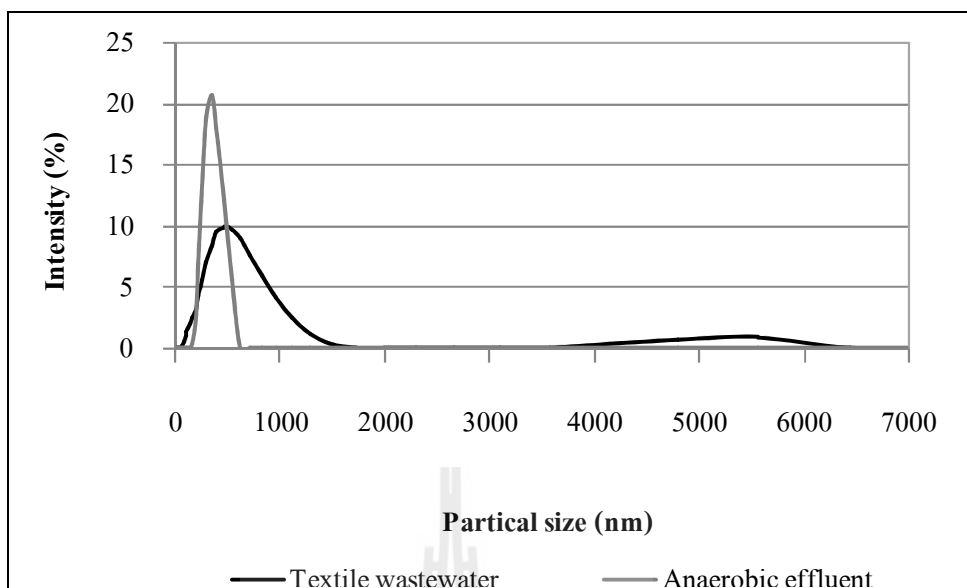
รูปที่ 4.40 สัดส่วนสารอินทรีย์ของน้ำเสียฟอกย้อม, น้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ และน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR

ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมโดยระบบไร้อากาศสามารถเพิ่มศักยภาพการย่อยสลายทางชีวภาพได้สูงขึ้น โดยพิจารณาจากค่าสัดส่วน TBOD/TCOD ซึ่งมีค่าสูงขึ้น 0.15 เป็น 0.43 และมีสัดส่วนของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้สูงขึ้นคิดเป็น 42.73% ของสารอินทรีย์ทั้งหมด เมื่อเทียบกับน้ำเสียฟอกย้อม 15.01% และเมื่อบำบัดด้วยระบบ MBR และ HMBR พบว่าระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และ 12 ชม. มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ใกล้เคียงกัน และอิทธิพลของการเติมตัวกลางถ่านกัมมันต์ส่งผลให้มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ได้สูงขึ้นทุกระยะเวลาเก็บกัก เนื่องจากตัวกลางดูดซับสารอินทรีย์ได้ และเป็นที่ยึดเกาะจุลินทรีย์ทำให้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น

#### 4.7.2 การกระจายตัวของขนาดอนุภาค (Molecular Weight Distribution, MWD)

การประเมินขนาดโมเลกุลของสารในน้ำเสียสามารถช่วยให้ประเมินศักยภาพของการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบได้ เนื่องจากหากสารอินทรีย์ในน้ำเสียมีขนาดโมเลกุลใหญ่ ต้องไฮโดรไลซิสให้เป็นโมเลกุลเล็กในช่วง 600-1,000 ดาลตัน (Dalton, Da) จุลินทรีย์จึงสามารถดูดซึมสารอินทรีย์เข้าสู่เซลล์เพื่อการบำรุงรักษาเซลล์และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ซึ่งน้ำเสียฟอกย้อมมีการกระจายโมเลกุลอยู่ในช่วงกว้าง 68-5560 nm แสดงดังรูปที่ 4.42 แบ่งขนาดโมเลกุลเล็กกว่า 220 nm (เล็กกว่า 52,000 kDa) คิดเป็น 16.86% ขนาดโมเลกุลช่วง 220-450 nm (52,000-260,000 kDa) คิดเป็น 40.5% ขนาดโมเลกุลช่วง 450-1200 nm (260,000-2,340,000 kDa) คิดเป็น 40.13% และขนาดโมเลกุลใหญ่กว่า 1200 nm (ใหญ่กว่า 2,340,000 kDa) คิดเป็น 2.51% เมื่อบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมด้วยระบบไร้อากาศพบว่ามีขนาดโมเลกุลส่วนใหญ่อยู่ในช่วง 220-450 nm คิดเป็น 84.6% โดยพบว่าสัดส่วนของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้เพิ่มสูงขึ้นจาก 15.0% เป็น 42.7% ของสารอินทรีย์ทั้งหมดเนื่องจากโมเลกุลที่มีขนาดเล็กลงจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้ง่ายขึ้น และโมเลกุลขนาดเล็กกว่า 220 nm สามารถกำจัดได้ 42.3% เนื่องจากโมเลกุลขนาดเล็กจะถูกดูดซับไว้ที่ผิวจุลินทรีย์และถูกย่อยสลาย (Lagarde et al., 2005) ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย 51.1% กล่าวได้ว่าโมเลกุลขนาดเล็กกว่า 220 nm ในน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย ส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถดูดซึมสารอินทรีย์เข้าสู่เซลล์และย่อยสลายได้ง่าย สำหรับโมเลกุลขนาดใหญ่กว่า 260,000 Da ในน้ำเสียฟอกย้อมถูกกำจัด 86.8% เนื่องจากการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ในน้ำเสียในสัดส่วนของแข็งแขวนลอยให้มีโมเลกุลเล็กลงและย่อยสลายได้ง่ายขึ้น (Pasztor et al., 2009) ทำให้น้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศมีสารอินทรีย์ขนาดเล็กกว่า 450 nm ในสัดส่วนที่สูงขึ้น ส่งผลให้ความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพโดยพิจารณาจากสัดส่วน BOD/COD เพิ่มขึ้น เป็น 0.49 เมื่อเทียบกับน้ำเสียฟอกย้อม 0.15

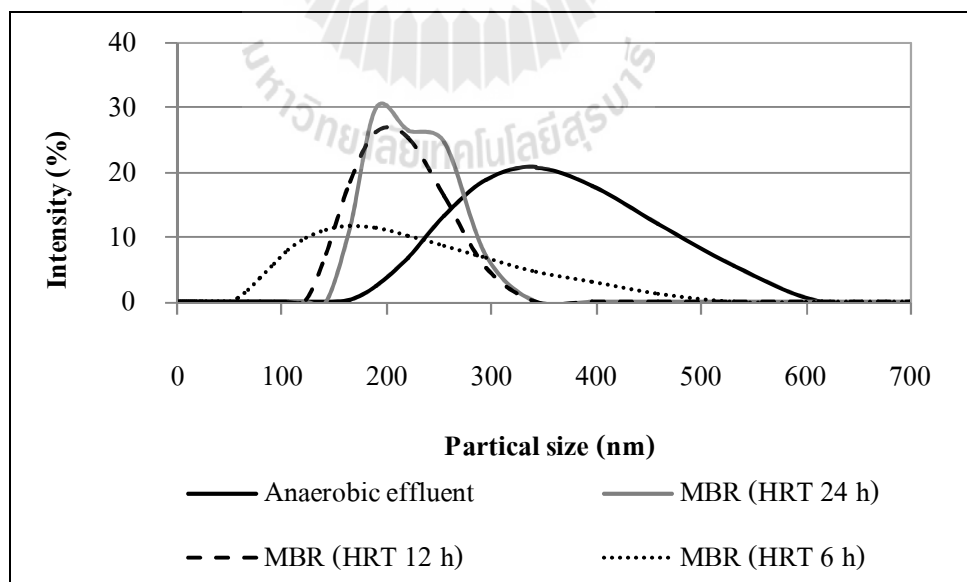
ดังนั้นเมื่อน้ำเสียฟอกย้อมผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ เกิดการไฮโดรไลซิสสารประกอบโมเลกุลใหญ่ให้มีขนาดเล็กลง ซึ่งทำให้น้ำที่ผ่านระบบบำบัดดังกล่าวมีขนาดโมเลกุลส่วนใหญ่อยู่ในช่วง 220-450 nm ส่วนโมเลกุลขนาดเล็กกว่า 220 nm ถูกดูดซับเข้าสู่เซลล์และเกิดการย่อยสลายไป



รูปที่ 4.41 ขนาดอนุภาคระดับนาโนของน้ำเสียฟอกย้อม และผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ

นำน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศบำบัดด้วยระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. มีการกระจายตัวของขนาดอนุภาคแสดงดังรูปที่ 4.43 พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. มีขนาดโมเลกุลอยู่ในช่วง 164-295 nm พบว่าโมเลกุลขนาดใหญ่กว่า 295 nm ถูกย่อยสลายให้มีขนาดโมเลกุลเล็กลง ทำให้น้ำที่ผ่านระบบ MBR มีขนาดโมเลกุล 220-530 nm ลดลง 64.6% สอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด COD และ BOD ได้ 67.1% และ 89.8% ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย ( $S_u$ ) 78.6% มีขนาดโมเลกุลเล็กกว่า 220 nm คิดเป็นสัดส่วน 68.0% เป็นสัดส่วนสูงกว่าน้ำที่ผ่านระบบไร้อากาศ เนื่องจากเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ให้สารอินทรีย์มีขนาดโมเลกุลเล็กลง และเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ขนาดโมเลกุลเล็กกว่า 164 nm ได้อย่างมีประสิทธิภาพจนกระทั่งเหลือสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก เมื่อพิจารณาระยะเวลาเก็บกักที่ 12 ชม. และ 6 ชม. พบว่ามีการกระจายตัวของขนาดโมเลกุลอยู่ในช่วง 122-295 nm และ 50-450 nm ตามลำดับ ซึ่งมีการกระจายตัวของโมเลกุลในช่วงกว้างกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. โดยที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. สามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่กว่า 295 nm ได้โดยการย่อยสลายให้มีขนาดโมเลกุลเล็กลง ซึ่งพบสารอินทรีย์ขนาดโมเลกุลเล็กกว่า 220 nm คิดเป็นสัดส่วน 78.4% สูงกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. กล่าวได้ว่าจุลินทรีย์ต้องการระยะเวลาในการย่อยสลายเพิ่มขึ้นเพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เหลืออยู่ ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด COD และ BOD ที่มีประสิทธิภาพต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. ประมาณ 9.9% และ 7.8% ตามลำดับ ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. สามารถกำจัด

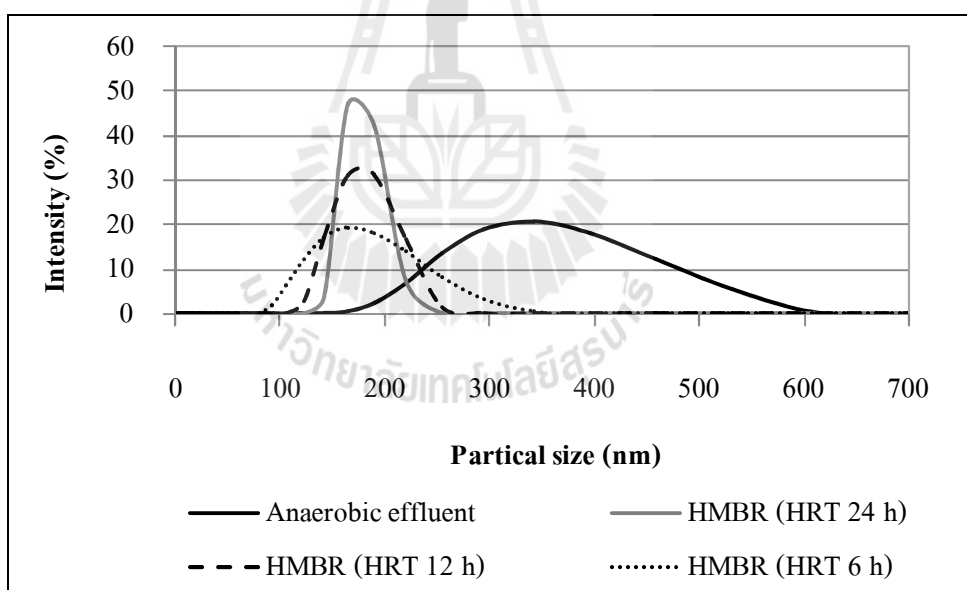
สารอินทรีย์ขนาดโมเลกุลใหญ่กว่า 450 nm จากการกรองด้วยเยื่อกรองและจากการย่อยสลายให้มีโมเลกุลขนาดเล็กลง และคงเหลือสารอินทรีย์ขนาดโมเลกุลช่วง 220-450 nm 24.64% และขนาดโมเลกุลช่วง 50-220 nm 75.36% เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักไม่เพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้มีประสิทธิผลการกำจัด COD และ BOD ต่ำ 48.5% และ 78.5% ตามลำดับ และคงเหลือสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย 17.8% ของสารอินทรีย์ทั้งหมดสูงเมื่อเทียบกับที่ระยะเวลาเก็บกักที่เพิ่มขึ้น กล่าวได้ว่าที่ระยะเวลาเก็บกักที่สั้นลงมีการกระจายตัวของโมเลกุลในช่วงกว้าง ซึ่งคงเหลือโมเลกุลขนาดเล็กกว่า และมีสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายทางชีวภาพสูงกว่าระยะเวลาเก็บกักอื่นๆ ทำให้มีประสิทธิผลการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำกว่าเช่นกัน ในทางกลับกันการกระจายตัวของโมเลกุลในช่วงแคบ กล่าวได้ว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายโมเลกุลใหญ่ให้มีขนาดเล็กลงได้ดี และย่อยสลายโมเลกุลเล็กและดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้ดี (Marquet et al., 1999) ส่งผลให้มีประสิทธิผลการกำจัดสารอินทรีย์ได้สูง หากการกระจายตัวของโมเลกุลกระจายในช่วงกว้าง จุลินทรีย์มีระยะเวลาไม่เพียงพอต่อการดูดซึมสารอินทรีย์เข้าสู่เซลล์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ประสิทธิผลการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำ ดังนั้นการกระจายตัวของโมเลกุล และขนาดโมเลกุลที่ลดลงแตกต่างกัน เมื่อเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักแตกต่างกัน กล่าวได้ว่าจุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ และสามารถดูดซึมสารอินทรีย์เข้าสู่เซลล์แตกต่างกัน ส่งผลให้มีประสิทธิผลการกำจัดสารอินทรีย์แตกต่างเช่นเดียวกัน



รูปที่ 4.42 ขนาดอนุภาคระดับนาโนของระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม.



เมื่อพิจารณาระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. มีการกระจายตัวของขนาดอนุภาคแสดงดังรูปที่ 4.44 พบว่ามีการกระจายตัวของโมเลกุลอยู่ในช่วง 141-220 nm 122-255 nm และ 91-342 nm ตามลำดับ พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และ 12 ชม. มีการกระจายตัวของโมเลกุลในช่วงแคบใกล้เคียงกัน คงเหลือสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายใกล้เคียงกัน 8.0% และ 9.9% ตามลำดับ สอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด COD ใกล้เคียงกันที่ 70.1% และ 68.8% ตามลำดับ และสามารถกำจัด BOD ได้ 91.3% และ 91.1% ตามลำดับ ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. มีการกระจายตัวของโมเลกุลในช่วงกว้าง สอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด COD และ BOD ลดลงเท่ากับ 57.0% และ 81.3% ตามลำดับ เนื่องจากจุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากมีระยะเวลาการย่อยสลายไม่เพียงพอ จึงทำให้ไม่สามารถย่อยสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่งผลให้คงเหลือสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย 18.6% ซึ่งมีปริมาณสูงกว่าระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และ 12 ชม.

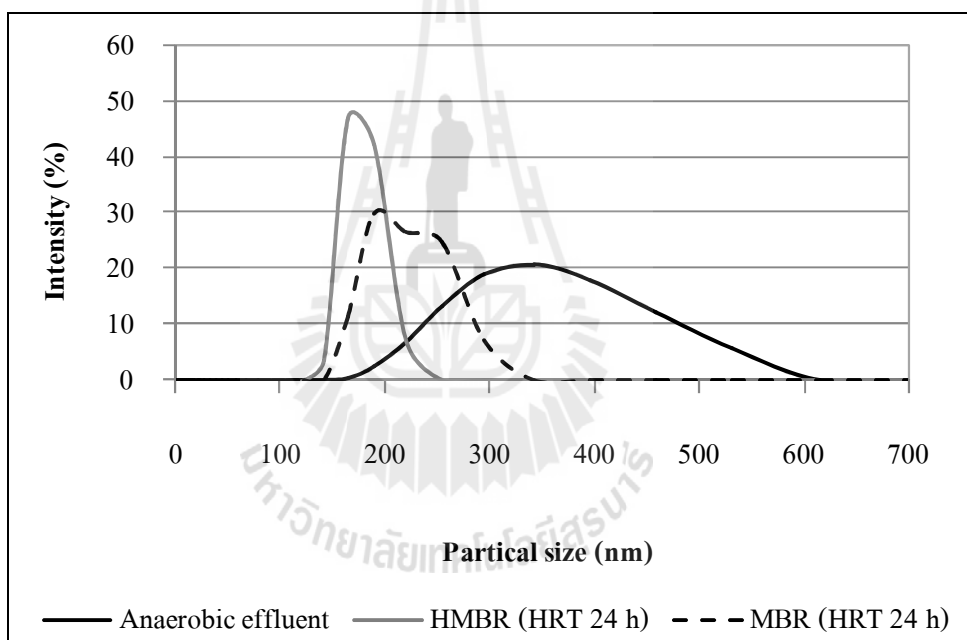


รูปที่ 4.43 ขนาดอนุภาคระดับนาโนของระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 12 และ 6 ชม.

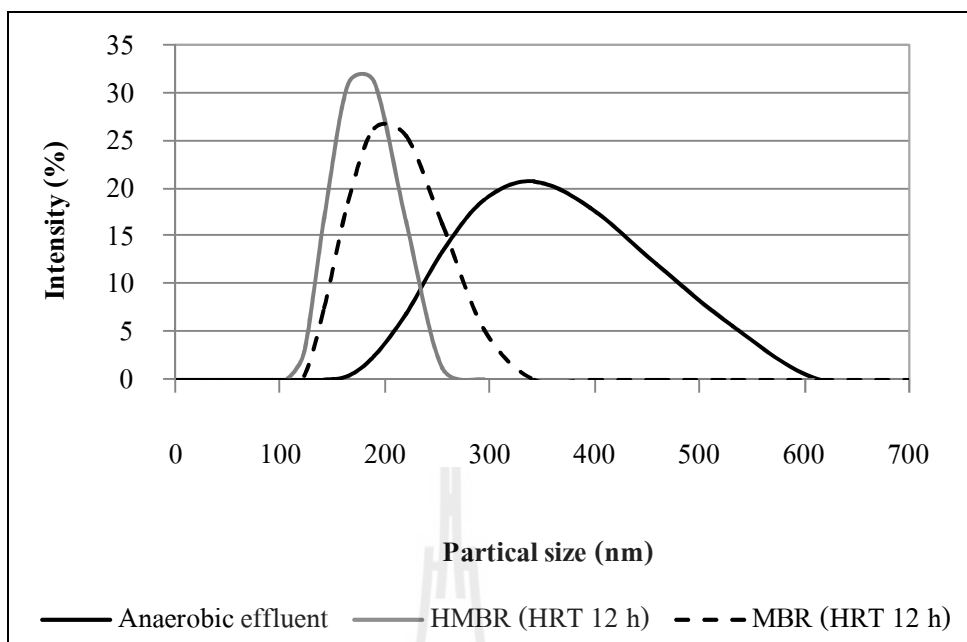
เมื่อเปรียบเทียบระหว่างระบบ HMBR และระบบ MBR พบว่าระบบ MBR มีการกระจายตัวของโมเลกุลในช่วงแคบกว่าระบบ MBR แสดงดังรูปที่ 4.45-4.47 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. ระบบ HMBR มีขนาดโมเลกุลช่วง 141-220 nm แคบกว่าระบบ MBR ซึ่งขนาดโมเลกุลช่วง 164-

295 nm เนื่องจากจุลินทรีย์สามารถย่อยสารอินทรีย์ได้สูง สอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัด COD ระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัด 70.1% สูงกว่าระบบ MBR 3.0%

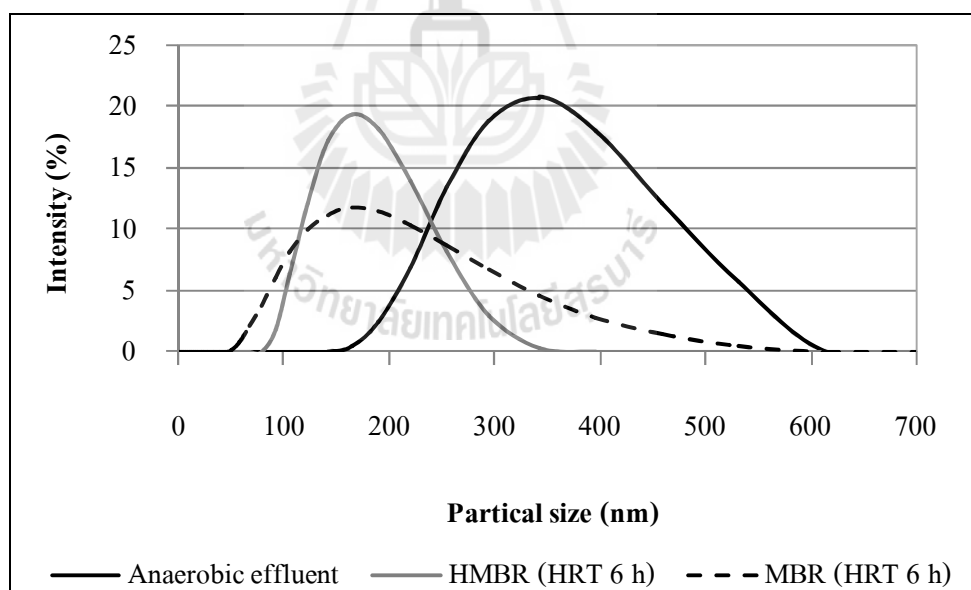
จากรูปที่ 4.46-4.47 การกระจายตัวของโมเลกุลของระบบ HMBR และระบบ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. และ 6 ชม. พบว่าระบบ HMBR มีการกระจายตัวของโมเลกุลในช่วงแคบกว่า และมีขนาดโมเลกุลเล็กกว่าระบบ MBR ซึ่งมีแนวโน้มในทิศทางเดียวกับระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. เนื่องจากภายในและพื้นผิวเยื่อตัวกลางถ่านกัมมันต์มีจุลินทรีย์ในกลุ่ม Facultative ยึดเกาะสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ได้ และจุลินทรีย์มีระยะเวลาสัมผัสกับสารอินทรีย์ได้นานจึงทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบ HMBR จึงมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ MBR (Lesage et al., 2008; Tian et al., 2008)



รูปที่ 4.44 ขนาดโมเลกุลระดับนาโนของระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม.



รูปที่ 4.45 ขนาดโมเลกุลระดับนาโนของระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม.



รูปที่ 4.46 ขนาดโมเลกุลระดับนาโนของระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม.

ดังนั้นกล่าวได้ว่าระยะเวลาเก็บกักส่งผลต่อการกระจายตัวของขนาดโมเลกุล ทั้งระบบ MBR และระบบ HMBR โดยมีแนวโน้มที่ระยะเวลาเก็บกักสูงมีการกระจายตัวในช่วงแคบกว่า ระยะเวลาเก็บกักสั้นتریสามารถนำไปใช้เป็นแหล่งอาหารและพลังงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้

มีสารอินทรีย์ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายคงเหลือต่ำ และมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูงกว่าที่ระยะเวลาเก็บกักต่ำกว่า

การเติมตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR มีผลช่วยเสริมให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงกว่าและมีการกระจายตัวของขนาดโมเลกุลแคบกว่าระบบ MBR ทุกระยะเวลาเก็บกัก เนื่องจากตัวกลางถ่านกัมมันต์ยังเป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะส่งผลให้สามารถกักเก็บจุลินทรีย์ที่มีอัตราการเจริญเติบโตต่ำได้ ส่งผลให้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูงขึ้น

#### 4.7.3 ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์

เนื่องจากระบบ MBR สามารถการกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ในระบบมีปริมาณจุลินทรีย์สูง ส่งผลให้การอุดตันส่วนใหญ่เกิดจากจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นการศึกษาลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์จึงมีความสัมพันธ์กับการอุดตัน แสดงดังตารางที่ 4.14 โดยตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี ส่งผลให้ตะกอนสามารถแยกออกจากน้ำได้ดีเช่นกัน โดยพิจารณาค่า SVI พบว่าระบบ HMBR และระบบ MBR มีค่า SVI อยู่ในช่วง 46.73-81.10 ml/g และ 63.26-91.15 ml/g ตามลำดับ ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วงที่สามารถตกตะกอนได้ดี และมีค่าความหนืดในระบบ MBR และระบบ HMBR ซึ่งค่าความหนืดมีความสัมพันธ์กับค่าความต้านทานการกรองดังสมการที่ 2.10 (Sato and Ishii, 1991) กล่าวได้ว่าเมื่อในระบบมีความหนืดสูงขึ้นทำให้มีค่าความต้านทานเยื่อกรองสูงขึ้น ส่งผลให้เยื่อกรองเกิดการอุดตัน พบว่าระบบ MBR มีค่าความหนืดสูงกว่าในระบบ HMBR ซึ่งสอดคล้องกับค่าความต้านทานเยื่อกรองของระบบ MBR มีค่า  $3.2852 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$  ซึ่งมีค่าสูงกว่าระบบ HMBR ที่มีค่าความต้านทานเยื่อกรองเท่ากับ  $2.5988 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$  และเมื่อพิจารณาที่ระยะเวลาเก็บกักต่างๆ พบว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักต่ำลงมีค่าความหนืดสูงขึ้น เนื่องจากความหนืดมีความสัมพันธ์กับปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ โดยมีแนวโน้มจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นและความหนืดเพิ่มขึ้น (Rosenberger et al., 2002) เมื่อระยะเวลาเก็บกักต่ำลงมีปริมาณจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นจากมีอัตราการเจริญเติบโตสูงทำให้จุลินทรีย์มีแหล่งคาร์บอนที่ใช้ในการเจริญเติบโตเพิ่มขึ้น สำหรับความหนืดในรูปของสารละลายน้ำมีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 0.8863-0.8886 cP ซึ่งกล่าวได้ว่าในความหนืดในรูปของสารละลายมีอิทธิพลต่อการอุดตันเยื่อกรองต่ำ สอดคล้องกับค่าความต้านทานของการอุดตันภายในที่เกิดจากสารละลายน้ำ ซึ่งมีสัดส่วนการอุดตันต่ำ เมื่อพิจารณาสัดส่วน MLVSS/MLSS พบว่าตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ MBR และระบบ HMBR มีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 0.90-0.92 กล่าวได้ว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้สูง มีความคงตัวต่ำ

ตารางที่ 4.14 ลักษณะตะกอนในระบบ MBR และระบบ HMBR

ตัวอย่าง	SVI (ml/g)	ความหนืด (cP)	MLSS (mg/L)	MLVSS (mg/L)	MLVSS/MLSS
MBR (HRT 24 h)	63.26	19.1	9,631	8,864	0.92
MBR (HRT 12 h)	68.85	21.7	9,894	9,074	0.92
MBR (HRT 6 h)	91.15	23.8	10018	9,215	0.92
HMBR (HRT 24 h)	46.73	13.1	10,314	9,260	0.90
HMBR (HRT 12 h)	63.04	18.1	10,208	9,252	0.91
HMBR (HRT 6 h)	81.10	19.7	10,776	9,837	0.91

#### 4.7.4 รูปแบบ Extracellular polymeric substances (EPS)

การพิจารณาสารอุกคตันที่เกิดขึ้นในระบบ สามารถแบ่งเป็น 2 ส่วนหลัก คือ Extracellular polymeric substances (EPS) เป็นเซลล์ของจุลินทรีย์ ซึ่งเป็นสถานะของแข็งแขวนลอยที่ผลการสะสมชั้นเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรองสาเหตุหลักการอุกคตัน (Rosenberger et al., 2006) และ EPS ที่ละลายน้ำ ซึ่งเรียกว่า Soluble Microbial Products (SMP) เป็นผลผลิตจากจุลินทรีย์ที่มาจากการแตกตัวของเซลล์จุลินทรีย์ และเกิดจากกระบวนการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์ ซึ่งมีผลต่อการสะสมที่ผิวหน้าเยื่อกรอง และอุกคตันภายในรูพรุนของเยื่อกรองโดยทั่วไป EPS ประกอบด้วย protein และ carbohydrate ซึ่งเป็นสารอุกคตันเยื่อกรอง (Jang et al., 2006) ในระบบ MBR และระบบ HMBR มีปริมาณ โปรตีนและคาร์โบไฮเดรตในรูปละลายน้ำและไม่ละลายน้ำดังตารางที่ 4.15

ในระบบ HMBR พบปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตรูปสารละลายในปริมาณต่ำกว่าระบบ MBR เนื่องจากพื้นผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์เกิดการดูดซับ Soluble EPS เพื่อช่วยในการยึดเกาะจุลินทรีย์ให้เกิดเป็นแผ่นฟิล์มชีวมวลที่พื้นผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์ ส่งผลให้มีปริมาณ Soluble EPS ในสารละลายในระบบต่ำ ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณโปรตีนในรูปไม่ละลายน้ำในระบบ HMBR มีปริมาณสูงกว่าระบบ MBR ซึ่งกล่าวได้ว่าในระบบ HMBR มีการเกิดแผ่นฟิล์มชีวมวลที่ตัวกลางถ่านกัมมันต์ ซึ่งแสดงได้ดังภาพถ่าย Scanning Electron Microscope (SEM) ดังรูปที่ 4.17 โดยเปรียบเทียบระหว่างตัวกลางถ่านกัมมันต์เริ่มต้น และถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการเติมลงในระบบ HMBR

เมื่อพิจารณาสัดส่วน P/C พบว่าระบบ HMBR มีค่าสูงกว่าระบบ MBR กล่าวได้ว่าจุลินทรีย์ในระบบ HMBR มีลักษณะเป็นฟล็อกสูงกว่าระบบ MBR ซึ่งสอดคล้องกับค่า SVI พบว่าในระบบ HMBR มีค่า SVI มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR กล่าวได้ว่าจุลินทรีย์ในระบบมีความสามารถตกตะกอนได้

ดี (Cicek et al., 1999) ซึ่งแสดงว่าจุลินทรีย์ในระบบ HMBR มีลักษณะเป็นฟล็อกส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถตกตะกอนได้ดี

ตารางที่ 4.15 ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตในระบบ MBR และระบบ HMBR

Condition	Protein (mg/gVSS)		Carbohydrate (mg/gVSS)		MVLSS (mg/L)	P/C ratio	
	Soluble P	Bound P	Soluble C	Bound C		Soluble	Bound
MBR (HRT 24 h)	7.214	17.327	8.679	11.029	8864	0.831	1.576
MBR (HRT 12 h)	8.015	18.271	8.768	17.085	9074	0.914	1.072
MBR (HRT 6 h)	8.449	18.313	8.884	17.553	9215	0.951	1.044
HMBR (HRT 24 h)	7.206	19.821	7.776	9.166	9260	0.928	2.165
HMBR (HRT 12 h)	7.221	20.776	8.834	11.793	9252	0.819	1.767
HMBR (HRT 6 h)	7.136	20.387	8.476	21.411	9837	0.842	0.952

#### 4.7.5 ค่าของแข็งละลายน้ำ

ค่าของแข็งละลายน้ำเป็นตัวแปรที่บ่งบอกคุณลักษณะน้ำได้ แสดงดังตารางที่ 4.16 พบว่าน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งละลายน้ำได้ 52.7% ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป BOD 51.1% กล่าวได้ว่าของแข็งละลายน้ำส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ เมื่อนำน้ำที่บำบัดด้วยระบบไร้อากาศบำบัดต่อด้วยระบบ MBR และ HMBR พบว่ามีค่าของแข็งแขวนลอยผ่านมาตรฐานน้ำทิ้ง

ตารางที่ 4.16 ความเข้มข้นของแข็งละลายน้ำ

ค่า	ค่าของแข็งละลายน้ำ (mg/L)							
	น้ำเสียฟอกย้อม	น้ำผ่านระบบไร้อากาศ	MBR			HMBR		
			HRT 24 h	HRT 12 h	HRT 6 h	HRT 24 h	HRT 12 h	HRT 6 h
ค่ามากที่สุด	3125	1494	688	808	1044	558	688	744
ค่าน้อยที่สุด	3035	1446	678	788	1040	538	678	722
ค่าเฉลี่ย	3110	1470	683	798	1042	548	683	733
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	46.0	33.9	5.1	2.7	2.8	4.1	5.1	5.6



## บทที่ 5

### สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ

#### 5.1 สรุปผลการศึกษา

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก โดยใช้ระบบไร้อากาศร่วมกับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเขี่ยกรองแบบมีตัวกลาง (HMBR) และไม่มีตัวกลาง (MBR) โดยใช้ถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลาง เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดสารอินทรีย์ และสารประกอบที่เกิดขึ้นในระบบไร้อากาศ ระบบ HMBR และระบบ MBR และพิจารณาลักษณะของตะกอน สารที่ถูกปล่อยจากจุลินทรีย์ ซึ่งมีผลต่อการอุดตันเขี่ยกรอง เพื่อสามารถนำระบบ HMBR มาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมอย่างเหมาะสมและยั่งยืน

##### 5.1.1 อิทธิพลของถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR ต่อการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียฟอกย้อมที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศ

น้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากในการศึกษาครั้งนี้มีส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากมีส่วน 60.68% และมีสัดส่วน BOD/COD 0.15 เมื่อทำการบำบัดก่อนด้วยระบบไร้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป COD และสีได้  $69.2 \pm 1.7\%$  และ  $43.1 \pm 1.5\%$  ตามลำดับ และสามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายยากได้ 82.72% เนื่องจากจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนปล่อยเอนไซม์มาย่อยสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ให้เป็นสารโมเลกุลเล็กที่ย่อยสลายได้ง่าย และดูดซับไว้ที่เซลล์จุลินทรีย์ ทำให้มีสัดส่วนของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้สูงขึ้น ทำให้มีสัดส่วน BOD/COD เท่ากับ 0.43 แต่ตรวจพบสารประกอบที่มีความเป็นพิษในระดับสูง คือ Aniline, Methyl vinyl ketone, Phenylenediamine, Anilinium ion เมื่อบำบัดด้วยระบบ HMBR และ MBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. 12 ชม. และ 6 ชม. พบว่าระบบ HMBR มีประสิทธิภาพการกำจัด COD BOD TKN และ TP ได้สูงกว่าระบบ MBR และที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. ระบบ HMBR สามารถกำจัดสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษสูงได้เป็นอย่างดี เนื่องจากที่พื้นผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์ทำให้จุลินทรีย์มีพื้นที่ในการยึดเกาะเพิ่มขึ้น ส่งผลให้มีปริมาณจุลินทรีย์สูงขึ้น และมีเอนไซม์ช่วยย่อยสลายสารได้ดี ส่งผลให้สามารถกำจัดสารอินทรีย์และสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษได้อย่างมีประสิทธิภาพ



### 5.1.2 อิทธิพลของถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR ต่อการศักยภาพการทำงานของเยื่อกรอง และการอุดตัน

พิจารณาศักยภาพของระบบ HMBR เทียบกับระบบ MBR พบว่าระบบ HMBR มีค่า TMP เพิ่มขึ้นช้ากว่าระบบ MBR เท่ากับ 2.0 เท่า มีอัตรา Irreversible fouling เท่ากับ  $3.21 \times 10^{-3}$  mbar/min มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR เท่ากับ 2.0 เท่า ( $6.35 \times 10^{-3}$  mbar/min) ซึ่งสารแขวนลอยสะสมที่พื้นผิวของเยื่อกรองเป็นสาเหตุของการอุดตันภายนอกคิดเป็นสัดส่วน 42.55-50.62% ของค่าความต้านทานทั้งหมด ซึ่งระบบ HMBR มีอัตราการเกิดอุดตันภายนอกต่ำกว่าระบบ MBR เนื่องจากตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR สามารถเพิ่มแรงเฉือนระหว่างชั้นเค้กและผิวเยื่อกรอง ส่งผลให้มีการสะสมของชั้นเค้กลดลงทำให้มีการอุดตันภายนอกต่ำ ทำให้สามารถเดินระบบได้นานขึ้น รวมทั้งระบบ HMBR มีอัตรา Irrecoverable fouling เป็นการอุดตันภายใน มีค่าเท่ากับ  $2.38 \times 10^{-5}$  mbar/min มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR เท่ากับ 6.8 เท่า ( $1.62 \times 10^{-4}$  mbar/min) และมีค่าความต้านทานการอุดตันภายในจากสารอินทรีย์ในระบบ HMBR มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR คิดเป็น 9.87% ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณสารอุดตันในระบบ HMBR ที่มีค่าต่ำกว่าระบบ MBR โดยพิจารณาปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตละลายน้ำ พบว่าในระบบ HMBR มีปริมาณ 7.21 mg/g VSS และ 7.78 mg/g VSS ตามลำดับ ซึ่งมีค่าต่ำกว่าระบบ MBR 0.11% และ 9.01% ตามลำดับ เนื่องจากอิทธิพลของตัวกลางถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลางสำหรับรวมสารอุดตันในรูป Soluble EPS กับเซลล์จุลินทรีย์เพื่อช่วยในการยึดเกาะจุลินทรีย์เป็นแผ่นฟิล์มชีวมวลที่พื้นผิวตัวกลางถ่านกัมมันต์ ส่งผลให้สารอุดตันในระบบลดลงได้

จากการประยุกต์ใช้ตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR พบว่าสามารถจัดการการอุดตันแบบภายนอกได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่งผลให้สามารถเดินระบบได้นานกว่าระบบ MBR 2 เท่า และสามารถกำจัดสารอุดตันแบบละลายน้ำได้สูงกว่าระบบ MBR ทำให้การล้างเยื่อกรองสามารถทำให้อย่างมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ MBR รวมทั้งเป็นการลดความถี่ในการล้างเยื่อกรอง ยืดอายุการใช้งานของเยื่อกรอง จึงไม่จำเป็นต้องทำการเปลี่ยนเยื่อกรองบ่อยครั้ง สามารถลดค่าใช้จ่ายได้

### 5.1.3 การย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อม

จากการศึกษาการย่อยสลายด้วยวิธีแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ออกเป็น ซับสเตรดที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable organic substrate:  $S_s$ ) ซับสเตรดที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate:  $X_s$ ) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถย่อยสลายได้ยาก (Inert soluble organic matter:  $S_i$ ) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่

สามารถย่อยสลายได้ยาก (Inert particle organic matter:  $X_p$ ) พบว่าน้ำที่ผ่านระบบ HMBR มีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายคงเหลือน้อยกว่าระบบ MBR ทุกระยะเวลาเก็บกัก และที่ระยะเวลาเก็บกักน้อยลง คงเหลือสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายสูงขึ้น เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักไม่เพียงพอต่อการย่อยสลาย ซึ่งสอดคล้องกับการกระจายตัวของขนาดอนุภาค พบว่าน้ำที่ผ่านระบบ HMBR และระบบ MBR พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักมากขึ้นมีการกระจายตัวของขนาดอนุภาคช่วงแคบลง เนื่องจากจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ขนาดโมเลกุลเล็กได้อย่างมีประสิทธิภาพ และขนาดโมเลกุลใหญ่ถูกย่อยสลายให้มีขนาดโมเลกุลเล็กลงได้สูงกว่าที่ระยะเวลาเก็บกักต่ำๆ และระบบ HMBR มีการกระจายตัวของขนาดอนุภาคแคบกว่าระบบ MBR เนื่องจากในระบบ HMBR สามารถกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ที่พื้นผิวเยื่อกรองเพื่อช่วยเสริมการย่อยสลายสารได้สูงขึ้น

จากการศึกษาเส้นทางการย่อยสลายน้ำเสียฟอกย้อม พบว่าเมื่อบำบัดก่อนด้วยระบบไร้อากาศเกิดการย่อยสลายด้วยปฏิกิริยา Reduction, Desulfonation, Deamination, Dehydrogenation และ Degradation เกิดสารประกอบที่มีความเป็นพิษเพิ่มขึ้นในระดับต่างๆ คือ Aniline และ Methyl vinyl ketone ซึ่งมีความเป็นพิษระดับสูงมากเป็นพิเศษ Anilinium ion, Phenylenediamine และ Naphthylamine มีความเป็นพิษสูง 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonic acid มีระดับความเป็นพิษปานกลาง และ Sulfanilic acid และ Cyanuric acid มีระดับความเป็นพิษต่ำ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษา FTIR พบหมู่ฟังก์ชัน  $=C-H$ ,  $N-H$ ,  $C-N$  และ  $C=C$  ซึ่งเป็นกลุ่มสารประกอบอะโรมาติกที่มีความเป็นพิษ สารดังกล่าวสามารถกำจัดได้โดยระบบใช้อากาศ พบว่าเมื่อบำบัดด้วยระบบ MBR และระบบ HMBR พบสารประกอบ Methyl vinyl ketone, Aminoresorcinol, Anilinium ion, Diaminophenol, Phenylenediamine, Naphthylamine, Naphthalene และ Sulfanilic acid ซึ่งแต่ละสารจะพบในระยะเวลาเก็บกักที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 และ 12 ชม. ระบบ HMBR และระบบ MBR พบสารแตกต่างกัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชม. ระบบ HMBR ไม่พบสาร Diaminophenol และ Aminoresorcinol เมื่อเทียบกับระบบ MBR เนื่องจากเกิดการย่อยสลายจนกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งกล่าวได้ว่าระบบ HMBR เกิดการย่อยสลายได้สูงกว่าระบบ MBR สอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ระบบ HMBR สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้สูงกว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. ระบบ HMBR ไม่พบสาร Aminoresorcinol เนื่องจากย่อยสลายได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. ทั้ง 2 ระบบ พบสาร Sulfanilic acid และ Anilinium ion เช่นเดียวกัน แต่ระบบ HMBR มีปริมาณสารน้อยกว่าระบบ MBR 16.7% และ 33.0% ตามลำดับ กล่าวได้ว่าระบบ HMBR สามารถกำจัดสารประกอบที่มีความเป็นพิษได้สูงกว่าระบบ MBR ทุกระยะเวลาเก็บกัก แต่ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6

และ 12 ชม. ยังคงพบสารที่มีความเป็นระดับสูงคงอยู่ ดังนั้นจึงต้องเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเพื่อให้สามารถกำจัดสารประกอบที่มีความเป็นพิษเหล่านั้นได้อย่างเหมาะสม

จากการประยุกต์ใช้ตัวกลางถ่านกัมมันต์ในระบบ HMBR พบว่าตัวกลางสามารถช่วยเป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ สารอาหาร สารออกตันเยื่อกรอง และสารประกอบที่มีความเป็นพิษได้ ส่งผลให้สามารถลดระยะเวลาเก็บกักในบำบัดน้ำเสียได้ เมื่อเทียบกับระบบ MBR รวมทั้งถ่านกัมมันต์ช่วยเพิ่มแรงเฉือนระหว่างชั้นเค้กและผิวหน้าเยื่อกรอง ทำให้สามารถลดการอุดตันภายนอก ระบบ HMBR สามารถเดินระบบได้นานกว่าระบบ MBR 2 เท่า ซึ่งส่งผลให้สามารถยืดอายุการใช้งานของเยื่อกรองได้

#### 5.1.4 การพัฒนาการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก โดยประยุกต์ใช้ระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบ HMBR

จากการศึกษาของผู้วิจัยหลายท่านพบว่า การบำบัดน้ำเสียฟอกย้อม โดยระบบไร้อากาศ สามารถกำจัดสีอะโซไดอย่างมีประสิทธิภาพ แต่ใช้ระยะเวลาเก็บกักนานมากกว่า 2 วัน (Vaigan et al., 2009) และตรวจพบสารประกอบอะโรมาติกอามีนชนิด Benzidine ส่วนระบบใช้อากาศมีประสิทธิภาพการกำจัดสีได้ต่ำกว่า 40% แต่ตรวจไม่พบสารประกอบอะโรมาติกอามีน (Isik, M. and Sponza, D. T., 2003; Sponza, D. T. and Isik, M., 2005) แต่เมื่อเดินระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศกับระบบใช้อากาศ พบว่าสามารถกำจัดสีได้อย่างมีประสิทธิภาพ และมีประสิทธิภาพการกำจัด COD อยู่ในช่วง 80-90% โดยใช้ระยะเวลาเก็บกักรวมมากกว่า 6 วัน

สำหรับงานวิจัยนี้ได้ดำเนินการประยุกต์ใช้ระบบไร้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. และระบบ HMBR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชม. ในการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก พบว่าสามารถกำจัดสารอินทรีย์ ในไตรเจน ฟอสฟอรัส และสี โดยรวมได้ 92.3% 83.0% 86.0% และ 96.1% ตามลำดับ สามารถกำจัดสารประกอบที่มีความเป็นพิษได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยใช้ระยะเวลาเก็บกักสั้นกว่าระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศและระบบใช้อากาศแบบดั้งเดิม ลดลงจาก 6 วัน เหลือเพียง 2 วัน และเมื่อเปรียบเทียบกับระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศและระบบ HMBR กับระบบปฏิบัติการชีวภาพเยื่อกรอง (MBR) เพียงอย่างเดียว พบว่าระบบร่วมระหว่างระบบไร้อากาศและระบบ HMBR สามารถกำจัดสารอินทรีย์ สี และสารประกอบอะโรมาติกได้อย่างมีประสิทธิภาพ รวมทั้งใช้ระยะเวลาเก็บกักสั้นกว่าระบบ MBR เพียงอย่างเดียว รวมทั้งใช้ระยะเวลาเก็บกักสั้นกว่าระบบไร้อากาศร่วมกับระบบ MBR เช่นกัน และเมื่อพิจารณาศักยภาพการกรอง ระบบ HMBR ที่มีตัวกลางถ่านกัมมันต์ สามารถช่วยเดินระบบได้นานกว่าระบบ MBR ที่ไม่มีตัวกลาง ดังนั้นการประยุกต์ใช้ระบบไร้อากาศและระบบ HMBR สามารถบำบัดน้ำเสีย

ฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทั้งในด้านประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ สารอาหาร สี และสารประกอบอะโรมาติกได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยใช้ระยะเวลาเก็บกักรวม 2 วัน ซึ่งสามารถลดระยะเวลาเก็บกัก ลดขนาดของระบบบำบัดได้ รวมทั้งด้านศักยภาพการทำงานของเยื่อกรอง ซึ่งสามารถเดินระบบได้นาน โดยไม่ต้องล้างเยื่อกรองด้วยสารเคมี ทำให้สามารถลดค่าใช้จ่ายด้านการเดินระบบได้

## 5.2 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 การบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมแบบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากด้วยระบบไร้อากาศกับระบบ HMBR พบว่าตัวกลางถ่านกัมมันต์มีอิทธิพลลดการอุดตันและเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบ ดังนั้นการเพิ่มการใส่ตัวกลางถ่านกัมมันต์ในปริมาณเพิ่มขึ้น มีแนวโน้มในการเพิ่มศักยภาพการทำงานของเยื่อกรอง และเพิ่มประสิทธิภาพสูงขึ้น

5.2.2 การอุดตันเยื่อกรองมีปัจจัยที่มีผลกระทบอีกหลายปัจจัย เช่น การควบคุมปริมาณตะกอนในระบบ อายุตะกอน ซึ่งปัจจัยดังกล่าวนี้ส่งผลทั้งลักษณะการอุดตัน และประสิทธิภาพการกำจัดได้ ดังนั้นจึงควรมีการศึกษาถึงปัจจัยดังกล่าวเพิ่มเติม

5.2.3 การวิเคราะห์เส้นทางการย่อยสลายหากมีการพิจารณาในด้านปริมาณของสารที่เกิดขึ้น ทำให้สามารถพิจารณาถึงอัตราการเกิดการย่อยสลายของสารนั้นๆ ได้ และทราบถึงปริมาณสารที่อาจส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตได้อย่างชัดเจน

## รายการอ้างอิง

- กรมควบคุมมลพิษ. (2544). เอกสารข้อมูลความปลอดภัยเคมีภัณฑ์ (MSDS). ศูนย์ข้อมูลวัตถุอันตราย และเคมีภัณฑ์.
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม. (2542). คู่มือการจัดการสิ่งแวดล้อมโรงงานฟอกย้อม. สำนักเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม. (2550). คู่มือการจัดการสิ่งแวดล้อมสำหรับอุตสาหกรรมพิมพ์ผ้า. สำนักเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม
- ชลธิชา ไม่เสื่อมสุข. (2545). ผลของภาวะออกซิเจนต่อการดูดซับสีรีแอคทีฟบนถ่านกัมมันต์. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- ศุภวิทย์ สถาปนจารุ, จักรกฤษณ์ มหัจฉริยวงศ์ และ พัฒนา อนุรักษ์พงศธร. (2548). การนำน้ำเสียจากกระบวนการฟอกของอุตสาหกรรมสิ่งทอกลับมาใช้ใหม่เพื่อการลดสีโดยวิธีเฟนตอนออกซิเดชั่น. **Thai Environmental Engineering Journal**. 19 (1): 67-80.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และ กาญจนา ครองธรรมชาติ. (2535). การใช้โพลีลูมิเนียมคลอไรด์ในการกำจัดสีในน้ำเสียฟอกย้อม. รายงานการวิจัย คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย กรุงเทพฯ.
- นิตยา ผาสุกพันธุ์. (2545). การศึกษาการใช้ระบบถังที่มีตัวกลางในการบำบัดสารอินทรีย์และสีรีแอคทีฟจากน้ำเสียโรงงานฟอกย้อมสิ่งทอ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- ประวัชรกรณ์ สาธิตคุณ. (2546). การกำจัดสีในน้ำเสียจากโรงงานสิ่งทอโดยใช้ซีโอไลต์. ภาควิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ.
- ศูนย์ข้อมูลสิ่งทอ สถาบันพัฒนาอุตสาหกรรมสิ่งทอ. (2548). สถานการณ์สิ่งทอ และเครื่องนุ่งห่ม [ออนไลน์]. ได้จาก: <http://www.thaitextile.org/nstastic/สถานการณ์สิ่งทอ-ก.ย.48.doc>.
- สุนันทา เลาวัณย์ศิริ. (2544). การบำบัดสารอินทรีย์และสีจากอุตสาหกรรมสิ่งทอด้วยระบบถังกรองไร้อากาศ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.

- จุฑามาศ แก้วสุข. (2550). การประยุกต์ใช้แบคทีเรียสังเคราะห์แสงในการบำบัดน้ำเสียในโรงงานผลิตนมโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบมีเมมเบรนจมตัว. วิศวกรรมสาร มก. ปีที่ 20 ฉบับที่ 61 (เม.ย.-ก.ค. 50) หน้า 76-86.
- อังคณา ปัญญาอ่อน, อนวัช พินิจศักดิ์กุล, ศศิธร พุททวงษ์, ศุภเกียรติ ศรีพนมธนากร และสร้อยดาว วินิจนันทรรัตน์. (2550). การกำจัดสีรีแอกทีฟบลูโดยกระบวนการบำบัดทางไฟฟ้าเคมี. การประชุมวิชาการ ด้านพลังงานสิ่งแวดล้อมและวัสดุ ครั้งที่ 1.
- Abu-Ghunmi, L. and Jamrah, A. (2006). Biological treatment of textile wastewater using sequencing batch reactor technology. **Environmental Modeling and Assessment**. 11(4): 333-343.
- Ahmad A.L., Harris W.A., Syafiie, Seng O.B. (2002). Removal of Dye from Wastewater of Textile Industry Using Membrane Technology. **J. Teknol**. 36: 31-44.
- Akal Solmaz, S.K., Birgul, A.; Ustun, G.E. & Yonar, T. (2006). Colour and COD removal from textile effluent by coagulation and advanced oxidation processes. **Color Technol**. 122: 102-109. ISSN 1472-3581.
- Ali, N., Hameed, A. and Ahmed, S. (2009). Physicochemical characterization and Bioremediation perspective of textile effluent, dyes and metals by indigenous Bacteria. *Journal of Hazardous Materials*. 164: 322-328.
- An, H., Qian, Y., Gu, X.S., and Tang, W.Z. (1996). Biological treatment of dye wastewaters using an anaerobic-oxic system. **Chemosphere**. 33 (12): 2533-2542.
- APHA, AWWA. And WPCF. (2005). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>th</sup> Edition, Washington DC, USA.
- Autenrieth, R.L., Bonner, J.S., Akgerman, A., Okaygun, M., McCreary, E.M.C. (1991). Biodegradation of phenolic waste. **J. Hazard. Mater**. 28: 29-33.
- Baban, A., Yediler, A., Ciliz, N., and Kettrup, A. (2004). Biodegradability oriented treatability studies on high strength segregated wastewater of a woolen textile dyeing plant. **Chemosphere**. 57: 731-738.
- Babuna, F. G., Orhon, D., Cokgör, E. U., Insel, G., and Yaprakli, B. (1998). Modelling of activated sludge for textile wastewater. **Water Science and Technology**. 38: 9-17.
- Badulescu, M., Balalau, D., Cacovean, I., Ilie, M., and Baconi, D.L. (2008). UV-vis spectrophotometric assay of metoprolol. Note 2. Method validation. **Farmacia**. 4: 363-370.

- Bae, S.J., Kuo, W., and Kvam, P.H. (2007). Degradation models and implied lifetime distributions. **Reliabil. Eng. Syst. Saf.** 92: 601-608.
- Banat, I.M., Nigam, P., Singh, D., and Marchant, R., (1996). Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: a review. **Bioresource Technol.** 58: 217-227.
- Bauer, J.E. and Capone, D.G. (1985). Degradation and mineralization of the polycyclic aromatic hydrocarbons anthracene and naphthalene in intertidal marine sediments. **Appl. Environ. Microbiol.** 50(1): 81-90.
- Bharat, B., Sandra, T., Jim, C. S., Annamaria, H., and Louise, P. (2003). Biotransformation of Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine (RDX) by a Rabbit Liver Cytochrome P450: Insight into the Mechanism of RDX Biodegradation by *Rhodococcus* sp. Strain DN22. **Applied and Environmental Microbiology.** 69 (3): 1347-1351
- Bourgeois, K., Darby, J. and Tchobanoglous, G. (2001). Ultrafiltration of wastewater: Effects of particles, mode of operation and backwash effectiveness. **Wat. Res.** 35(1): 77-90.
- Boursier, H., Béline, F. and Paul, E. (2005). Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process design. **Biores. Technol.** 96: 351-358.
- Branan, N. and Wells, T.A. (2007). Microorganism characterization using ATR-FTIR on an ultrathin polystyrene layer. **Vibrational Spectroscopy.** 44: 192-196.
- Broch-Due, A., Anderson, R. and Kristofferson, O. (1994). Pilot plant experiences with an aerobic moving biofilm reactor for the treatment of NSSC wastewater. **Water Science and Technology.** 29(5-6): 283-294.
- Brown, D. and Hamburger, B. (1987). The degradation of dyestuffs Part III-Investigation of their ultimate degradability. **Chemosphere.** 16: 1539-1553.
- Buckley, C.A. (1992). Membrane technology for treatment of dye house effluents. **Water Science Technology.** 25: 203-209.
- Carliell, C.M., Barclay, S.J., Naidoo, N., Buckley, C.A., Mulholland, D.A. and Senior, E. (1994). Anaerobic decolorisation of reactive dyes in conventional sewage treatment processes. **Water SA.** 20(4): 341-344.
- Ceron-Rivera, M., Davila-Jimenez, M.M. and Elizalde-Gonzalez, M.P. (2004). Degradation of the textile dyes Basic yellow 28 and Reactive black 5 using diamond and metal alloys electrodes. **Chemosphere.** 55: 1-10.

- Chang, I.S., and Lee, C.H. (1998). Membrane Filtration Characteristics in Membrane Coupled Activated Sludge System-The Effect of Physiological States of Activated Sludge on Membrane Fouling. **Desalination**. 120: 221-233.
- Chang, I.S., Le-Clech, P., Jefferson, B. and Judd, S. (2002). Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**. 128(11): 1018-1029.
- Chen, T. K. and Chen, J. N. (2004). Combined membrane bioreactor (MBR) and reverse osmosis (RO) system for thin-film transistor-liquid crystal display TFT-LCD, industrial wastewater recycling. **Water Science and Technology** 50 (1): 99-106
- Chen, K. C., Wu, J. Y., Liou, D. J., and Huang, S. C. J. (2003). Decolourization of textile dyes by newly isolated bacterial strains. **Journal of Biotechnology**. 101: 57-68.
- Choi, J.G., Bae, T.H., Kim, J.H., Tak, T.M. and Randall, A.A. (2002). The behavior of membrane fouling initiation on the crossflow membrane bioreactor system. **Journal of Membrane Science**. 203(1-2): 103-113.
- Cicek, N., Franco, J.P., Suidan, M.T., Urbain, V. and Manem, J. (1999). Characterization and comparison of a membrane bioreactor and a conventional activated-sludge system in the treatment of wastewater containing high-molecular-weight compounds. **Water Environmental Research**. 71: 64-70.
- Damodar, R.A. and Swaminathan, J.T. (2007). Decolourization of Reactive Dyes by Thin Film Immobilized Surface Photoreactor using Solar Irradiation. **Solar Energy**. 81: 1-7.
- De France, L., Jaffrin, M.Y., Gupta, B., Paullier, P., and Geaugey, V. (2000). Contribution of Various Constituents of Activated Sludge to Membrane Bioreactor Fouling. **Bioresource Technology**. 73: 105-112.
- Dean-Ross, D., and Rahimi, M. (1995). Toxicity of Phenolic Compounds to Sediment Bacteria, **Environ. Contam. Toxicol**. 55: 245-250.
- Dow AgroSciences. (2005). Material Safety Data Sheet.
- Drews, A. (2010). Membrane fouling in membrane bioreactors-Characterisation, concentrations, cause and cures. **J. Membr. Sci**. 363: 1-28.



- Ekama, G.A., Dold, P.L. and Marais, G.V.R. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Sci. and Technol.* 18: 91-114.
- Eltaief Khelifi, Hana Gannoun, Youssef Touhami, Hassib Bouallagui, Moktar Hamdi. (2008). Aerobic decolorization of the indigo dye-containing textile wastewater using continuous combined bioreactors. ***Journal of Hazardous Materials.*** 152: 683-689.
- Eremektar, G., Selçuk, H. and Meric, S. (2007). Investigation of the relation between COD fractions and the toxicity in a textile finishing industry wastewater: Effect of preozonation. *Desalination.* 211: 314-320.
- Fan, L., Zhou Y., Yang W., Chen G., and Yang F. (2008). Electrochemical degradation of aqueous solution of Amaranth azo dye on ACF under potentiostatic model. ***Dyes Pigments.*** 76: 440-446.
- Gahr, F., Hermanutz, F., and Opperman, W. (1994). Ozonation-an important technique to comply with new German law for textile wastewater treatment. ***Water Science Technology.*** 30: 255-263.
- Gali, N. I. and Levinsky, Y. (2006). Sustainable reclamation and reuse of industrial wastewater including membrane bioreactor technologies: case studies. ***Desalination.*** 202: 411-417.
- Gatti, M., Garcia-Usach, F., Seco, A. and Ferrer, J. (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology.* 85(4): 536-544.
- Gaudy, J.H., Bergeret, S., Boitier, J. and Ferracci, F. (1986). Ventilatory effects of oxygen enriched mixtures in the dog under althesin anaesthesia. ***Br J Anesth*** 58(1): 99-102.
- Ghoreishi, S.M. and Haghghi. (2003). Chemical catalytic reaction and biological oxidation for treatment of non-biodegradable textile effluent. ***Chemical Engineering Journal.*** 95: 163-169.
- Gottlieb, A., Shew, C., Smith, A., Eheatley, A., and Forsyth, S. (2003). The toxicity of textile reactive azo dyes after hydrolysis and decolourisation. ***J. Biotechnol.*** 101: 49-56.

- Guo, W., Vigneswaran, S., Ngi, H.H., Xing, W. and Goteti, P. (2008). Comparison of the performance of submerged membrane bioreactor (SMBR) and submerged membrane adsorption bioreactor (SMABR). **Bioresource Technology**. 99(5): 1012-1017.
- Hai, F.I., Yamamoto, K. and Fukushi, K. (2006). Development of a submerged membrane fungi reactor for textile wastewater treatment. **Desalination**. 192: 315-322.
- Holakoo, L., Nakhla, G., Yanful, E.K. and Bassi, A.S. (2006). Chelating properties and molecular weight distribution of soluble microbial products from an aerobic membrane bioreactor. **Water Research**. 40: 1531-1538
- Houten, R. and Eikelboom, D. (1997). High performance membrane bioreactor: a physiological approach, Proc. Of MBR 1-1<sup>st</sup> International meeting on membrane bioreactors for wastewater treatment, Cranfield University (UK).
- Ibrahim, M.B., Poonam, N., Datel, S., and Roger, M. (1998). Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: a review. **Bioresour. Technol.** 58: 217-227.
- Ilhan Uzun. (2006). Kinetics of the adsorption of reactive dyes by chitosan. **Dyes and Pigments**. 70: 76-83.
- Işik, M. and Sponza, D.T. (2005). Substrate removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanket reactor decolorising simulated textile wastewater. **Process Biochemistry**. 40: 1189-1198.
- Işik, M. and Sponza, D. T. (2004). Monitoring of toxicity and intermediates of C.I. Direct Black 38 azo dye through decolorization in an anaerobic/aerobic sequential reactor system. **J. Hazard Mater.** 114(1-3): 29-39.
- Isik, M. and Sponza, D.T. (2003). Effect of oxygen on decolorization of azo dyes by *Escherichia coli* and *Pseudomonas* sp. and fate of aromatic amines. **Process Biochemistry**. 38: 1183-1192.
- Jang, N., Ren, X., Cho, J. and Kim, I.S. (2006). Steady-state modeling of bio-fouling potentials with respect to the biological kinetics in the submerged membrane bioreactor (SMBR). **Journal of Membrane Science**. 284: 352-360.
- Jin-Seok, B, Harold S.F. and Sung, D.K. (2006). Influences of New Azo Dyes to the Aquatic Ecosystem. **Fibers and Polymers**. 7 (1): 30-35.

- Kalyani, D.C., Patil, P.S., Jadhav, J.P., and Govindwar, S.P. (2008). Biodegradation of reactive textile dye Red BLI by an isolated bacterium *Pseudomonas* SP. SUK1. **Bioresource Technology**. 99: 4635-4641.
- Kalyani, D.C., Telke, A.A., and Jadhav. (2009). Ecofriendly biodegradation and detoxification of Reactive Red 2 textile dye by newly isolated *Pseudomonas* sp. SUK1. **Journal of Hazardous Materials**. 163: 735-742.
- Kapoor, A., Kumar, R., Kumar, A., Sharma, A., and Prasad, S. (1998). Application of immobilized mixed bacterial culture for the degradation of phenol present in oil refinery effluent. **J. Environ. Sci. Health A**. 33: 1009-1021.
- Khan, S. J., Ilyas, S., Javida, S., Visvanathanb, C., V. Jegatheesan, V. (2011). Performance of suspended and attached growth MBR systems in treating high strength synthetic wastewater. **Bioresource Technology**. 102: 5331-5336.
- Khan, S. J., Zohaib-Ur-Rehmana, Visvanathanb, C., Jegatheesanc, V. (2012). Influence of biofilm carriers on membrane fouling propensity in moving biofilm membrane bioreactor. **Bioresource Technology**. 113: 161-164.
- Kim, S. S. and Kim, H. J. (2003). Impact and Threshold Concentration of Toxic Materials in the Stripped Gas Liquor on Nitrification. *Kprean J. Chem. Eng.* 20(6): 1103-1110.
- Kim. S. S., Ko, K. S., Kong, S. Y. and Jeon H. D. (1992), Evaluation and Optimization for Wastewater Treatment Process of Coke Plant. RIST Report of R & D, 2045A. 81.
- Kimura, M., Udagawa, S., Makimura, K., Satoh, K., Toyazaki, N. & Ito, H. (2009). Isolation and identification of *Rhizomucor pusillus* from pleural zygomycosis in an immunocompetent patient. **Med Mycol**. 47: 869-873.
- Kirby, N. (1999). **Bioremediation of textile industry wastewater by white rot fungi**. DPhil Thesis, University of Ulster, Coleraine, UK.
- Kraume, M., Wedi, D., Schaller, J., Iversen, V. and Drews, A. (2009). Fouling in MBR-What use are lab investigations for full scale operation? **Desalination**. 236: 94-103.
- Lagarde, F., Tusseau-Vuillemin, M.H., Lessard, P., Heduit, A., Dutrop, F. and Mouchel, J.M. (2005). Variability estimation of urban wastewater biodegradable fractions by respirometry. **Water Research**. 39(19): 4768-4778.

- Lee, E., Shon, H. K. and Cho, J. (2010). Biofouling characteristics using flow field flow fractionation: Effect of bacteria and membrane properties. **Bioresour. Technol.** 101: 1487-1493.
- Lee, J., Ahn, W.Y. and Lee, C.H. (2001). Comparison of the filtration characteristics between attached growth microorganism in submerged membrane bioreactor. *Water Research*. 35(10): 2435-2445.
- Lee, W.M., Kang, I.J. and Lee, C.H. (2006). Factors affecting filtration characteristics in membrane-coupled moving bed biofilm reactor. **Water Research**. 40: 1827-1835.
- Lerner, M., Stahl, N., and Galil, N.I. (2007). Comparative study of MBR and activated sludge in the treatment of paper mill wastewater. **Water Science and Technology**. 55(6): 23-29.
- Lesage, N., Sperandio, M. and Cabassud, C. (2008). Study of a hybrid process: adsorption on activated carbon/membrane bioreactor for the treatment of an industrial wastewater. **Chem. Eng. Process**. 47(3): 303-307.
- Leyva-Díaz, J.C., Calderón, K., Rodríguez, F.A., González-López, J., Hontoria, E. and Poyatos, J.M. (2013). Comparative kinetic study between moving bed biofilm reactor membrane bioreactor and membrane bioreactor systems and their influence on organic matter and nutrients removal. **Biochemical Engineering Journal**. 77: 28-40.
- Li Fan, Yanwei Zhou, Weishen Yang, Guohua Chen and Fenglin Yang. (2008). Electrochemical degradation of aqueous solution of Amaranth azo dye on ACF under potentiostatic model. **Dyes and Pigments**. 76: 440-446.
- Li, Y.Z, He, Y.L., Liu, Y.H. and Yang, S.C. (2005). Comparison of the filtration characteristics between biological powdered activated carbon sludge and activated sludge in submerged membrane bioreactors. **Desalination**. 174: 305-314.
- Liew Abdullah, A.G., Mohd. Salleh, M.A., Siti Mazline, M.K., Mohd. Noor, M.J.M., Osman, M.R., Wagiran, R. and Sobri, S. (2005). Azo dye removal by adsorption using waste biomass. **International Journal of Engineering and Technology**. 2: 8-19.
- Lim P.E., Ong S.A. and Seng C.E. (2002). Simultaneous adsorption and biodegradation processes in sequencing batch reactor (SBR) for treating copper and cadmium-containing wastewater. **Water Research**. 36(3): 667-675.

- Lin, Y.H. and Leu, J.Y. (2008). Kinetics of reactive azo-dye decolorization by *Pseudomonas luteola* in a biological activated carbon process. **Biological Engineering Journal**. 39: 457-467.
- Liu Xiao-lei, Ren Nan-qi, and Ma Fang. (2007). Effect of powered activated carbon on Chinese traditional medicine wastewater treatment in submerged membrane bioreactor with electronic control backwashing. **Journal of Environmental Sciences**. 19: 1037-1042.
- Liu, F., Zhao, C.C., Zhao, D.F., and Liu, G.H. (2008). Tertiary treatment of textile wastewater with combined media biological aerated filter (CMBAF) at different hydraulic loadings and dissolved oxygen concentrations. **J. Hazard Mater**. 160: 161-167.
- Lourenco, N.D., Novais, J.M., and Pinheiro, H.M. (2001). Reactive textile dye colour removal in a sequencing batch reactor. **Water Science Technology**. 42 (5-6): 321-328.
- Lyons, C.D., Katz, S. and Bartha, R. (1984) Mechanisms and pathways of aniline elimination from aquatic environments. **Appl. Environ. Microbiol**. 48: 491-496.
- Maier, J., Kandelbauer, A., Erlacher, A., Cavaco-Paulo, A. and Gübitz, G. M. (2004). A New Alkali-Thermostable Azoreductase from *Bacillus* sp. Strain SF. **Applied and Environmental Microbiology**. 70: 837-844.
- Mamian, M., Torres, W., and Larmat, F.E. (2009). Electrochemical Degradation of Atrazine in Aqueous Solution at a Platinum Electrode. **Portugaliae Electrochimica Acta**. 27(3): 371-379.
- Mann, A. T., Mendoza-Espinosa, L. and Stephenson, T. (1999). Performance of floating and sunken media biological aerated filters under unsteady state conditions. **Water Research**. 33(4): 1108-1113.
- Marquet, R., Mietton-Peuchot, M. and Wheatley, A.D. (1999). Characterisation of Trickling Filter Effluent by Particle Size Distribution and High Performance Size Exclusion Chromatography. **Water Research**. 33(6): 1415-1424.
- McCurdy, M. W., Boardman, G. D., Michelsen, D. L. and Woodby, B. M. (1992). **Chemical reduction and oxidation combined with biodegradation for the treatment of a textile dye**. In 46<sup>th</sup> Proc. Purdue Industrial Waste Cond. Lewis Publisher, MI. 229-234.

- Meidl, J.A. (1997). Responding to changing conditions: How powdered activated carbon systems can provide the operational flexibility necessary to treat contaminated groundwater and industrial wastes. **Carbon**. 35(9): 1207-1216.
- Metcalf and Eddy, Wastewater Engineering Treatment and Reuse, McGraw Hill: 2003.
- Mo, Y., Chen, J., Xue, W. and Huang, X. (2010). Chemical cleaning of nanofiltration membrane filtrating the effluent from a membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**. 75(3): 407-414.
- Munz, G., Gori, R., Mori, G. and Lubello, C. (2007). Powdered activated carbon and membrane bioreactors (MBR-PAC) for tannery wastewater treatment: long term effect on biological and filtration process performances. **Desalination**. 207: 349-360.
- Nachiappan, S. and Muthukumar, K. (2012). Pretreatment of textile effluent by ultrasound based hybrid methods for the enhancement of biodegradability. **Journal of Scientific & Industrial Research**. 71: 757-765.
- Nagaoka, H., Kono, S., Yamanishi, S. and Miya, A. (2000). Influence of organic loading on membrane fouling in membrane separation activated sludge process. **Water Science and Technology**. 41(10-11): 355-362.
- Ng, W.J., Sim, T.S., Ong, S.L., Ng, K.Y., Ramasamy, M. and Tan, K.N. (1994). Sequencing batch reactor (SBR) removal of toxicity from combined sewage. **Bioresource Technology**. 47(2): 107-112.
- Nigam, P., Armour, G., Banat, I.M., Singh, D. and Marchant, R. (2000). Physical removal of textile dyes from effluents and solid-state fermentation of dye-adsorbed agricultural residues. **Bioresource Technology** 72: 219-226
- Nigam, P., Banat, I.M., Singh, D., and Marchant, R. (1996). Microbial process for the decolorization of textile effluent containing azo, diazo and reactive dyes. **Process Biochemical**. 31: 435-442.
- Nilratnisakorn, S., Thriavetyan, P. and Nakbanpote, W. (2008). Synthetic Reactive Dye Wastewater Treatment by Narrow-leaved Cattail: studied by XRD and FTIR. **Asian J. Energy Environ**. 9(3): 231-252.

- Oliveira, I., Sousa, A., Valentão, P., Andrade, P., Ferreira, I.C.F.R., Ferreres, F., Bento, A., Seabra, R., Estevinho, L., and Pereira, J.A. (2007). Hazel (*Corylus avellana* L.) leaves assource of antimicrobial and antioxidative compounds. **Food Chem.** 105, 1018–1025
- Olukanni, O.D., Osuntoki, A.A. and Gbenle, G.O. (2006). Textile effluent biodegradation potentials of textile effluent adapted and non adapted bacteria. **African Journal of Biotechnology.** 5: 1980-1984.
- Park, H., Choo, K.H. and Lee, C.H. (1999). Flux enhancement with powdered activated carbon addition in the membrane anaerobic bioreactor. **Sep Sci Technol.** 34: 2781-2792.
- Parshetti, G., Kalme, S., Saratale, G. and Govindwar. (2006). Biodegradation of Malachite Green by *Kocuria rosea* MTCC 1532. **Acta Chim. Slov.** 53: 492-498.
- Pasukphun, N., Vinitnantharat, S., and Gheewala, S.H. (2006). Observation of reactive azo dyes removal by granular activated carbon operating on simulated textile wastewater. **International Conference on Environment.** Penang, Malaysia.
- Pasztor, I., Thury, P. and Pulai, J. (2009). Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment. **Int. J. Environ. Sci. Tech.** 6(1): 51-56.
- Patcharin Racho. (2009). Investigation of downflow hanging sponge (DHS) system using bacterial and fungal cultures as a post treatment for the UASB effluent of a tapioca starch wastewater, PhD. Thesis. Suranaree University of Technology. Nakhonratchasima, Thailand.
- Perkampus, H.H. (1992). **UV-vis atlas of organic compounds.** 2 nd ed. Weinheim.
- Petricic, I., Andersen, N. P. R., Soster-Turk, S. and Marechal, A. M. L. (2007). The removal of reactive of reactive dye printing compounds using nanofiltration. **Dyes and Pigment.** 74: 512-518.
- Pielesz, A., Baranowska, I., Rybak, A., and Włochowicz, A. (2002). Detection and Determination of Aromatic Amines as Products of Reductive Splitting from Selected Azo Dyes. **Ecotoxicology and Environmental Safety.** ISSN 0147-6513. 53(1): 42-47
- Pinheiro, H.M., Touraud, E., and Thomas, O. (2004). Aromatic amines from azo dye reduction: status review with emphasis on direct UV spectrophotometric detection in textile industry wastewaters. **Dyes and Pigments.** ISSN 0143-7208. 61(2): 121–139.

- Pirbazari, M., Ravindran, V., Badriyha, A. N. and Kim, S. H. (1996). Hybrid membrane filtration process for leachate treatment. **Water Research**. 30(11): 2691-2706.
- Quach Thi Thu Thuy. (2003). **Treatment of inhibitory phenolic compounds by membrane bioreactor**. Master Thesis, Asian Institute of Technology, Thailand.
- Raghavacharya, C. (1997). Colour removal from industrial effluents-a comparative review of available technologies. **Chem. Eng. World**. 32: 53-54.
- Razo Flores, E., Luijten, M., Donlon, B.A., Lettinga, G., and Field, J.A. (1997). Complete biodegradation of the azo dye azodisalicylate under anaerobic conditions. **Environmental Science Technology**. 31 (7): 2098-2103.
- Reuschenbach, P., Pagga, U., and Strotmann, U. (2003). A critical comparison of respirometric biodegradation test based on OECD301 and related test method. **Water Research**. 37: 1571-1582.
- Richardson, M.L. (1983). Dyes-the aquatic environment and the mess made by metabolites. **Society of Dyers and Colorists**. 99:198-200.
- Robinson, T., Chandran, B. and Nigam, P. (2002). Effect of pretreatments of three waste residues, wheat straw, corncobs and barley husks on dye adsorption. **Bioresource Technology** 85: 119-124
- Rosenberger, S. and Kraume, M. (2002). Filterability of activated sludge in membrane bioreactors. *Desalination*. 146(1-3): 373-379.
- Rosenberger, S., Laabs, C., Lesjean, B., Gnirss, R., Amy, G., Jekel, M. and Schrotter, J.C. (2006). Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. **Water Research**. 40: 710-720.
- Rübel C, Dietz F, Kickuth R, Koppe P, Kunte H, Pescherl G, Sonneborn M. (1982). Schadstoffe im Wasser, Band II, Phenole. Chapter 5: Biologische Wirksamkeit. pp 101-115. Boppard: Harald Boldt Verlag.
- Russ, R., Rau, J., and Stolz, A. (2000). The function of cytoplasmic flavin reductases in the reduction of azo dyes by bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**. 66 (4): 1429-1434.

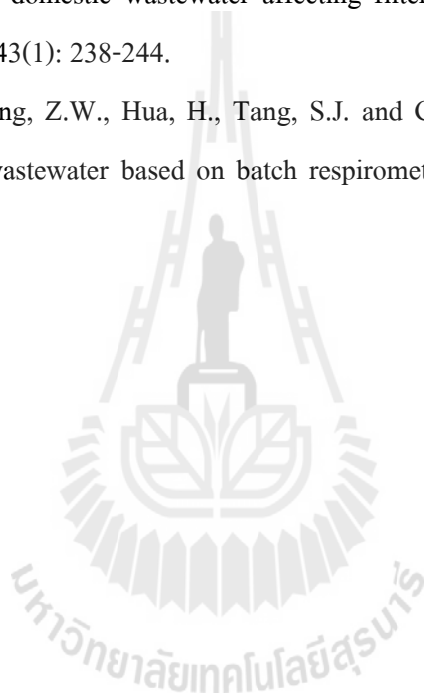


- Sandhya, S., Swaminathan, K., and Kaul, S. N. (2005). Kinetics of Detoxification and Mineralization of Mono Azo Dyes in a Up-flow Anaerobic Fixed Film Reactors. **Chem. Biochem. Eng. Q.** 19 (1): 81-85
- Sato, T. and Ishii, Y. (1991). Effects of Activated sludge properties on Water Flux of Ultrafiltration Membrane Used for Human Excrement Treatment. **Water Science and Technology.** 23: 1601-1608.
- Satyawali, Y. and Balakrishnan, M. (2009). Performance enhancement with powdered activated carbon (PAC) addition in a membrane bioreactor (MBR) treating distillery effluent. **Journal of Hazardous Materials** 170: 457-465
- Schoeman, J.J. and Novhe, O. (2007). Evaluation of microfiltration for the treatment of spent cutting-oil. **Water SA.** 33(2): 245-248.
- Seo, J.S., Keum, Y.S., and Li, Q.X. (2009). Bacterial Degradation of Aromatic Compounds. **International Journal of Environmental Research and Public Health.** 6: 278-309.
- Sepahei, A.A. and Rashetnia, V. (2009). Tellurite resistance and reduction during aerobic and anaerobic growth of bacteria isolate from sarcheshme copper mine. **Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.** 6(4): 253-260.
- Shimizu, Y. (1996). Filtration characteristics of hollow fiber microfiltration membranes used in membrane bioreactor for domestic wastewater treatment. **Water Research.** 30: 2985-2996.
- Sirianuntapiboon, S., Ohmomo, S. and Palee, P. (2007). Some properties of granular activated carbon-sequencing batch reactor (GAC-PAC) system for treatment of textile wastewater containing direct dyes. **Environmental Management.** 85: 162-170.
- Snyder, S.A., Adham, S., Redding, A.M., Cannon, F.S., DeCarolis, J., Oppenheimer, J., Wert, E.C. and Yoon, Y. (2007b). Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. **Desalination.** 202(1-3): 156-181.
- Sombatsompop, K.M. (2007). **Membrane fouling studies in suspended and attached growth membrane bioreactor systems.** Ph.D. Dissertation, Asian Institute of Technology, Thailand.
- Sponza, D.T. and IŞik, M. (2005). Reactor performances and fate of aromatic amines through decolorization of Direct Black 38 dye under anaerobic/aerobic sequential. **ProcessBiochem.** 40: 35-44.

- Sundrarajan, M., Vishnu, G., and Joseph, K. (2007). Decolorisation of exhausted reactive dye bath using ozonator for reuse. **Int. J. Environ. Sci. Tech.** 4(2): 263-270.
- Tanaka, K., Kohda, A., Satoh, K., Toyokawa, T., Ichinohe, K., Ohtaki, M., and Oghiso, Y. (2009). Dose-Rate Effectiveness for Unstable-Type Chromosome Aberrations Detected in Mice after Continuous Irradiation with Low-Dose-Rate  $\gamma$  Rays. **Source: Radiation Research.** 171(3): 290-301.
- Tay, K.G., Song, L., Ong, S.L. and Ng, W.J. (2005). Nonlinear relationship between permeate flux and transmembrane pressure in full-scale RO process. **Journal of Environmental Engineering-ASCE.** 13(11): 1481-1487.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., and Stensel, H.D. (2003). **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** 4<sup>th</sup> Edition, McGraw-Hill, USA: ISBN: 0-07-112250-8.
- Telke, A., Kalyani, D., Jaghav, J., and Govindwar, S. (2008). Kinetics and Mechanism of Reactive Red 141 Degradation by a Bacterial Isolate *Rhizobium radiobacter* MTCC 8161. **Acta Chim Slov.** 55: 320-329.
- Tian, J.Y., Liang, H., Yang, Y.L., Tian, S. and Li, G.B. 2008. Membrane adsorption bioreactor (MABR) for treating slightly polluted surface water supplies: As compared to membrane bioreactor (MBR). **Journal of Membrane Science.** 325: 262-270.
- Till, S. and Mallia, H. (2001). Membrane bioreactors: wastewater treatment applications to achieve high quality effluent. 64<sup>th</sup> Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference.
- Tim K., Kim H., and Lee S. (2001). Vascular injury following tension-free vaginal tape (TVT and stress incontinence). 31st Annual Meeting of the International Continence Society, Seoul, South Korea, Sept 18–21, 2001.
- Uzun, I. (2006). Kinetics of the adsorption of reactive dyes by chitosan. **Dyes and Pigments** 70: 76-83.
- Vaigan, A.A., Alavi Moghaddam, M.R. and Hashemi, H. (2009). Effect of dye concentration on sequencing batch reactor performance. **Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.** 6(1): 11-16.
- Van der Zee, F. (2002). **Anaerobic azo dye reduction.** Environmental Technology. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

- Vijaya, P.P. and Sandhya, S. (2003). Decolourisation and Complete Degradation of Methyl Red by a Mixed Culture. **Environ. List.** 23: 145-149.
- Wetzel, M.C., Mbewe, A., Lakay, M.T. and Ekama, G.A. (1999). Batch test for characterization of the carbonaceous material in municipal wastewaters. **Water SA.** 25(3): 327-335.
- Wichitsathian, B. (2004). **Application of membrane bioreactor systems for landfill leachate treatment.** Ph.D. Dissertation, Asian Institute of Technology, Thailand.
- Wijetunga, S., Li, X.F. and Jian, C. (2010). Effect of organic load on decolorization of textile wastewater containing acid dyes in upflow anaerobic sludge blanket reactor. **J. Hazard. Mater.** 177(1-3): 792-798.
- Wisniewski, C. (2007). Membrane bioreactor for water reuse. **Desalination.** 203: 15-19.
- Wu, J., Doan, H., and Upreti, S. (2008). Decolorization of aqueous textile reactive dye by ozone. **Chemical Engineering Journal.** 142: 156–160.
- Xu, Y., Zhang, D., and Xu, W. (2008). Monitoring of decolorization kinetics of Reactive Brilliant Blue X-BR by online spectrophotometric method in Fenton oxidation process. **Journal of Hazardous Materials.** 158: 445-453.
- Yamini Satyawali and Malini Balakrishnan. (2009). Performance enhancement with powered activated carbon (PAC) addition in a membrane bioreactor (MBR) treating distillery effluent. **Journal of Hazardous Materials.** 170: 457-465.
- Yamini, S. and Malini, B. (2009). Effect of PAC addition on sludge properties in a MBR treating high strength wastewater. **Water Research.** 43: 1577-1588.
- Yang, W., Cicek, N., and Ilg, J. (2006). State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. **Journal of Membrane Science.** 270: 201-211.
- Yigit, N.O., Uzal, N., Koseoglu, H., Harman, I., Yukseler, H., Yetis, U., Civelekoglu, G., and Kitis, M. (2009). Treatment of a denim producing textile industry wastewater using pilot-scale membrane bioreactor. **Desalination.** 240: 143-150.
- Yun, M.A., Yeon, K.M., Park, J.S., Lee, C.H., Chun J. and Lim, D.J. (2006). Characterization of biofilm structure and its effect on membrane permeability in MBR for dye wastewater treatment. **Water Res.** 40: 45-52.

- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S. and Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. **Water Science Technology**. 35(6): 37-44.
- Zhang, X.Y., chen, S.A., Wang, X., Huang, X. and Logan, B.E. (2009). Separator characteristics for increasing performance of microbial fuel cells. **Environmental Science and Technology**. 43: 8456-8461.
- Zheng, X., Ernst, M. and Jekel, M. (2009). Identification and quantification of major organic foulants in treated domestic wastewater affecting filterability in dead-end ultrafiltration. **Water Research**. 43(1): 238-244.
- Zhou, Z., Wu, Z.C., Wang, Z.W., Hua, H., Tang, S.J. and Gu, G.W. (2009). Fractionation of soluble COD in wastewater based on batch respirometric method. **Huan Jing Ke Xue**. 30(1): 75-79.



## ประวัติผู้เขียน

นางสาววิมลมาศ บุญยังยืน เกิดเมื่อวันที่ 10 สิงหาคม 2521 ที่จังหวัดชลบุรี สำเร็จการศึกษา ระดับมัธยมปลายจากโรงเรียนสารະะวิทยา จังหวัดกรุงเทพมหานคร สำเร็จการศึกษาระดับปริญญา วิศวกรรมศาสตรบัณฑิต (วิศวกรรมโยธา) จากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัดนครราชสีมา ในปี พ.ศ. 2542 และสำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรม สิ่งแวดล้อม) จากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัดนครราชสีมา ในปี พ.ศ. 2545 และได้เข้า ศึกษาต่อในระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยขณะศึกษาได้รับทุนเรียนดี และทุนในการทำวิจัยจากมหาวิทยาลัย เทคโนโลยีสุรนารี

ในระหว่างที่ทำการศึกษาได้เผยแพร่บทความทางวิชาการเรื่อง

**“Decolourization of synthesized textile wastewater using sequencing batch reactor under aerobic and anaerobic conditions”**. 12<sup>th</sup> International Conference on Environmental Science and Technology. Rhodes, Greece, 8-10 September 2011. ดังแสดงในภาคผนวก จ.

**“ศักยภาพระบบชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนสำหรับบำบัดน้ำเสียสีอะโซ”** ในการประชุม วิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 11 ระหว่างวันที่ 21-23 มีนาคม พ.ศ. 2555 ณ โรงแรมโพธิ์หวัดล รีสอร์ท แอนด์ สปา จังหวัดเชียงราย ดังแสดงในภาคผนวก จ.

**“อิทธิพลของการเติมถ่านกัมมันต์ต่อการเพิ่มศักยภาพการทำงานของระบบชีวภาพแบบมี เยื่อกรองจมตัว”**. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 12. ระหว่างวันที่ 27-29 มีนาคม 2556 ณ โรงแรมพูลแมน ขอนแก่น ราชา ออร์คิด จังหวัดขอนแก่น.

และบทความที่ได้รับการตอบรับ เพื่อรอการตีพิมพ์และนำเสนอทางวิชาการเรื่อง

**“Azo dye reduction and biodegradability mechanisms during an anaerobic process”**. Accepted to be published in Suranaree Journal of Science and Technology.

**“Effect of activated carbon addition with enhance performance on a membrane bioreactor (MBR)”**. Accepted for presentation at 4<sup>th</sup> International Conference on Environmental Engineering and Applications-ICEEA 2013. Singapore, 24-25 August 2013.