การใช้น้ำหมักชีวภาพ และปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำชะมูลฝอย

Using Effective Microorganisms and Fenton-Oxidation for Landfill Leachate Treatment

ปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์

Pinrat Siripanpong

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Master of Science in Environmental Management
Prince of Songkla University
2552

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์	การใช้น้ำหมักชีวภาพ และปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำชะมูลฝอย
ผู้เขียน	นางสาวปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์
สาขาวิชา	การจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

.....

(ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

.....

(ดร.ธันวดี เตชะภัททวรกุล สุขสาโรจน์)

คณะกรรมการสอบ

.....ประธานกรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ลือพงศ์ แก้วศรีจันทร์)

.....กรรมการ

(รองศาสตราจารย์ ดร.วีระศักดิ์ ทองลิมป์)

.....กรรมการ

(รองศาสตราจารย์ ดร.กัลยา ศรีสุวรรณ)

.....กรรมการ

(ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)

.....กรรมการ

(ดร.ธันวดี เตชะภัททวรกุล สุขสาโรจน์)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม

.....

(รองศาสตราจารย์ ดร.เกริกชัย ทองหนู)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อวิทยานิพนธ์ การใช้น้ำหมักชีวภาพ และปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำชะมูลฝอย
ผู้เขียน นางสาวปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์
สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2552

บทคัดย่อ

น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอยเป็นน้ำเสียที่มีสีเข้ม กลิ่นเหม็น และปนเปื้อนสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปย่อยสลายยากจำพวก กลุ่มกรดฟูลวิก และกรดฮิวมิกในปริมาณสูง โดยกระบวนการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยทั่วไปเป็นระบบบ่อผึ่ง ซึ่งมีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ ทำให้น้ำทิ้งหลังการบำบัดยังคงมีสีเข้ม กลิ่นเหม็น และมีสารอินทรีย์สูง งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อบำบัดสี และสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ส่วน ได้แก่ การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ และการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน สำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่ ซึ่งเป็นระบบแบบบ่อผึ่งร่วมกับการเติมน้ำหมักชีวภาพที่ทางเทศบาลนครหาดใหญ่หมักเองในปริมาตร 900 ลิตร สัปดาห์ละ 2 ครั้ง ผลการศึกษาพบว่า สามารถบำบัดค่า BOD_5 และค่า COD ได้ประมาณ 77.52 เปอร์เซ็นต์ และ 24.68 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แต่ไม่สามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยให้ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งได้ เมื่อทดสอบประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในระดับห้องปฏิบัติการ ด้วยน้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด คือ ยี่ห้อคิวเซ และน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ที่ความเข้มข้น 3 ระดับ คือ 0.40, 0.50 และ 0.60 เปอร์เซ็นต์ โดยปริมาตร พบว่าการใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำชะมูลฝอยเป็นระยะเวลา 30 วัน ไม่สามารถบำบัดค่า BOD_5 และCOD ให้ต่ำกว่าชุดควบคุมและผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งได้ แต่จากผลการประเมินความพอใจของกลิ่น และสีก่อนทดลองและหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ พบว่าสามารถเพิ่มระดับความพึงพอใจจากระดับพึงพอใจน้อยเป็นระดับพึงพอใจปานกลาง

สำหรับผลการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน พบว่าสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการดังกล่าวคือ ที่ความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เท่ากับ 0.75 และ150 มิลลิโมลาร์ ในสภาวะกรดที่พีเอชเท่ากับ 3±0.2 โดยที่สภาวะดังกล่าว ปฏิกิริยาเฟนตันสามารถบำบัดค่าสี BOD_5 และCOD ในน้ำชะมูลฝอยได้เท่ากับ 65.4 81.4 และ95.9 เปอร์เซ็นต์ เมื่อใช้แสงอุลตราไวโอเลตร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตันสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดเป็น 72.7, 84.4 และ 97.3 เปอร์เซ็นต์ โดยสามารถลดสารอินทรีย์กลุ่มกรด

ฟูลวิก และกรดฮิวมิกได้ 98.5 เปอร์เซ็นต์ และมีตะกอนเกิดขึ้น 155 มิลลิกรัมต่อลิตร และจากการประเมินความพึงพอใจต่อกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับแสงอุลตราไวโอเลต พบว่าเพิ่มจากระดับความพึงพอใจน้อยก่อนบำบัดเป็นพึงพอใจมากหลังบำบัด และจากผลการวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนัก 3 ชนิด คือ โครเมียม นิเกิล และแคดเมียม พบว่าปฏิกิริยาเฟนตันมีประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนัก 3 ชนิด เท่ากับ 40, 50 และ 50 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และในน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดมีโลหะหนักเหล่านี้ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง

จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่าน้ำหมักชีวภาพไม่เหมาะสมในการนำมาใช้บำบัดน้ำชะมูลฝอย เนื่องจากทั้งน้ำชะมูลฝอย และน้ำหมักชีวภาพประกอบด้วยสารที่ย่อยสลายทางชีวภาพยาก การใช้น้ำหมักชีวภาพจึงเป็นการเพิ่มความสกปรกของน้ำ แต่ทั้งนี้น้ำหมักชีวภาพสามารถลดกลิ่นในน้ำชะมูลฝอยลงได้ระดับหนึ่ง สำหรับการใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำชะมูลฝอยนั้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดสี BOD_5 และCOD ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งการนำปฏิกิริยาเฟนตันไปบำบัดน้ำชะมูลฝอยในสถานที่จริงอาจใช้สารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade ร่วมกับการจัดการน้ำชะมูลฝอยเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดและลดต้นทุน

Thesis Titile	Using Effective Microorganisms and Fenton-Oxidation for Landfill Leachate Treatment
Author	Miss Pinrat Siripanpong
Major Program	Environmental management
Academic Year	2008

ABSTRACT

Landfill leachate is dark color, mal odorous and contains hardly biodegradable organic substances especially fuvic acid like-substances and humic acid like-substances. Conventionally, the leachate treatment unit used is facultative pond but this unit has low efficiency therefore the effluent still contains high contaminated substances. This study hence aims to investigate the leachate color and organics removal method. The experiments can be divided to two parts. The first part of the experiments was the study of landfill leachate treatment using effective microorganisms (EM) culture and the second part of the experiments was the study of landfill leachate treatment using Fenton's reagent. For the result of leachate treatment by EM culture, it was found that the facultative pond at Hatyai municipality sanitary landfill used in combination with EM culture addition twice per week (900 L/week) could treat leachate BOD_5 and COD by 77.52 % and 24.68 % respectively. Anyway the effluent quality does not meet the standard of wastewater discharge. Then the experiments were conducted in laboratory scale using of two types of EM culture, Qusei and EM culture from Hatyai municipality landfill, for 30 days. The variation concentration of each one, 0.40, 0.50 and 0.60 % (v/v) were determined. The result was found that EM culture could not treat leachate BOD_5 and COD to be lower than that of control and they were still higher than maximum value allowed by discharge standard. But the result of satisfying evaluation of assessors showed that EM culture could change the satisfying level in odor and color treatment from low level before treating to intermediate level after treating. The result of Fenton's reagent study showed the optimal $[Fe^{2+}]$ and $[H_2O_2]$ initial concentration were 0.75 and 150 mM respectively and the optimal pH for this reaction was 3±0.2. With the optimal condition, Fenton's reagent could remove color, BOD_5 and COD from leachate by 65.4, 81.4 and 95.9 % respectively. The use of Fenton's reagent in combination with UV could

enhance the color, BOD_5 and COD removal efficiencies to be 72.7, 84.4 and 97.3 % respectively. While it could treat organic substances, fuvic acid like-substances and humic acid like-substances by 98.5 %. The sludge generated from this process was 155 mg/L. The result of heavy metal element including chromium, nickel and cadmium analysis were found that Fenton's reagent also could treat them by 40, 50 and 50 % respectively.

From these results, it may be concluded that EM culture is not appropriate for landfill leachate treatment because both of them contain hardly degradable organic substances. However EM culture could reduce landfill leachate odor effectively, whereas the efficiency of Fenton's reagent in color BOD_5 and COD from landfill leachate was satisfying and the effluent meet the discharge standard. The application of Fenton's reagent in filed may use commercial chemicals reagent grade in combination with the integrated leachate treatment strategies to enhance the treatment efficiency and decrease treatment cost.

กิตติกรรมประกาศ

ผู้เขียนขอกราบขอบพระคุณอย่างสูงในความกรุณาของ ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก และ ดร. ธันวดี เตชะภัททวรกุล สุขสาโรจน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม รองศาสตราจารย์ ดร. วีระศักดิ์ ทองลิมป์ รองศาสตราจารย์ ดร. กัลยา ศรีสุวรรณ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ลือพงศ์ แก้วศรีจันทร์ คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาชี้แนะ และตรวจสอบ แก้ไขเพื่อปรับปรุงข้อบกพร่องจนทำให้ในวิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จเรียบร้อยสมบูรณ์

ขอกราบขอบพระคุณ ดร. จรงค์พันธ์ มุสิกะวงศ์ และอาจารย์ จรีรัตน์ สกุลรัตน์ อาจารณ์ประจำภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่กรุณาให้คำชี้แนะ ถ่ายทอดความรู้ อันเป็นประโยชน์ต่อการวิจัยให้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบคุณ บัณฑิตวิทยาลัย งบประมาณแผ่นดิน (สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ) และราชกรีฑาสโมสรที่ให้เงิน อุดหนุนการทำวิจัย และสนับสนุนทุนการศึกษาในครั้งนี้

ขอขอบคุณศูนย์ความเป็นเลิศแห่งชาติด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย-ศูนย์เครือข่ายมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้ทุนจัดซื้ออุปกรณ์

ขอขอบพระคุณพนักงานเทศบาลนครหาดใหญ่ทุกท่าน ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ และอุปกรณ์ในการทำวิจัย

ขอขอบคุณนักวิทยาศาสตร์ ศูนย์ปฏิบัติการด้านสิ่งแวดล้อม คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม ที่ให้ความช่วยเหลือในเรื่องเครื่องมือและอุปกรณ์

ขอกราบขอบพระคุณ คุณพ่อมณี และคุณแม่ปิยนุช ที่เป็นกำลังใจให้ข้าพเจ้าทำในสิ่งดีเสมอถึงแม้ว่าท่านจะไม่อยู่บนโลกนี้แล้ว

ขอขอบใจ คุณปิ่นมณี คุณปิยวัฒน์ คุณเจนจิรา และคุณก้องเกียรติ น้องที่น่ารักอยู่เคียงข้างกันเสมอ ร่วมสุข ร่วมทุกข์ในวันที่แสนเหนื่อยล้า และช่วยสนับสนุนเงินทุนในการศึกษาเป็นกำลังใจ และให้ความห่วงใยโดยตลอดมา

ขอขอบคุณ คุณกัญญารัตน์ หลงเศษ คุณ คุณธนกฤต พรหมทอง คุณวธิดา คะนะแนม คุณศิริพร กลอดแก้ว รวมทั้งเพื่อน พี่ น้อง คณะการจัดการสิ่งแวดล้อมที่มิได้เอ่ยนามไว้สำหรับ กำลังใจ และความช่วยเหลือที่มีให้ด้วยความจริงใจเสมอ

ปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ	(3)
Abstract	(5)
กิตติกรรมประกาศ	(7)
สารบัญ	(8)
รายการตาราง	(9)
รายการรูปประกอบ	(10)
บทที่	
1. บทนำ	1
บทนำต้นเรื่อง	1
การตรวจเอกสาร	3
วัตถุประสงค์	26
ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	26
ขอบเขตการวิจัย	26
2. วัสดุ อุปกรณ์และวิธีการวิจัย	28
3. ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการทดลอง	35
4. สรุปผลการทดลอง	81
ข้อเสนอแนะ	84
บรรณานุกรม	86
ภาคผนวก	101
ประวัติผู้เขียน	140

รายการตาราง

ตารางที่		หน้า
1-1	การเปรียบเทียบ ข้อดี ข้อด้อยวิธีการจัดการมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาลแบบต่างๆ	5
1-2	ลักษณะสมบัติน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่ระยะเวลาดำเนินการต่างกัน	9
1-3	ค่าศักย์รีดอกซ์ของสารออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ	10
1-4	สรุปวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยรูปแบบต่างๆ	17
1-5	การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	18
1-6	การใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ	24
2-1	พารามิเตอร์ที่ตรวจวัด	28
3-1	ลักษณะสมบัติน้ำชะมูลฝอยจากแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่	35
3-2	ลักษณะสมบัติของน้ำหมักชีวภาพยี่ห้อ คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพจากเทศบาลนครหาดใหญ่	37
3-3	ปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เฉลี่ยในน้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพจากเทศบาลนครหาดใหญ่ (หน่วย CFU/mL)	37
3-4	ค่า COD และค่า BOD_5 ในน้ำชะมูลฝอยจากแอ่งรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 และ % Removal	39
3-5	ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ที่ตำแหน่ง peak a และpeak b ในน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ	54
3-6	ผลการประเมินความพึงพอใจของกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอยเมื่อบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ	56
3-7	ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ที่ตำแหน่ง peak a และpeak b ในน้ำชะมูลฝอย และ น้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน	71
3-8	ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ที่ตำแหน่ง peak a และpeak b ในน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254	78
3-9	ผลการประเมินความพึงพอใจต่อกลิ่น และสีของน้ำชะมูลฝอย เมื่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254	78
3-10	ค่าโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยเมื่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254	80
4-1	สรุปวิธีการทดลอง และประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย	84

รายการรูปประกอบ

รูปที่		หน้า
1-1	องค์ประกอบของหลุมฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล	4
1-2	องค์ประกอบสารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบ	7
1-3	องค์ประกอบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากในน้ำชะมูลฝอย	8
3-1	สีของน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่ก่อนบำบัด	36
3-2	การดูดกลืนแสงของน้ำชะมูลฝอยที่ความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร	36
3-3	ค่าพีเอชในระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่	40
3-4	ค่า Conductivity ในระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่	40
3-5	กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย	41
3-6	กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1	42
3-7	กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2	42
3-8	สีของน้ำชะมูลฝอยก่อน และหลังบำบัดด้วยระบบบ่อปรับเสถียรร่วมกับการเติมน้ำหมักชีวภาพของเทศบาลนครหาดใหญ่	43
3-9	ค่า COD เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซสัดส่วนต่างๆ	44
3-10	ค่า COD เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ สัดส่วนต่างๆ	44
3-11	ค่า BOD_5 เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซสัดส่วนต่างๆ	45
3-12	ค่า BOD_5 เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ สัดส่วนต่างๆ	46
3-13	ค่า BOD_5/COD เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ สัดสัดส่วนต่างๆ	47
3-14	ค่า BOD_5/COD เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยเติมน้ำหมักชีวภาพ เทศบาลนครหาดใหญ่ สัดสัดส่วนต่างๆ	47
3-15	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 เปอร์เซ็นต์	48
3-16	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.5 เปอร์เซ็นต์	49

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่		หน้า
3-17	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.6 เปอร์เซ็นต์	49
3-18	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาล ฯ	50
3-19	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาล ฯ 0.5 เปอร์เซ็นต์	50
3-20	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาล ฯ 0.6 เปอร์เซ็นต์	51
3-21	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยชุดควบคุม	51
3-22	ค่า FEEM ในน้ำชะมูลฝอย	53
3-23	ค่า FEEM ในน้ำหมักชีวภาพ	54
3-24	ค่า FEEM ในน้ำชะมูลฝอยเติมน้ำหมักชีวภาพ	54
3-25	ผลการลดลงของค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาต่างๆ ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)	58
3-26	ผลความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอรัสไอออนต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่าสี ณ 60 นาที ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)	59
3-27	ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	60
3-28	ผลการลดลงของค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาต่างๆ ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	62
3-29	ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่าการดูดกลืนแสง ณ 60 นาที ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	63
3-30	ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า COD ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	64
3-31	ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า BOD_5 ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	65
3-32	ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า BOD_5/COD ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์ และ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	66
3-33	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า	67
3-34	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	68

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่		หน้า
3-35	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ([H_2O_2] เท่ากับ 50 มิลลิโมลาร์ กับ [Fe^{2+}] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	68
3-36	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ([H_2O_2] เท่ากับ 75 มิลลิโมลาร์ กับ [Fe^{2+}] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	68
3-37	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ([H_2O_2] เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์ กับ [Fe^{2+}]เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	69
3-38	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ([H_2O_2] เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ กับ [Fe^{2+}] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	69
3-39	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ([H_2O_2] เท่ากับ 200 มิลลิโมลาร์ กับ [Fe^{2+}] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	69
3-40	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ([H_2O_2] เท่ากับ 250 มิลลิโมลาร์ กับ [Fe^{2+}] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	70
3-41	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ([H_2O_2] เท่ากับ 300 มิลลิโมลาร์ กับ [Fe^{2+}] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	70
3-42	ความสัมพันธ์ระหว่างค่าประสิทธิภาพการบำบัดในรูปตัวแปรต่างๆ	72
3-43	ประสิทธิภาพการบำบัดในรูปตัวแปรต่างๆ ของปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน + UV-254 ([H_2O_2] เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และ[Fe^{2+}] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	74
3-44	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า	76
3-45	ค่า FEEM ของปฏิกิริยาเฟนตัน	77
3-46	ค่า FEEM ของปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254	77
3-47	ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันและปฏิกิริยาเฟนตัน+ UV-254	79

บทที่ 1

บทนำ

บทนำต้นเรื่อง

การพัฒนาทางด้านเทคโนโลยี และความก้าวหน้าทางการแพทย์ส่งผลเอื้ออำนวยต่อการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของประชากรโดยในปี พ.ศ. 2548 ประชากรโลกมีประมาณ 6,450 ล้านคน และมีการพยากรณ์ในอีก 20 ปีข้างหน้า ว่าจะมีประชากรโลกถึง 7,850 ล้านคน (สำนักงานสถิติแห่งชาติ, 2547) และการอุปโภค-บริโภคของประชากรที่เพิ่มขึ้นย่อมก่อให้เกิดมูลฝอยปริมาณมากอย่างต่อเนื่องเช่นกัน ทำให้ปัญหามูลฝอยเป็นปัญหาสำคัญด้านสิ่งแวดล้อมที่เกิดขึ้นทั่วโลก ในปัจจุบันการจัดการมูลฝอยเหล่านี้มีหลายรูปแบบ ซึ่งขึ้นอยู่กับความเหมาะสมในแต่ละพื้นที่ โดยวิธีการที่นิยมในปัจจุบันได้แก่ การฝังกลบ การนำกลับมาใช้ใหม่ การเผาในเตาเผา และการทำปุ๋ย (กรมควบคุมมลพิษ, 2547ก)

สำหรับประเทศไทย มีแนวโน้มปริมาณมูลฝอยเพิ่มขึ้นทุกปี ตามจำนวนประชากรที่เพิ่มขึ้น จากปี พ.ศ. 2543 ซึ่งมีปริมาณมูลฝอยเกิดขึ้นทั่วทั้งประเทศ 38,170 ตันต่อวัน และเพิ่มขึ้นเป็น 39,221 ตันต่อวัน หรือ 14.3 ล้านตันต่อปี ในปี พ.ศ. 2548 (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

โดยหลักการจัดการมูลฝอยโดยทั่วไป ต้องคัดแยกมูลฝอยที่สามารถรีไซเคิลได้ออกจากมูลฝอยทั้งหมดก่อน ซึ่งในปี พ.ศ. 2548 ประเทศไทยมีมูลฝอยที่สามารถรีไซเคิลได้ 30 เปอร์เซ็นต์ของมูลฝอยทั้งหมด ส่วนมูลฝอยที่เหลือจากการคัดแยกเพื่อรีไซเคิล จะถูกนำไปกำจัด ซึ่งวิธีกำจัดมูลฝอยหลักในปัจจุบันของประเทศไทย สามารถจำแนกออกเป็นวิธีการหลักๆ คือ เทกองเผากลางแจ้ง 64 เปอร์เซ็นต์ ฝังกลบตามหลักสุขาภิบาล 35 เปอร์เซ็นต์ และเผาในเตาเผา 1 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งการจัดการมูลฝอยที่ถูกต้องตามหลักสุขาภิบาล คือ การฝังกลบ และการเผาในเตาเผา โดยพบว่ามีปริมาณมูลฝอยเพียง 36 เปอร์เซ็นต์ ของปริมาณมูลฝอยทั้งหมดที่ถูกนำมากำจัดอย่างถูกต้อง (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

จากข้อมูลข้างต้นจะเห็นได้ว่า การจัดการกับปัญหามูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาลในประเทศไทยส่วนใหญ่เป็นการฝังกลบ เนื่องจากการฝังกลบสามารถรองรับมูลฝอยได้ในปริมาณมากและหลากหลายประเภท นอกจากนี้ยังสามารถดำเนินการได้ง่ายโดยไม่จำเป็นต้องใช้ผู้ชำนาญการสูงในการควบคุมดูแลระบบ แต่มีข้อด้อย คือ ต้องการพื้นที่มาก และส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจากน้ำชะมูลฝอย ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารละลายปนเปื้อนหลายชนิดในปริมาณสูงโดยสามารถแบ่งสารปนเปื้อนออกเป็น 3 กลุ่มหลัก คือ โลหะหนัก ของแข็งละลายน้ำ และสารประกอบอินทรีย์

(Tammemagi, 1999) ซึ่งอยู่ในรูปที่ย่อยสลายยาก (Wu *et al*., 2004; Iaconi *et al*., 2006; Trujillo *et al*., 2006; Deng, 2007)

ลักษณะทางกายภาพโดยทั่วไปของน้ำชะมูลฝอย คือ มีกลิ่น สีดำคล้ำ เป็นที่น่ารังเกียจ หากน้ำชะมูลฝอยเหล่านี้แทรกซึมไปสู่พื้นที่ใกล้เคียง จะทำให้เกิดการปนเปื้อนสู่แหล่งน้ำใต้ดินและแหล่งน้ำผิวดิน (กรมควบคุมมลพิษ, 2547ข) อีกทั้งยังปนเปื้อนโลหะหนัก (Pi *et al*., 2009) ซึ่งเป็นสารพิษ และสารก่อมะเร็ง (Tizaoui *et al*., 2007) โดยสามารถส่งผลกระทบต่อสุขภาพมนุษย์ และสิ่งแวดล้อม (Kurniawan *et al*., 2006b) ส่วนการปนเปื้อนของสีซึ่งเป็นสารอินทรีย์จะบดบังแสงแดดทำให้พืชน้ำไม่สามารถสังเคราะห์แสงได้ และจุลินทรีย์เกิดการแย่งออกซิเจนเพื่อใช้ย่อยสลายสารอินทรีย์ จนทำให้แหล่งน้ำประสบกับภาวะออกซิเจนต่ำเป็นมลพิษต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ (Gotvajn *et al*., 2009) และสภาพแวดล้อม ส่งผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่ช่วยย่อยสลายสิ่งเจือปนในน้ำ และเป็นผู้ผลิตเริ่มต้นในห่วงโซ่อาหารของแหล่งน้ำ (Slokar and Marechal, 1997) ดังนั้นหลุมฝังกลบมูลฝอยที่ถูกต้องตามหลักสุขาภิบาลต้องรวบรวม และบำบัดน้ำชะมูลฝอยก่อนปล่อยทิ้งออกสู่ธรรมชาติ โดยการบำบัดสามารถทำได้หลายวิธีทั้งวิธีทางกายภาพ เคมี และชีวภาพขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำชะมูลฝอยในแต่ละแหล่ง (Versilind *et al*., 2002) การบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่ดำเนินการอยู่โดยทั่วไปเป็นการบำบัดโดยระบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization pound) เพราะค่าก่อสร้างและค่าดำเนินการต่ำ (สายชล มือขุนทด, 2546) สามารถบำบัดค่า BOD_5 (Biochemical oxygen demand) ได้ประมาณ 80-90 เปอร์เซ็นต์ (Gray, 1989) โดยระบบบ่อปรับเสถียรจะอาศัยกระบวนการบำบัดทางธรรมชาติ (self-purification) ทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องพร้อมกันภายในบ่อเดียว โดยทั่วไปบ่อมีความลึกประมาณ 1-2 เมตร (ธีระ เกรอต, 2539) ซึ่งสารอินทรีย์ และของแข็งอนุภาคใหญ่ที่ตกตะกอนอยู่ก้นบ่อ จะถูกจุลินทรีย์กลุ่มไม่ใช้อากาศทำหน้าที่ในการย่อยสลาย ซึ่งสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำจะถูกจุลินทรีย์กลุ่มใช้อากาศย่อยสลาย ข้อจำกัดของระบบนี้ คือ ระยะเวลากักเก็บของบ่อสั้น และสามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ไม่สูงมากนัก ในขณะที่องค์ประกอบของน้ำชะมูลฝอยมีสารอินทรีย์สูง และย่อยสลายได้ยากปริมาณสูง จุลินทรีย์ในบ่อปรับเสถียร จึงต้องใช้ระยะเวลานานจึงสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้หมด ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดโดยบ่อปรับเสถียรที่ดำเนินการอยู่ในปัจจุบันต่ำลง

การพัฒนาวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยเพื่อลดเวลาการบำบัดสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นมีหลายวิธี โดยปฏิกิริยาเฟนตันเป็นวิธีการทางเคมีอีกวิธีหนึ่ง ที่มีประสิทธิภาพสูงสามารถบำบัดสีได้ 92 เปอร์เซ็นต์ (Ma and Xia, 2009) และค่า COD (chemical oxygen demand) ได้ประมาณ 85-90 เปอร์เซ็นต์ (Badawy, 2006; Deng and Engleharat, 2006) และนิยมอย่างแพร่หลายในการบำบัดสารที่ย่อยสลายยาก (Gonze *et al*., 2003; Zhang *et al*., 2006; Sun *et al*., 2009) ข้อดีใน

การใช้ปฏิกิริยาเฟนตัน คือ เป็นวิธีการบำบัดกากตะกอน (sludge) น้อยมาก เพราะเป็นปฏิกิริยาออกซิเดชั่นเคมีที่เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ (mineralization) ได้ผลิตภัณฑ์สุดท้ายจากปฏิกิริยา คือ น้ำ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซออกซิเจน (Primo *et al*., 2007; Renou *et al*., 2008) แต่มีข้อด้อยที่ต้องใช้สารเคมีจำนวนมาก ในการทำปฏิกิริยากับน้ำชะมูลฝอยที่มีสารอินทรีย์สูง ทำให้ต้นทุนในการบำบัดค่อนข้างสูง (Iaconi *et al*., 2006; Kurniawan *et al*., 2006a) ดังนั้นจึงต้องมีแนวทางในการลดต้นทุนลง โดยอาศัยกระบวนการอื่นๆ เข้ามาช่วยบำบัด เช่น กระบวนการทางชีวภาพก่อนเข้าสู่กระบวนการทางเคมี (Gonze *et al*., 2003)

วิธีการทางชีวภาพอย่างหนึ่งที่เริ่มนิยมใช้บำบัดน้ำเสียในประเทศไทย คือ การเติม น้ำหมักชีวภาพ (effective microorganisms, EM) แต่ในปัจจุบันยังขาดการศึกษาทางวิชาการ ดังนั้นการนำน้ำหมักชีวภาพมาใช้เพื่อบำบัดน้ำชะมูลฝอย อาจเป็นทางเลือกหนึ่งสำหรับประเทศไทย

การวิจัยในครั้งนี้จึงมีเป้าหมายเพื่อศึกษาประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยระบบบำบัดของเทศบาลนครหาดใหญ่ และในระดับห้องปฏิบัติการ ซึ่งเป็นการศึกษาอิทธิของน้ำหมักชีวภาพโดยไม่มีอิทธิพลอื่นๆ รบกวน ส่วนวิธีทางเคมี คือ การเติมสารทำปฏิกิริยาเฟนตัน เพื่อทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยเกิดขึ้นดีที่สุด โดยพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดจาก ค่าเปอร์เซ็นต์การบำบัดสารอินทรีย์ในรูป การกำจัดสี COD และBOD_5

การตรวจเอกสาร

1. มูลฝอย และการจัดการมูลฝอย

มูลฝอย (waste) หมายถึง สิ่งของเหลือทิ้งจากกระบวนการผลิต และอุปโภคซึ่งเสื่อมสภาพจนใช้การไม่ได้ หรือไม่ต้องการใช้แล้ว บางชนิดเป็นของแข็งหรือกากของเสีย (solid-waste) มีผลเสียต่อสุขภาพทางกาย และจิตใจ เนื่องจากความสกปรก เป็นแหล่งเพาะเชื้อโรคทำให้เกิดมลพิษ และทัศนะอุจาด (กรมควบคุมมลพิษ, 2547ข) โดยในปี พ.ศ. 2543 พบว่า มีมูลฝอยที่เกิดขึ้นทั่วทั้งประเทศปริมาณ 38,170 ตันต่อวัน และเพิ่มขึ้นเป็น 39,221 ตันต่อวันในปี พ.ศ. 2548 และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) จึงต้องมีการจัดการมูลฝอย ซึ่งการกำจัดมูลฝอยที่ปฏิบัติโดยทั่วไปมีอยู่ด้วยกันหลายวิธี เช่น การเผากลางแจ้ง การเทกองบนดินในพื้นที่ว่าง และการทิ้งลงทะเล วิธีการเหล่านี้เป็นการกำจัดที่ง่ายแต่ไม่เหมาะสม เนื่องจากเป็นสาเหตุให้เกิดมลภาวะต่อสิ่งแวดล้อม และสุขภาพอนามัย (กรมควบคุมมลพิษ, 2547ก) รูปแบบการจัดการมูลฝอยที่ถูกหลักสุขาภิบาล ได้แก่ การฝังกลบ การหมักทำปุ๋ย และการเผาในเตาเผา ซึ่งแต่ละวิธีมีข้อดีและข้อด้อย

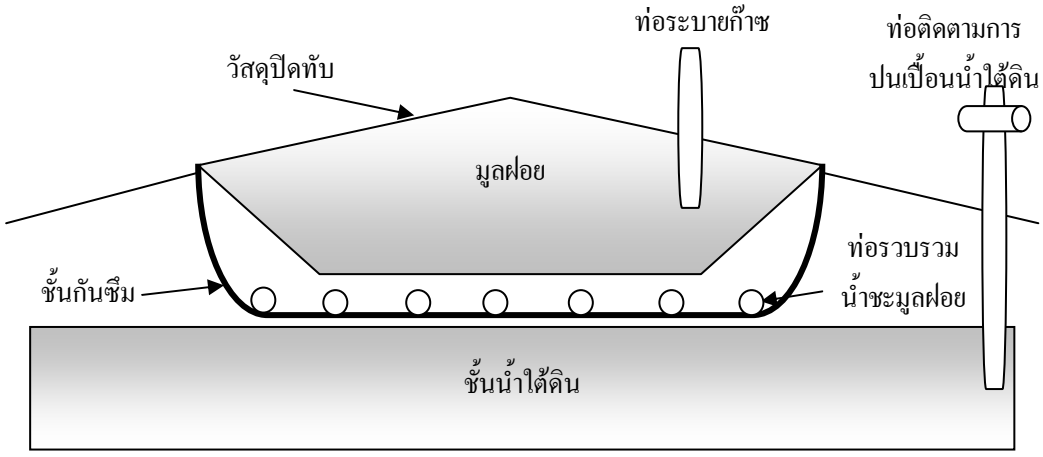
รวมทั้งวิธีการดำเนินการแตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับสภาพทางเศรษฐกิจสังคม ความพร้อมด้านองค์กร และบุคลากร ตลอดจนสภาพของพื้นที่ ดังแสดงใน (ตารางที่ 1-1)

1.1 การฝังกลบมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาล (sanitary landfill)

การกำจัดมูลฝอยโดยวิธีการฝังกลบทำได้โดย นำมูลฝอยเทลงในพื้นที่ซึ่งเตรียมเอาไว้ โดยเครื่องจักรกล แล้วใช้ดินกลบทับ และบดอัดอีกครั้งหนึ่ง หลังจากนั้นจึงบดอัดเป็นชั้น ๆ การฝังกลบไม่สร้างความรำคาญ ด้านกลิ่น และแมลงรบกวน สารอินทรีย์ในมูลฝอยถูกย่อยสลายตามธรรมชาติโดยจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic bacteria) ทำให้มูลฝอยยุบตัวเกิดก๊าซมีเทนและน้ำเสียในชั้นของมูลฝอย การดำเนินการฝังกลบมูลฝอย ต้องมีมาตรการในการบำบัดน้ำเสียที่เกิดขึ้น และมีการระบายก๊าซออกจากบริเวณฝังกลบ หากทำการฝังกลบจนเต็มพื้นที่แล้ว พื้นที่นั้นสามารถใช้ประโยชน์อื่นๆ เช่น ทำสวนหย่อม หรือ สนามกีฬา

1.1.1 ลักษณะหลุมฝังกลบมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาล

การดำเนินการหลุมฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล ต้องมีการควบคุมดูแลผลกระทบด้านสิ่งแวดล้อม ดังรูปที่ 1-1 โดยต้องมีการควบคุมระบบระบายก๊าซ การควบคุมระบบระบายน้ำชะมูลฝอย การติดตามการปนเปื้อนน้ำใต้ดินและน้ำผิวดิน มิให้น้ำชะมูลฝอย แพร่กระจายไปสู่สิ่งแวดล้อมโดยรอบซึ่งต้องมีการปูพื้นหลุมด้วยวัสดุที่ป้องกันการไหลของน้ำที่ดี เช่น แผ่นวัสดุกันซึมสังเคราะห์ (geomembrane) หรือแผ่นพลาสติกชนิดความหนาแน่นสูง (hight density polyethylence, HDPE) แล้วปูทับบนชั้นดินเหนียว นอกจากนี้ยังต้องมีการวางท่อรวบรวมน้ำชะมูลฝอยเพื่อไปบำบัดโดยวางเหนือชั้นวัสดุกันซึมสังเคราะห์ (กรมควบคุมมลพิษ, 2547 ก)



รูปที่ 1-1 องค์ประกอบของหลุมฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล
ที่มา : ดัดแปลงจาก Versilind และคณะ (2002)

1.2 การหมักทำปุ๋ย (composition)

การหมักทำปุ๋ยเป็นการจัดการมูลฝอยที่ใช้พื้นที่น้อย มูลฝอยที่ผ่านการหมักจะมีปริมาตรลดลง 30-65 เปอร์เซ็นต์ ส่วนใหญ่เป็นมูลฝอยเปียกย่อยสลายได้ง่าย หากทำการหมักด้วยวิธีการที่ถูกต้องกลิ่นจะน้อยลง และสามารถทำลายไข่พยาธิที่ก่อโรคบางชนิดได้ มูลฝอยที่ผ่านการหมักแล้วจะถูกนำไปผึ่งต่อประมาณ 40-60 วัน เพื่อให้เกิดการย่อยสลายโดยสมบูรณ์ หลังจากนั้นร่อนแยกเอาส่วนที่จะใช้ไปทำปุ๋ยต่อไป

1.3 การเผาในเตาเผา (incineration)

การเผามูลฝอยเป็นการกำจัดมูลฝอยให้เหลือน้อยที่สุด และสามารถกำจัดมูลฝอยได้ทั้งของแข็ง ของเหลว และก๊าซ โดยใช้ความร้อน 850-1,200 องศาเซลเซียส เพื่อให้เกิดการเผาไหม้ที่สมบูรณ์ โดยเตาเผาต้องมีกระบวนการควบคุมอุณหภูมิ ควัน ไอเสีย และขี้เถ้าที่ปลิวออกทางปล่องควัน เตาเผามีหลายชนิดขึ้นอยู่กับลักษณะของมูลฝอย มูลฝอยประเภทติดไฟได้ง่ายสามารถใช้เตาเผาชนิดที่ไม่ต้องใช้เชื้อเพลิง แต่ถ้ามูลฝอยมีความชื้นมากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ ควรใช้เตาเผาชนิดที่ใช้เชื้อเพลิงจำพวกน้ำมันเตาช่วย ซึ่งขี้เถ้าที่เหลือจากการเผามูลฝอย สามารถนำไปใช้ถมที่ดินหรือบำบัดน้ำเสียได้ (ชีรวิทย์ รัตนพันธ์, 2548)

ตารางที่ 1-1 การเปรียบเทียบ ข้อดี ข้อด้อยวิธีการจัดการมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาลแบบต่างๆ

วิธีการจัดการมูลฝอย	ข้อดี	ข้อด้อย
1. การฝังกลบ (sanitary landfill)	1. ระบบไม่ยุ่งยากซับซ้อนและใช้เงินลงทุนในการก่อสร้างต่ำ 2. สามารถกำจัดมูลฝอยทุกประเภท 3. ก๊าซที่เกิดขึ้นสามารถใช้เป็นเชื้อเพลิง 4. พื้นที่หลังการฝังกลบสามารถใช้เป็นสวนสาธารณะ หรือ ทุ่งหญ้าเลี้ยงสัตว์ สนามกอล์ฟ	1. ใช้พื้นที่มาก 2. ค่าใช้จ่ายในการซื้อดินถมทับต่อวันสูง 3. ในฤดูฝนไม่สามารถฝังกลบได้ต่อเนื่อง 4. มีผลกระทบด้านน้ำชะมูลฝอยและกลิ่นรบกวน
2. การหมักทำปุ๋ย (composition)	1. ลดปริมาตรมูลฝอยได้ประมาณ 30-65 เปอร์เซ็นต์ 2. ผลผลิตเป็นปุ๋ยอินทรีย์ 3. ใช้พื้นที่น้อย	1. มูลฝอยต้องย่อยสลายได้ง่าย 2. เป็นแหล่งของพาหะนำโรค

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2547ก)

ตารางที่ 1-1 (ต่อ) การเปรียบเทียบ ข้อดี ข้อด้อยวิธีการจัดการมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาลแบบต่างๆ

วิธีการจัดการมูลฝอย	ข้อดี	ข้อด้อย
3. การเผา (incineration)	1. พื้นที่น้อย 2. ทำลายมูลฝอยได้เกือบทุกชนิด 3.ได้พลังงานความร้อนจากการเผา 4. ขี้เถ้าสามารถนำไปถมที่ดินหรือ ทำวัสดุก่อสร้าง	1. ใช้เทคโนโลยีสูงลงทุนมาก 2. ค่าใช้จ่ายในการซ่อมบำรุงเตาเผาสูง 3. การเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ทำให้เกิดมลพิษและยังต้องติดตั้งระบบควบคุมมลพิษ 4.ต้องใช้ช่างชำนาญการในการควบคุมดูแล

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2547ก)

2. น้ำชะมูลฝอย (leachate)

น้ำชะมูลฝอย เป็นน้ำชะซึมที่ออกมาจากหลุมฝังกลบมูลฝอย เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายมูลฝอยตามธรรมชาติ ของสารอินทรีย์ภายในหลุมฝังกลบ ด้วยกระบวนการย่อยสลายแบบใช้และไม่ใช้อากาศ โดยอาศัยความชื้นจากภายในมูลฝอยเอง รวมทั้งอิทธิพลจากความชื้นภายนอก เช่น ความชื้นจากดินปิดทับ น้ำใต้ดิน และน้ำฝนซึ่งโดยทั่วไปมีอิทธิพลจากน้ำฝนเป็นหลัก (สายชล มือขุนทด, 2546; Tammemagi, 1999)

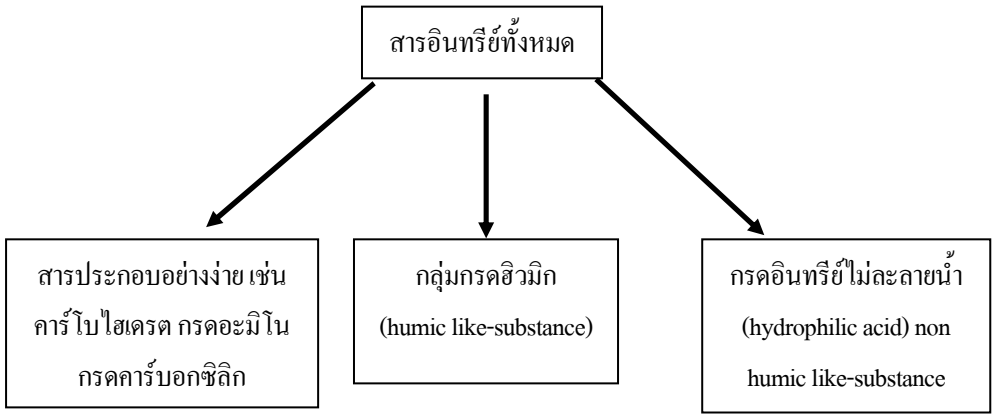
มูลฝอยอินทรีย์ + ออกซิเจน ⟶ คาร์บอนไดออกไซด์ + น้ำ + ความร้อน + มูลฝอยย่อยสลาย
(กระบวนการย่อยแบบใช้อากาศ)

มูลฝอยอินทรีย์ ⟶ คาร์บอนไดออกไซด์ + มีเทน + น้ำ + กรดอินทรีย์ + มูลฝอยย่อยสลาย
(กระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ)

สำหรับคุณภาพน้ำของชะมูลฝอยนั้นจะขึ้นอยู่กับ องค์ประกอบของมูลฝอย อัตราน้ำฝน การหมุนเวียนน้ำ การออกแบบหลุมฝังกลบ อายุของมูลฝอย การอัดมูลฝอย และภูมิอากาศ (Versilind *et al*., 2002) ซึ่ง Linde (1995) รายงานว่า 15-50 % ของน้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นมาจากฝนตก โดยในน้ำชะมูลฝอย ประกอบด้วย สารประกอบอินทรีย์ ทั้งสารอินทรีย์ที่มาจากองค์ประกอบของน้ำมันเบนซิน น้ำมันเชื้อเพลิง สารประกอบคลอรีน ยาฆ่าแมลง พลาสติก และสารอนินทรีย์ จำพวกตะกั่ว แคดเมียม และนิเกิลจากแบตเตอรีเก่า และหลอดไฟฟ้า รวมทั้งสีชุบเคลือบโลหะจำพวกโครเมียม และสารแขวนลอยจากซากพืช-เศษไม้ จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยเกิดความหลากหลายสูงต่างจาก

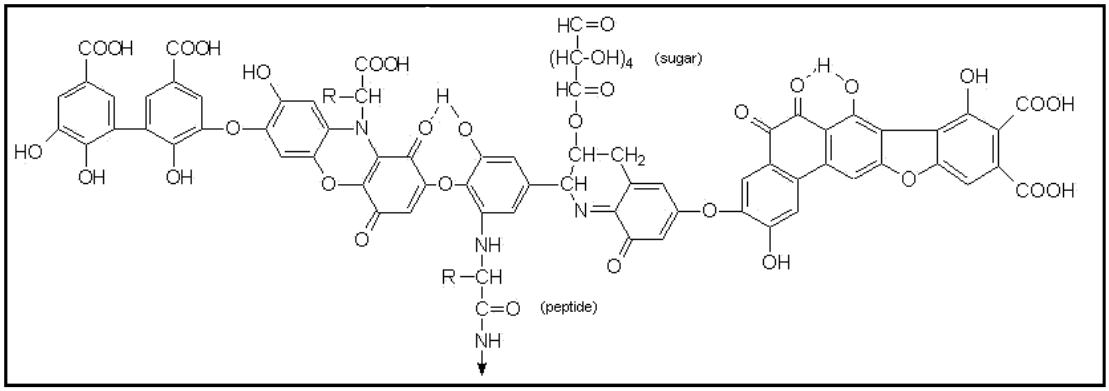
น้ำเสียแหล่งอื่นๆ นอกจากนี้อายุการดำเนินการของหลุมฝังกลบ ยังส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงคุณภาพน้ำชะมูลฝอย (Tammemagi, 1999; Versilind *et al*., 2002; Kurniawan *et al*., 2006b)

น้ำชะมูลฝอยเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารละลายหลายชนิด ในปริมาณสูงโดยสามารถแบ่งออกเป็น 3 กลุ่มหลัก คือ โลหะหนัก ของแข็งที่ละลายน้ำ และสารประกอบอินทรีย์ (Tammemagi, 1999) ซึ่งสารประกอบอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย สามารถแบ่งออกเป็นกลุ่มย่อย เป็น 3 กลุ่มดังรูปที่ 1-2 โดยแบ่งออกเป็น สารอินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายได้ง่าย กลุ่มสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก จำพวก กลุ่มกรดฮิวมิก (humic like-substance) และกรดฟูลวิก (fulvic like-substance) ดังรูปที่ 1-3 และกรดอินทรีย์ไม่ละลายน้ำ ส่วนใหญ่ล้วนอยู่ในรูปที่ย่อยสลายยาก และมวลโมเลกุลสูง (Deng and Englehardt, 2006; Iaconi *et al*., 2006; Trujillo *et al*., 2006; Zhang *et al*., 2006; Berthe *et al*., 2008; Qu *et al*., 2008)

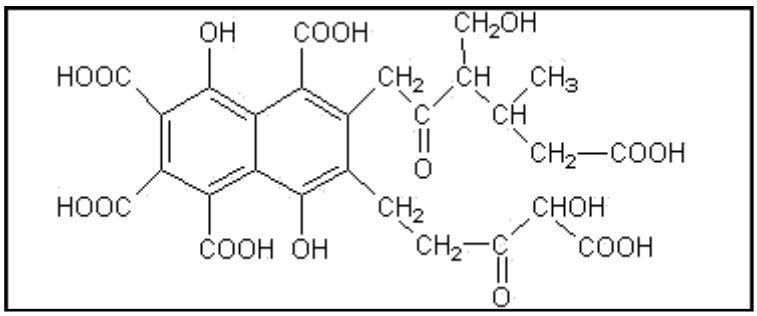


รูปที่ 1-2 องค์ประกอบสารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบ

ที่มา : ดัดแปลงจาก Berthe และคณะ (2008)



A ; กรดฮิวมิก (humic like-substance)



B ; กรดฟูลวิก (fulvic like-substance)

รูปที่ 1-3 องค์ประกอบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากในน้ำชะมูลฝอย

นอกจากนี้อายุของหลุมฝังกลบมูลฝอยที่แตกต่างกัน นั้นยังทำให้น้ำชะมูลฝอยมีคุณลักษณะแตกต่างกันออกไปด้วย โดยมีลักษณะดังนี้คือ น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่มีอายุน้อยกว่า 1 ปี หลุมฝังกลบจะอยู่ในช่วงการย่อยสลาย และสร้างกรดอินทรีย์ (acidogeic phases) ทำให้น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบช่วงนี้มีค่าพีเอชต่ำ COD, BOD_5/COD, TOC/COD, โลหะหนัก และกรดอินทรีย์ระเหยง่ายสูง เมื่ออายุของหลุมฝังกลบสูงขึ้นทำให้ ช่วงการย่อยสลายภายในหลุมฝังกลบเปลี่ยนแปลงตามไปด้วย โดยมูลฝอยในหลุมฝังกลบถูกย่อยสลายจากกรดอินทรีย์ เปลี่ยนเข้าสู่ช่วงการเกิดก๊าซชีวภาพ เช่น มีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ (methanogenic phases) สารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบเหลือปริมาณน้อยลง ค่าพีเอชสูงขึ้น COD, BOD_5/COD, TOC/COD, โลหะหนัก และกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเริ่มลดลงในขณะที่ภายในหลุมฝังกลบมูลฝอยเริ่มเข้าสู่ช่วงคงตัว (mature or stabilization phases) สารอินทรีย์ปริมาณน้อยลง และคงเหลือเฉพาะมูลฝอยชนิดที่ย่อยสลายทางชีวภาพยาก จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยที่ออกมาจากหลุมฝังกลบในช่วงนี้มีลักษณะเฉพาะคือ BOD_5/COD ต่ำมาก หรือกล่าวได้ว่าแทบไม่มีความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพเลย (Kurniawan *et al*., 2006b; Renou *et al*., 2008; Wang *et al*., 2009) ดังรายละเอียด (ตารางที่ 1-2)

ตารางที่ 1-2 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่ระยะเวลาดำเนินการต่างกัน

พารามิเตอร์	ช่วงการดำเนินการหลุมฝังกลบ		
	เริ่มต้น	ดำเนินการ	คงตัว
อายุ (ปี)	<1	1-5	>5
พีเอช	<6.5	6.5-7.5	>7.5
BOD_5/COD	0.5-1.0	0.1-0.5	<0.1
COD (mg/L)	>15,000	3,000-15,000	<3,000
NH_3-N	<400	NA	>400
TOC/COD	<0.3	0.3-0.5	>0.5
Fe (mg/L)	2.7	3.8	5.5
Mn (mg/L)	0.04	0.18	0.2
Cu (mg/L)	NA	0.12	0.08

หมายเหตุ NA = not available

ที่มา : Kurniawan และคณะ (2006b); Renou และคณะ (2008)

3. กระบวนการออกซิเดชั่นขั้นสูง (Advanced oxidation process, AOP)

กระบวนการออกซิเดชั่นขั้นสูงเป็นกระบวนการทางเคมีวิธีการหนึ่งโดยอาศัยสารออกซิไดซ์ (oxidizing agent) ที่มีค่าศักย์รีดอกซ์สูง เช่น O_3/UV, H_2O_2/UV, O_3/ H_2O_2/UV, H_2O_2/Fe^{2+}, TiO_2/UV, และTiO_2/ H_2O_2 /UV กระบวนการออกซิเดชั่นขั้นสูง ต้องอาศัยความรู้ทางเคมีค่อนข้างมาก แต่มีข้อดี คือ ประสิทธิภาพสูงสามารถบำบัดได้ทั้ง สารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์ สารพิษ โลหะหนัก และสารที่ย่อยสลายยาก โดยการใช้เทคนิคออกซิเดชันขั้นสูงมีหลักการ คือ เมื่อสารออกซิไดซ์สัมผัสกับสารมลพิษในน้ำเสียจะมีการแลกเปลี่ยนอิเล็กตรอนวงนอกสุด (valiant electron) สารออกซิไดซ์ซึ่งมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนสูงจะค่อยๆ ทำการแตกสลายพันธะ (break down) โดยสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนจำพวกพันธะวงแหวน และพันธะคู่ลดความซับซ้อนของโมเลกุลลงกลายเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายขึ้น จึงส่งผลให้ความเป็นพิษลดลงจนเกิดการกำจัดอย่างสมบูรณ์ของปฏิกิริยา (mineralization) จนกลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ออกซิเจน และน้ำ (Zhang, 2005a; Kurniawan, 2006a) โดยความสามารถของสารออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ ขึ้นอยู่กับค่าศักย์รีดอกซ์ ดังแสดงใน (ตารางที่ 1-3)

ตารางที่ 1-3 ค่าศักย์รีดอกซ์ของสารออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ

Oxidizing agent	Redox potential (volts)
Fluorine	3.06
Hydroxyl radical	2.80
Ozone	2.08
Hydrogen peroxide	1.78
Hypochlorite	1.49
Chlorine	1.36
Chlorine dioxide	1.27
Oxygen	1.23

ที่มา : Kurniawan และคณะ(2006a)

3.1 ทฤษฎีของการเกิดออกซิเดชันเคมี (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2548)

การเกิดออกซิเดชันเป็นปฏิกิริยาที่เพิ่มค่าออกซิเดชันของสาร หรือปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้องกับการสูญเสียอิเล็กตรอนของอะตอม ถ้าต้องการทราบถึงความมีประสิทธิภาพสามารถพิจารณาได้จากค่าต่างๆ ดังนี้

1. ค่า Free energy หรือ พลังงานอิสระของกิบส์ (ΔG°) เป็นการหาค่าพลังงานอิสระของปฏิกิริยาซึ่งทำนายทิศทางในการเกิดปฏิกิริยา สามารถบอกได้ว่าปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นนั้นเป็นปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นได้เอง ($\Delta G^{\circ} < 0$) ปฏิกิริยาอยู่ในภาวะสมดุล ($\Delta G^{\circ} = 0$) หรือปฏิกิริยาเกิดขึ้นเองไม่ได้ ($\Delta G^{\circ} > 0$)

2. ค่าศักย์รีดอกซ์เป็นการวัดค่าความสามารถของสารใดๆ ในการรับ หรือสูญเสียอิเล็กตรอน โดยค่าศักย์รีดอกซ์สูง แสดงถึงการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชั่นเพิ่มขึ้น

3. อุณหภูมิ โดยปกติแล้วการเกิดปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นต่ำที่อุณหภูมิปกติ แต่เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นปฏิกิริยาจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว

4. พีเอช มีผลทำให้ปฏิกิริยาเกิดอย่างมีประสิทธิภาพขึ้น โดยเฉพาะในปฏิกิริยาเฟนตันพีเอชนับว่ามีผลต่อการทำปฏิกิริยาโดยตรงเมื่ออยู่ในสภาวะกรด

3.2 สารออกซิไดซ์ที่นิยมใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

ในที่นี้ขอนำเสนอรายละเอียดสารออกซิไดซ์ที่นิยมนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย เช่น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และโอโซน

3.2.1 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (hydrogen peroxide, H_2O_2)

ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นสารออกซิไดซ์ที่มีค่าศักย์รีดอกซ์ 1.78 โวลล์ (Gao *et al*., 2009) ความเข้มข้นที่ใช้มีค่าประมาณ 30 หรือ 50 เปอร์เซ็นต์ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นสารที่ย่อยสลายได้ง่าย และไวต่อแสง โดยอาจใช้สารยับยั้งจำพวก สารฟอสเฟตผสมลงไป เพื่อให้สามารถเก็บได้นานขึ้น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีราคาถูก สามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคอล (Hydroxyl radical, $OH^{\bullet}$) มาได้โดยไม่ต้องอาศัยตัวเร่งปฏิกิริยา (catalyst) แต่ความสามารถในการออกซิไดซ์น้อย ไม่สามารถออกซิไดซ์สารที่ย่อยสลายยากได้ โดยเมื่อมีการใช้ร่วมกับสารเร่งปฏิกิริยา เช่น เฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) เฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) คอปเปอร์ไอออน (Cu^{2+}) เลดไอออน (Pb^{2+}) ซึ่งสามารถผลิตสารออกซิไดซ์ที่ให้ค่าศักซ์รีดอกซ์สูง 2.80 โวลล์ ซึ่งการใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ร่วมกับสารเร่งปฏิกิริยา นิยมเรียกว่าปฏิกิริยาเฟนตัน (Fenton หรือ Fenton 's reagent) ดังสมการที่ (1-2) (Kurniawan, 2006c; Zhang, 2006)

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \longrightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^{\bullet} \qquad k_1 = 53\text{-}76.M^{-1}.s^{-1} \qquad (1)$$

$$Fe^{3+} + H_2O_2 \longrightarrow Fe^{2+} + OOH^{\bullet} + H^+ \qquad k_2 = 0.002\ M^{-1}.s^{-1} \qquad (2)$$

ในการประยุกต์ใช้สารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ร่วมกับแสงอุลตราไวโอเลต (Ultraviolet, UV) จะมีประสิทธิภาพมากขึ้น เนื่องจากสามารถกระตุ้นให้เกิดไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) มากขึ้น ดังแสดงในสมการที่ (3 ถึง 5) และเป็นเทคโนโลยีในการบำบัดของเสียอันตรายที่มีพิษค่อนข้างสูง เช่น โลหะหนัก หรือสารพิษที่ย่อยสลายยาก การใช้แสงอุลตราไวโอเลต (UV) ในการประยุกต์ใช้ร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตันทำให้น้ำเสียจำเป็นต้องผ่านวิธีการบำบัดแบบอื่นๆ มาก่อน เช่น การกำจัดสี การกำจัดเหล็ก และการกำจัดของเสียแขวนลอย เป็นต้น (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2548)

$$H_2O_2 + h\nu \longrightarrow 2.\ OH^{\bullet} \qquad (3)$$

$$H_2O_2 + Fe^{2+} + h\nu \longrightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^{\bullet} \qquad (4)$$

$$H_2O_2 + Fe^{3+} + h\nu \longrightarrow Fe^{2+} + H^+ + OH^{\bullet} \qquad (5)$$

ประสิทธิภาพของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ มีการประเมินจากรายงานของ Kang and Hwang, 2000 อ้างโดย Deng and Engleharat, 2006 ว่าประสิทธิภาพเป็นไปดังสูตร

$$\eta = 2.12COD_{oxi} / [H_2O_2]$$

เมื่อ η หมายถึง ประสิทธิภาพของ H_2O_2 ในปฏิกิริยาเฟนตัน

เมื่อ COD_{oxi} หมายถึง ค่า COD ที่ถูกกำจัดโดยปฏิกิริยาเฟนตัน

3.2.2 โอโซน (ozone, O_3)

โอโซนเป็นก๊าซสีฟ้ามีกลิ่นเล็กน้อย โอโซนเป็นสารออกซิไดซ์ที่มีกำลังค่อนข้างมากมีค่าศักย์รีดอกซ์ 2.07 โวลต์ นิยมใช้ฆ่าเชื้อโรคในน้ำประปา ก๊าซโอโซนสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่มีพิษ และสารที่ย่อยสลายได้ยากบางตัวได้ โดยจะได้ผลของปฏิกิริยาที่มีพิษน้อยลง และสามารถถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีขึ้น แต่มีราคาการบำบัดสูงมาก ก๊าซโอโซนเมื่ออยู่ในน้ำที่มีค่าพีเอชสูงน้ำจะเกิด Free radicals ขึ้นมา ดังสมการที่ (6 ถึง 7)

$$O_3 + H_2O \longrightarrow O_2 + 2\,HO^{\bullet} \qquad k_6 = 70\ M^{-1}\ s^{-1} \qquad (6)$$

$$O_3 + OH^- \longrightarrow O^{\bullet}{}_2^- + HO_2^{\bullet} \qquad k_7 = 1.6 \times 10^9 M^{-1}\ s^{-1} \qquad (7)$$

3.3 ปฏิกิริยาเฟนตัน

ปฏิกิริยาเฟนตันเป็นปฏิกิริยาที่ถูกค้นพบครั้งแรกในปี ค.ศ. 1894 จนกระทั่งถึงปี ค.ศ. 1930 ได้มีการศึกษากลไกของปฏิกิริยานี้อย่างสมบูรณ์ และได้มีการนำมาใช้ในอุตสาหกรรมบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งมีสารประกอบอินทรีย์ปะปนอยู่ เช่น ฟีนอล ฟอร์มัลดีไฮด์ สารประกอบอะโรมาติก บี ที อี เอกซ์ และสารเคมีต่างๆ ที่ได้มาจากวัสดุสีย้อมรวมทั้งกลุ่ม ยาฆ่าแมลง (Gao, *et al* ., 2009) สารกันบูด พลาสติก และยาง โดยปฏิกิริยาเฟนตันสามารถนำมาประยุกต์ใช้กับน้ำเสีย และตะกอนดินที่มีสิ่งปนเปื้อน รวมไปถึงสามารถทำลายสารอินทรีย์ที่เป็นมลพิษ (Organic pollutant-destruction) จนกระทั่งใน ค.ศ. 1990 จึงเริ่มนำปฏิกิริยาเฟนตันมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย (Zhang, 2005a) ซึ่งเป็นน้ำเสียประเภทหนึ่งที่มีองค์ประกอบส่วนใหญ่ เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยาก จากสารประกอบกลุ่มฮิวมิก (humic substances) เช่น กรดฮิวมิก (humic acid – like substance) และกลุ่มกรดฟูลวิก (fulvic acid–like substance) เป็นหลัก (Berthe *et al* ., 2008) ในการบำบัดน้ำเสียด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการคำนวณปริมาณสารเคมี ในการทำปฏิกิริยาเพราะสัดส่วนระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) เป็นปัจจัยสำคัญต่อประสิทธิภาพของปฏิกิริยาเฟนตัน รวมทั้งต้นทุนในการดำเนินการปฏิกิริยาเฟนตันสามารถบำบัดค่า COD, BOD_5 เพิ่มค่า BOD_5/COD ลดกลิ่น และสี (จิราวรรณ ศรีโยม, 2547; Renou *et al*., 2008)

3.3.1 กลไกของปฏิกิริยาเฟนตัน

ปฏิกิริยาเฟนตัน คือ ปฏิกิริยาออกซิเดชันที่เกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง และรวดเร็วของสารประกอบอินทรีย์ในสารละลายไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โดยมีไอออนเหล็กทั้งเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) และเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาดังสมการที่ (8 ถึง 13) โดยอาศัยอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล หรือ ไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ซึ่งมีค่าศักย์รีดอกซ์เกิดขึ้นระหว่างการเกิดปฏิกิริยาเป็นตัวออกซิไดซ์หลัก โดยปฏิกิริยาเคมีหลักๆ สามารถแสดงได้ต่อไปนี้

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \longrightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^{\bullet} \qquad k_8 = 53\text{-}76.M^{-1}.s^{-1} \qquad (8)$$

$$Fe^{3+} + H_2O_2 \longrightarrow Fe^{2+} + OOH^{\bullet} + H^+ \qquad k_9 = 0.002\ M^{-1}.s^{-1} \qquad (9)$$

$$Fe^{2+} + OH^{\bullet} \longrightarrow Fe^{3+} + OH^- \qquad k_{10} = 3.2\text{-}4.3 \times 10^8 M^{-1}.s^{-1} \qquad (10)$$

$$OH^{\bullet} + H_2O_2 \longrightarrow HO_2^{\bullet} + H_2O \qquad k_{11} = 3.3 \times 10^7\ M^{-1}.\ s^{-1} \qquad (11)$$

$$HO_2^{\bullet} + H_2O_2 \longrightarrow HO^{\bullet} + HO_2 + O_2 \qquad k_{12} = 0.5\ M^{-1}.\ s^{-1} \qquad (12)$$

$$OH^{\bullet} + HO_2^{\bullet} \longrightarrow H_2O_+ O_2 \qquad k_{13} = 1\times 10^{10}\ M^{-1}.\ s^{-1} \qquad (13)$$

$$OH^{\bullet} + HO^{\bullet} \longrightarrow H_2O_2 \qquad k_{14} = 5.3\times 10^9\ M^{-1}.\ s^{-1} \qquad (14)$$

$$2\ H_2O_2 \longleftrightarrow 2\ H_2O + O_2 \qquad (15)$$

$$RH + OH^{\bullet} \longrightarrow H_2O_2 + R^{\bullet} \qquad (16)$$

$$R^{\bullet} + Fe^{3+} \longrightarrow R^+ + Fe^{2+} \qquad (17)$$

$$OH^{\bullet} + \text{organic compounds} \longrightarrow \text{oxidized product} \qquad (18)$$

นอกจากนี้สารประกอบอินทรีย์ (RH) ในน้ำเสียเมื่อรวมตัวกับไฮดรอกซิลเรดิคอลยังสามารถเกิดตัวออกซิไดซ์อินทรีย์ (organic radical, $R^{\bullet}$) ได้อีกทางหนึ่งด้วย ดังสมการที่ (16) รวมทั้งตัวออกซิไดซ์อินทรีย์ ($R^{\bullet}$) ยังสามารถทำปฏิกิริยากับเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) เกิดเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) กลับมาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเริ่มต้นใหม่ได้อีกครั้ง ดังสมการที่ (17) ปฏิกิริยาอันดับต่อมาจะมีการเกิดซ้ำโดยเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) จะช่วยเร่งให้มีการแตกตัวของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ไปเป็นก๊าซออกซิเจนและอนุมูลเปอร์ไฮดรอกซิล (perhydroxyl radicals) โดยที่ความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) จะคงที่ไม่มีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นในขณะที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ จะค่อยลดลงตามเวลาการทำปฏิกิริยา

ไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) สามารถทำปฏิกิริยากับสารประกอบอินทรีย์เกือบทั้งหมดดังสมการที่ (18) และเกิดปฏิกิริยาขึ้นอย่างสมบูรณ์ในขั้นสุดท้าย ปัญหาหลักของปฏิกิริยาเฟน

ตัน คือ การควบคุมสารเคมีเฟนตัน และพีเอช ซึ่งหากมีการควบคุมองค์ประกอบเหล่านี้ไม่ดีพอ ก็จะทำให้ผลิตภัณฑ์ของปฏิกิริยาได้เพียงน้ำ และออกซิเจนเท่านั้น ดังสมการที่ (14 ถึง 15) ซึ่งนอกจากเป็นการสูญเสียสารเคมีโดยเปล่าประโยชน์แล้ว ยังเป็นการสิ้นเปลืองต้นทุนการบำบัดอีกด้วย โดยหลักการศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยปฏิกิริยาเฟนตันมีขั้นตอนการหาปริมาณสารเคมีดังนี้

1. หาปริมาณของเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) เริ่มต้นโดยกำหนดค่าปริมาณ H_2O_2 อย่างคร่าวๆ (Lau *et al* ., 2001; Gulsen and Turan, 2004; Wang *et al* ., 2006)

2. เมื่อได้ปริมาณเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ที่เหมาะสมค่าใดค่าหนึ่งจากหลายๆ ค่า แล้วจึงเลือกช่วงการหาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โดยให้ปริมาณเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) คงที่โดยปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์อยู่ในค่าช่วงหนึ่ง (Pala and Erden, 2004)

3. ทราบสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) ที่เหมาะสม ในขั้นแรกจากนั้นจึงหาระดับสารเคมีที่เหมาะสมต่อไป โดยทำการทดลองหลายๆ ครั้งเพื่อได้สัดส่วนที่แน่นอน (Lopez *et al* ., 2004; Zhang *et al* ., 2005)

3.3.2 ปฏิกิริยาโฟโตเฟนตัน

ในกระบวนการออกซิเดชั่นขั้นสูงการนำแสงอุลตราไวโอเลต (Ultraviolet, UV) มาประยุกต์ใช้ร่วมกับการออกซิเดชั่นอื่นๆ เช่น โอโซน และ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด ในปฏิกิริยาเฟนตันเองมีการนำแสงอุลตราไวโอเลต (UV) มาใช้ร่วมด้วยซึ่งเราเรียกการบำบัดแบบนี้ว่า โฟโตเฟนตัน (Photo-Fenton) หรือเฟนตันด้วยแสง โดยแสงอุลตราไวโอเลต (UV) ที่ใช้สามารถกระตุ้นให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ สามารถสร้างไฮดรอกซิลเรดิคอลออกมามากและรวดเร็วขึ้นดังสมการที่ (19 และ 22) โดยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เองก็สามารถสร้างไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ได้ด้วยการกระตุ้นด้วยแสงอุลตราไวโอเลต (UV) ดังสมการที่ (22) ขึ้นได้เช่นกัน (Kurniawan, 2006a; Renou *et al*., 2008)

$$H_2O_2 + Fe^{2+} + h\nu \longrightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^{\bullet} \quad (19)$$

$$H_2O_2 + Fe^{3+} + h\nu \longrightarrow Fe^{2+} + H^+ + OH^{\bullet} \quad (20)$$

$$Fe(OH)^{2+} + h\nu \longrightarrow Fe^{2+} + OH^{\bullet} \quad (21)$$

$$H_2O_2 + h\nu \longrightarrow 2OH^{\bullet} \quad (22)$$

แสงอุลตราไวโอเลต (UV) ในปฏิกิริยาโฟโตเฟนตันอาจทดแทนด้วย titanium dioxide: TiO_2 ซึ่งเป็นสาร semi-conductance ตัวหนึ่งที่ไม่ละลายน้ำ และสามารถดูดกลืนพลังงานแสงในช่วงความยาวคลื่น 387 นาโนเมตร (ซึ่งเป็นความยาวคลื่นที่ยาวกว่าช่วงแสงเหนือม่วง) และพบว่าการใช้ TiO_2 ควบคู่กับปฏิกิริยาเฟนตันจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของการออกซิเดชั่น (Horikoshi, 2003)

ของสารไฮโดรคาร์บอนดังสมการที่ (23) (Chen *et al.,* 1997 อ้างโดย ลือพงศ์ แก้วศรีจันทร์ และคณะ, 2548) แต่มีข้อจำกัดอยู่ที่ต้องใช้พลังงานสูง

$$TiO_2(OH\text{-}) + H_2O_2 + hv \longrightarrow TiO(OH) + adsorb + OH^- + OH^{\bullet} \quad (23)$$

3.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาเฟนตัน

3.3.3.1 พีเอช (pH)

พีเอชมีความสำคัญในปฏิกิริยาเฟนตันทุกแบบรวมทั้งในโฟโตเฟนตัน และอิเล็กโตรเฟนตัน จากการศึกษาของ Wang และคณะ (2006) พบว่าควรมีค่าอยู่ในช่วง 2.0-4.0 อย่างไรก็ตาม พีเอชที่เหมาะสมที่สุดในการทำปฏิกิริยาเฟนตันควรมีค่าประมาณ 3 (Guedes *et al*., 2006; Zhang, 2005a) เนื่องจาก ณ พีเอช 3 จะทำให้ตัวเร่งปฏิริยาเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) มีสัดส่วนมากกว่า เฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) ก่อให้เกิดการสร้างไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ออกมาในปริมาณสูง แต่เมื่อพีเอชมีค่าสูงกว่า 3 สัดส่วน เฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) จะกลับมามีสัดส่วนสูงกว่าเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) ทำให้เกิดปฏิกิริยาเฟนตันเสมือน (pseudo fenton) (Ntampegliotis *et al*., 2006) ส่งผลให้ไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) น้อยลง และเมื่อ พีเอชสูงกว่า 7 มีผลให้ไอออนเหล็กตกตะกอน เกิดผลเสียต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์โดยตรง นอกจากนี้ยังพบว่าเมื่อพีเอชเปลี่ยนไปจากพีเอช 0 เป็น พีเอช 14 มีผลให้ค่าศักย์รีดอกซ์ลดลงจาก 2.80 V เป็น 1.95 V (Deng and Englehardt, 2006)

3.3.3.2 ปริมาณสารในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน (dosage of Fenton reagents)

ปริมาณสารในการทำปฏิกิริยาต้องมีความเหมาะสมในการดำเนินการทั้งในด้านต้นทุน และประสิทธิภาพการบำบัด โดยทั่วไปแล้วประสิทธิภาพการบำบัดจะสูงขึ้น เมื่อเพิ่มสัดส่วน ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) แต่อย่างไรก็ตาม ประสิทธิภาพการกำจัดที่เพิ่มขึ้นอาจทำให้มีค่าต้นทุนเพิ่มขึ้น ซึ่งแนวโน้มนี้ยังพบเช่นเดียวกับการเพิ่มสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ส่วนแนวโน้มการเพิ่มสัดส่วนของเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) ถึงแม้ว่าจะเป็นการเพิ่มตัวเร่งปฏิกิริยา แต่ควรมีสัดส่วนที่เหมาะสมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เพื่อส่งผลให้ปฏิกิริยาเฟนตันสามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ออกมามากเพียงพอในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำ การเพิ่มสัดส่วนเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) จะทำให้ค่าของแข็งที่ละลายทั้งหมด ค่าการนำไฟฟ้า และตะกอนเพิ่มขึ้น (Gogote and Pandit, 2004) ส่วนสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่มากเกินไป ยังทำให้เกิดตะกอนลอยจากออกซิเจน ซึ่งเป็นสาเหตุให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ตกค้างอาจไปยับยั้งกระบวนการทางชีวภาพในแม่น้ำ (Sun *et al*., 2006) ทั้งนี้ประสิทธิภาพในการบำบัดจะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำชะมูลฝอยเป็นหลัก

3.3.3.3 อุณหภูมิ

อุณหภูมิในการทำปฏิกิริยานับว่ามีผลต่อประสิทธิภาพในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน (Lin and Lu, 1997) ซึ่งจากการศึกษาของ Zhang และคณะ (2005) พบว่าเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นจาก 10 เป็น 30 และ 13 เป็น 37 องศาเซลเซียส สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ได้ ในขณะที่ ตุลวิทย์ และคณะ (2548) พบว่าอุณหภูมิมีผลปฏิกิริยาเฟนตัน เช่นกัน โดยเมื่ออุณภูมิเพิ่มสูงขึ้นส่งผลดีต่อการบำบัดสี แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบที่อุณหภูมิ 40 และ 60 องศาเซลเซียสพบว่า มีค่าการบำบัดสีใกล้เคียงกัน ดังนั้นอุณหภูมิที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาแฟนตันอยู่ในช่วง 20-40 องศาเซลเซียสหรือ สภาวะอุณภูมิห้อง (Guedes *et al* ., 2003)

3.3.3.4 เวลาในการเกิดปฏิกิริยา (reaction time)

เวลามีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด (Ma and Xia, 2009) กล่าวคือเมื่อระยะเวลาเพิ่มขึ้นจะส่งผลดีต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ โดย Morais และ Zamora (2005) พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ณ เวลาทำปฏิกิริยา 30 นาที มีค่า 46.4 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อระยะเวลาบำบัดเพิ่มขึ้นเป็น 60 นาที สามารถเพิ่มประสิทธิภาพขึ้นเป็น 57.5 เปอร์เซ็นต์ โดยการบำบัดสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์เมื่อทำปฏิกิริยา 30 นาที (Zhang, 2005) หลังจากนั้นจะค่อยๆ คงที่หลังทำปฏิกิริยา 60 นาที (Iaconi *et al*., 2006; Zhang, 2005)

3.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

น้ำชะมูลฝอยที่ชะออกมาจากหลุมฝังกลบ เมื่อถูกรวบรวมไว้จะถูกนำไปบำบัดต่อโดยพบว่าลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยมีความสัมพันธ์กับการเลือกวิธีบำบัด ซึ่งการบำบัดน้ำชะมูลฝอยแต่ละวิธีนั้นย่อมแตกต่างกันออกไป ตามลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอย ต้นทุน ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม และความเหมาะสมในแต่ละพื้นที่ โดยพบว่าในน้ำชะมูลฝอยช่วงเริ่มต้น (น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่ดำเนินการน้อยกว่า 1 ปี) น้ำชะมูลฝอยจะมีค่า BOD_5, BOD_5/COD,VOC และโลหะหนักในสัดส่วนสูง ดังนั้นวิธีการบำบัดที่เหมาะสม คือ วิธีชีวภาพ ส่วนน้ำชะมูลฝอยช่วงดำเนินการและคงตัว (น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบดำเนินการมากกว่า 5 ปี) น้ำชะมูลฝอยมีค่า BOD_5, BOD_5/COD, VOC และโลหะหนักต่ำ รวมทั้งมีสารที่ย่อยสลายได้ยากสูง ดังนั้นวิธีการบำบัดที่เหมาะสม คือ วิธีทางเคมี (Kurniwan *et al*., 2006a; Vesilind *et al*., 2002)

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยมีอยู่ด้วยกัน 3 กระบวนการหลัก ได้แก่ กระบวนการทางเคมีกายภาพ และชีวภาพ โดยสามารถสรุปวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยรูปแบบต่างๆ ได้ดังตารางที่ (1-4) และ(ตารางที่ 1-5)

ตารางที่ 1-4 สรุปวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยรูปแบบต่างๆ

วิธีการบำบัด	วัตถุประสงค์การบำบัด	ข้อเสนอแนะ
กระบวนการชีวภาพ		เหมาะสำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยช่วงเริ่มต้น
ระบบตะกอนเร่ง (activated sludge)	BOD_5, COD	ประสิทธิภาพอาจมีการเปลี่ยนแปลงได้ ขึ้นอยู่กับระยะเวลากักเก็บ สามารถบำบัดค่า BOD_5 ได้สูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์
ระบบบ่อเติมอากาศ (aerated lagoons)	BOD_5, COD	ดำเนินการง่าย ในระบบมีอัตราน้ำเข้าระบบน้อยบำบัดค่า BOD_5 ได้สูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์
ระบบบ่อไร้อากาศ (anaerobic lagoons)	BOD_5, COD	เป็นระบบที่การบำบัดสารอินทรีย์สมบูรณ์ ประสิทธิภาพการบำบัดสูง
ถ่านกัมมันต์ (activated carbon)	BOD_5, COD	ประสิทธิภาพการบำบัดสูง สามารถบำบัดค่า BOD_5 ได้สูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ และค่า COD สูงกว่า 99 เปอร์เซ็นต์
กระบวนการกายภาพและเคมี		เหมาะสำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยช่วงคงตัว
สารตกตะกอน (coagulation)	โลหะหนัก	ประสิทธิภาพในการบำบัด Fe, Zn สูง ส่วน Cr, Cu, Mn มีค่าระดับกลาง และสามารถบำบัด Cd, Pb และ Ni ได้น้อย
ออกซิเดชั่นเคมี (chemical oxidation)	COD	ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยคงตัวสูง แต่ใช้สารเคมีปริมาณสูง แต่สามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้อย่างสมบูรณ์
การแลกเปลี่ยนไอออน (ion exchange)	COD	สามารถบำบัดค่า COD ได้สูงกว่า 10-70 เปอร์เซ็นต์ และสามารถบัดโลหะหนักได้บ้างเล็กน้อย
วัสดุดูดซับ (adsorption)	BOD_5, COD	สามารถบำบัดค่า COD ได้สูงกว่า 30-70 เปอร์เซ็นต์ เมื่อผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยระบบชีวภาพ หรือ เคมี
ออสโมซิสผันกลับ (reverse osmosis)	TDS	สามารถบำบัดค่า TDS ได้สูงกว่า 90-96 เปอร์เซ็นต์

ที่มา : Vesilind และคณะ (2002)

ตารางที่ 1-5 การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัย	ประสิทธิภาพ	อ้างอิง
บำบัดน้ำทิ้งจากโรงงานฟอกย้อมผ้า และด้าย ด้วยปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดสี และสารอินทรีย์	การบำบัดสีทุกโทนสี คือ ดำ แดง ม่วง น้ำตาลอ่อน พบว่าสีโทนม่วงสามารถบำบัดได้สูงกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ เมื่อใช้ H_2O_2 เท่ากับ5.88 มิลลิโมลาร์	วุฒิ วิพันธ์พงษ์, 2543
ศึกษาการบำบัดสีจากน้ำชะมูลฝอยด้วย ถ่านกัมมันต์เมล็ดมะขาม และถ่านกัมมันต์จากท้องตลาด	ถ่านกัมมันต์จากเมล็ดมะขาม 0.5 กรัม พีเอช 8 เวลาสัมผัส 90 นาที มีประสิทธิภาพการกำจัดสีดีที่สุด 58.68 - 61.78 เปอร์เซ็นต์ ส่วนถ่านกัมมันต์จากท้องตลาด มีค่า 92.81-92.08 เปอร์เซ็นต์	ธเรศ ศรีสถิต, 2544
บำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยระบบไร้อากาศ เพื่อศึกษาอิทธิพลของระยะเวลากักเก็บ การหมุนเวียนน้ำทิ้ง ต่อการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป BOD_5 และCOD	การเพิ่มระยะเวลากักเก็บ ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบสูงขึ้น ส่วนการหมุนตะกอนทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดต่ำลง ที่ระยะเวลากักเก็บ 10 วัน สามารถบำบัดค่า BOD_5 ได้สูง 72 เปอร์เซ็นต์	ปิยะ พานิชปฐม, 2544
บำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยระบบตะกอนเร่ง และแผ่นหมุนชีวภาพเมื่อน้ำเข้าระบบมีค่า COD 2,500 มิลลิกรัมต่อลิตร ด้วยอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกัน	เมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2.6 $kg/m_3/day$ และการหมุนเวียนตะกอน 75 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการบำบัดดีโดยการบำบัดค่า COD, BOD_5, SS เท่ากับ 40, 94 และ76 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	สาทร ชิงชนะ, 2544
บำบัดน้ำชะมูลฝอยคงตัวโดยใช้โอโซนน้ำชะมูลฝอยมีค่า COD เริ่มต้น 3,076 มิลลิกรัมต่อลิตร	โอโซนสามารถบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยได้ เมื่อใช้โอโซน 215 มิลลิกรัมต่อลิตร และสี 83.68 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งเพิ่มค่า BOD_5/COD จาก 0.047 เป็น 0.084	นวพรรษ ลักขณานุรักษ์, 2545
ศึกษาการบำบัดตะกั่ว และปรอทในน้ำชะมูลฝอยด้วยเกล็ดโคโตซานจากเปลือกกุ้ง	พบว่าไคโตซานประมาณ 20 g/L สามารถบำบัดโลหะหนักทั้ง 2 ชนิดได้ 94.0±01, 95.27±0.07 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	จารุรัตน์ เชาว์เลิศ, 2546
การบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับกระบวนการตกตะกอน	การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับการตกตะกอนด้วยแคลเซียมออกไซด์สามารถบำบัดค่า COD ได้ 86-99 เปอร์เซ็นต์	จิรวรรณ ศรีโยม, 2547

ตารางที่ 1-5 (ต่อ) การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัย	ประสิทธิภาพ	อ้างอิง
บำบัดน้ำชะมูลฝอยคงตัวที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นมาแล้วด้วย UV และ H_2O_2	เมื่อพีเอชมีค่า 3-7 มีประสิทธิภาพการบำบัดค่า TOC และ COD ใกล้เคียงกัน ส่วนเมื่อพีเอชเพิ่มขึ้นประสิทธิภาพการบำบัดจะด้อยลง เมื่อใช้ H_2O_2 122 มิลลิโมลาร์ ร่วมกับแสง 180 โวลล์ จะบำบัดค่า TOC และ ค่า COD ได้ 80 และ87 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	เจษฎา ถาวรศักดิ์, 2547
บำบัดน้ำชะมูลฝอย โดยถังไร้อากาศแบบแผ่นกั้น เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD, BOD_5, SS ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์แตกต่างกัน	อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ลดลง ทำให้ประสิทธิภาพบำบัดเพิ่มขึ้น โดยที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.1513 m^3/m^2/วัน จะสามารถบำบัดค่า COD, BOD_5 และ SS ได้ 77.61, 86.13, 84.84 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	บัญชา ขุนสูงเนิน, 2547
บำบัดสีโรงงานสิ่งทอด้วย H_2O_2 สังเคราะห์ และน้ำทิ้งกระบวนการฟอกย้อม ณ สภาวะความเป็นกรดด่าง อุณหภูมิ และความเข้มข้นของ เฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) แตกต่างกัน	H_2O_2 มีค่า 117. 76 มิลลิโมลาร์ กับ Fe^{2+} ต่อเปอร์ออกไซด์ 1:10 พีเอช 3 อุณหภูมิ 40 องศาเซลเซียส สามารถบำบัดสี Reactive dyes, remazol carbon RGB(RC), สี remasol gold yellow RGB (RY) ได้ 88, 73 และ 64 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	ตุลวิทย์ สถาปนจารุ และคณะ, 2548
บำบัดน้ำโรงงานสี ด้วยสารตกตะกอน และปฏิกิริยาเฟนตัน เพื่อศึกษาผลของพีเอช อุณหภูมิ และเวลาในการเกิดปฏิกิริยาต่อการบำบัดค่า COD	การตกตะกอนด้วยสารส้ม และโพลิเมอร์ช่วยลดเวลาการตกตะกอนเพิ่มการบำบัดสี และลดปริมาณการใช้เฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ส่วนการทำเฟนตัน 2 ขั้นตอน ไม่มีความคุ้มทุน	Lin and Lo., 1997
ใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียจากการทำอาหารที่มีค่า COD เริ่มต้น 5,090 มิลลิกรัมต่อลิตร	การใช้ปฏิกิริยาเฟนตัน ณ พีเอช 3 เมื่อใช้ H_2O_2 เท่ากับ 10 กรัมต่อลิตร และ Fe^{2+}: H_2O_2 เท่ากับ 1:5 สามารถบำบัดค่า TOC ได้ 66.4 เปอร์เซ็นต์ ค่า COD 87.3 เปอร์เซ็นต์รวมทั้งสามารถเพิ่มค่า BOD_5/COD 0.27 เป็น 0.63	Guedes *et al*., 2000
การบำบัดโดยใช้ เฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) ร่วมกับโฟโตเฟนตัน เพื่อเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพในรูปของ BOD_5/COD	เฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) 0.17 มิลลิโมลาร์ กับ H_2O_2 58.82 มิลลิโมลาร์ (เฟนตัน) และ 88.23 มิลลิโมลาร์ (โฟโตเฟนตัน) เหมาะสมในการบำบัดค่า COD, TOC และสี BOD_5/COD เพิ่มขึ้นจาก 0.13-0.37 หรือ 0.42	Morais and Zomora, 2005

ตารางที่ 1-5 (ต่อ) การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัย	ประสิทธิภาพ	อ้างอิง
บำบัดน้ำทิ้งชุมชนต่างๆ เมื่อค่า COD 1,750-3,323 มิลลิกรัมต่อลิตร ด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และตกตะกอน	การตกตะกอนสามารถบำบัดค่า COD ได้ 63 เปอร์เซ็นต์ และสี 44 เปอร์เซ็นต์ การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับการตกตะกอนสามารถบำบัดค่า CODได้ 90เปอร์เซ็นต์ และสี 100 เปอร์เซ็นต์	Badawy and Ali, 2006
บำบัดน้ำชะมูลฝอยคงตัว ด้วย Sequencing Batch Biofilter Granular Reactor (SBBGR) ร่วมกับ โอโซน และปฏิกิริยาเฟนตัน	การใช้ SBBGR สามารถบำบัดค่า COD ได้ 80 เปอร์เซ็นต์ ส่วนโอโซน และปฏิกิริยาเฟนตันสามารถบำบัดค่า COD ได้ 83 เปอร์เซ็นต์ และ 85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	Iaconi *et al*., 2006
การบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยใช้วิธีผสมผสาน (Fe^{2+}/H_2O_2, O_3/ H_2O_2) และใช้แสงร่วมด้วย (UV/ O_3, UV/ H_2O_2, UV/O_3/ H_2O_2, photo-Fenton oxidation)	ประสิทธิภาพบำบัดทั้งหมดประมาณ 40- 89 เปอร์เซ็นต์ โดยการใช้สารตกตะกอนร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตัน สามารถบำบัดค่า COD ได้ 69-90 เปอร์เซ็นต์ และประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD จะเพิ่มเป็น 98 เปอร์เซ็นต์ เมื่อใช้ร่วมกับระบบตะกอนเร่ง	Kurniawan *et al*., 2006c
บำบัดน้ำโรงงานสิ่งทอที่มีสี Procion H-ex1 ด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับการศึกษาผลของ H_2O_2, Fe^{2+} และแสง UV	ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดค่า TOC จาก 49.5 ลงเป็น 35.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ในเวลา 10 ชม.รวมทั้งยังสามารถเพิ่มค่า BOD_5/COD จาก 0.11 เป็น 0.55 ส่วน โฟโตเฟนตันสามารถบำบัดค่า TOC จาก 39.7 เป็น 11.4 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า BOD_5/COD เพิ่มจาก 0.11 เป็น 0.72	Ntampegliotis *et al*., 2006
บำบัดน้ำชะมูลฝอยจากตะกอนน้ำเสีย และมูลฝอยชุมชนด้วยกระบวนการออกซิเดชั่นเคมีหลายๆ แบบ	การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันที่มี $[H_2O_2]$/[COD] คงที่ 1 $[Fe^{2+}]$ /[COD] 0.1 สามารถค่า BOD_5 ในตะกอนน้ำเสีย 77 และ 90 เปอร์เซ็นต์ โดยบำบัดค่า COD ในน้ำชะมูลฝอยได้ 77 และ 98 เปอร์เซ็นต์	Trujillo *et al*., 2006
การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และ โฟโตเฟนตันเพื่อศึกษาการบำบัดสี และสารอินทรีย์โดยติดตามผลของ H_2O_2, Fe^{2+}, Cu^{2+}, UV โดยมีค่า COD เริ่มต้น 3,300-4,400 มิลลิกรัมต่อลิตร	ประสิทธิภาพการบำบัดรวมทั้งหมดมีค่า 30-77 เปอร์เซ็นต์ โดย โฟโตเฟนตัน>เฟนตันเสมือน >เฟนตัน> UV ซึ่งโฟโตเฟนตันสามารถบำบัดค่า COD 49-78 เปอร์เซ็นต์	Primo *et al*., 2007

ตารางที่ 1-5 (ต่อ) การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัย	ประสิทธิภาพ	อ้างอิง
การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยโดยการเติมอากาศ, ถ่านกัมมันต์, การตกตะกอน และปฏิกิริยาเฟนตัน	การเติมอากาศสามารถบำบัดกรดอินทรีย์ระเหยง่าย และแอมโมเนียได้ 33 เปอร์เซ็นต์ และ 84 เปอร์เซ็นต์ ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดค่า COD ได้ 86 เปอร์เซ็นต์รวมทั้งสามารถเพิ่มค่า BOD_5/COD ได้	Gotvajn *et al*., 2009
บำบัดน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมสิ่งพิมพ์ ด้วยสารตกตะกอนและปฏิกิริยาเฟนตันต่อการบำบัดค่า COD ในน้ำทิ้งเริ่มต้น 4,350-5,200 มิลลิกรัมต่อลิตร	การใช้สารตกตะกอน และปฏิกิริยาเฟนตัน สามารถบำบัดค่า COD SS และสี ได้ 92.4,87.2 และ86.4 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยหลังทำปฏิกิริยา 30 นาที และการใช้สารตกตะกอน 2 ชนิด คือ PAC และเฟอร์ริกซัลเฟต สามารถบำบัดค่า COD และสี ได้ 93, 100 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	Ma and Xia, 2009
บำบัดน้ำชะมูลฝอยคงตัว ด้วยการใช้สารตกตะกอน ปฏิกิริยาเฟนตัน และกรองชีวภาพ เมื่อน้ำชะมูลฝอยมีค่า COD เริ่มต้น 600-700 มิลลิกรัมต่อลิตร	การใช้ poly ferric sulfate ร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตัน สามารถบำบัดค่า COD ได้ 66.67 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ เมื่อ พีเอชเท่ากับ 5 ณ เวลาการเกิดปฏิกิริยา 3 ชม(H_2O_2 เท่ากับ 5.4 มิลลิโมลาร์)	Wang *et al*., 2009

4. น้ำหมักชีวภาพ

น้ำหมักชีวภาพ หรือ จุลินทรีย์ประสิทธิภาพ (Effective Microorganisms, EM) ถูกค้นพบโดย ศาสตราจารย์ ดร.เทรูโอะ ฮิงะ ภาควิชาพืชสวน มหาวิทยาลัยริวกิว เมืองโอกินาวา ประเทศญี่ปุ่น ซึ่งได้ศึกษาแนวคิดเรื่อง "ดินมีชีวิต" ของท่านโมกิจิ โอกะดะ (พ.ศ. 2425-2498) บิดาแห่งการเกษตรธรรมชาติของโลก โดยเมื่อปี พ.ศ. 2478 ท่านโมกิจิ โอกาดะได้ริเริ่มทำการเกษตรในแนวความคิดพื้นฐานที่ว่า หากการทำงานของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในดินเป็นไปตามธรรมชาติโดยทั่วไปแล้ว จะทำให้ดินมีชีวิตมีความสมบูรณ์สามารถเพิ่มผลผลิตขึ้นได้หลายเท่า ดร.ฮิงะ เริ่มค้นคว้าทดลองตั้งแต่ปี พ.ศ. 2510 และค้นพบกลุ่มจุลินทรีย์ประสิทธิภาพ เมื่อปี พ.ศ. 2526 โดย ดร.ฮิงะ ได้ศึกษาวิจัยค้นคว้าทดลองการทำงานของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ตามธรรมชาติทั่วไป ซึ่งพบว่ามีกลุ่มจุลินทรีย์หลักอยู่ร่วมกันกว่า 5 วงศ์ 10 สกุล 80 ชนิด มีทั้งชนิดใช้อากาศ (aerobic bacteria) และไม่ใช้อากาศ (anaerobic bacteria) โดยจะแลกเปลี่ยนอาหารซึ่งกัน และกันทำให้เกิดความสมดุล (สุพรชัย มั่งมีสิทธิ์, 2547; อานัฐ ตันโช, 2549; Higa and Chinen, 1998)

4.1 ลักษณะการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ตามธรรมชาติ

1. กลุ่มที่ทำให้เกิดผลดี (probiotic) มีอยู่ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ ของจุลินทรีย์ทั้งหมด หากในธรรมชาติมีจุลินทรีย์นี้มากกว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่ทำให้เกิดผลเสีย ภาวะสร้างสรรค์จะเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง และถาวรเพราะจุลินทรีย์กลุ่มกลางจะมาสนับสนุนภาวะดังกล่าว

2. กลุ่มที่เป็นกลาง (normal flora) จะเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีมากที่สุด ประมาณ 80 เปอร์เซ็นต์ ของจุลินทรีย์ทั้งหมดเป็นจุลินทรีย์ที่สนับสนุนกลุ่มที่มีมากกว่าให้เกิดสภาวะนั้น

3. กลุ่มจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดผลเสีย (pathogenic microorganism) เป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดโรคมีประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ของกลุ่มจุลินทรีย์ทั้งหมดถ้ากลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มนี้มีมากกว่ากลุ่มดี สภาวะที่ไม่พึงปรารถนาก็จะเกิดขึ้น เช่น เกิดโรคต่างๆ

4.2 ลักษณะทั่วไปของน้ำหมักชีวภาพ

น้ำหมักชีวภาพ เป็นของเหลวหมัก สีน้ำตาล กลิ่นหอมเปรี้ยวอมหวาน เกิดจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มต่างๆ สามารถช่วยปรับสภาพความสมดุลของสิ่งมีชีวิตในสิ่งแวดล้อม สามารถนำไปเพาะขยายพันธุ์ได้ง่าย การขยายให้จุลินทรีย์เพิ่มจำนวนสามารถทำได้โดยการเติมอาหารตามธรรมชาติเช่น น้ำตาล รำข้าว และสารประกอบอื่นๆ

4.3 องค์ประกอบของน้ำหมักชีวภาพ

กลุ่มที่ 1 กลุ่มจุลินทรีย์เชื้อราที่มีเส้นใย (filamentous fungi) ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ ทำงานได้ดีในภาวะที่มีออกซิเจน ทนความร้อนได้ดี จุลินทรีย์ในกลุ่มนี้ ได้แก่ *Penicillum* spp. *Trichoderma* spp. และ *Aspergillus* spp.

กลุ่มที่ 2 จุลินทรีย์สังเคราะห์แสง (photosysthetic microorganisms) ทำหน้าที่สังเคราะห์สารอินทรีย์ให้แก่ดิน เช่น ธาตุไนโตรเจน กรดอะมิโน น้ำตาล ฮอร์โมน และอื่นๆ ทำงานสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกันกับจุลินทรีย์ Azotobacter ได้แก่ *Chlorobium* spp. *Chromatium* spp และ *Rhodospirillum* spp.

กลุ่มที่ 3 จุลินทรีย์ที่ใช้ในการหมัก (zymogenic or fermented microorganisms) ทำหน้าที่ย่อยสลายแบบหมัก และแบบสังเคราะห์แสง (fermentation and synthetic microorganisms) เป็นหัวเชื้อในการผลิตปุ๋ยหมัก และ กระตุ้น Azotobacter และ mycorrhizae ป้องกันโรคและแมลงศัตรูพืช จุลินทรีย์หลัก ได้แก่ Ray fungi (actinomycetes) ยีสต์ (yeast) เช่น *Streptomyces* spp. *Saccharomyces* spp

กลุ่มที่ 4 จุลินทรีย์ตรึงธาตุไนโตรเจน (nitrogen-fixing microorganisms) ทำหน้าที่ตรึงไนโตรเจนในอากาศสู่ดิน มีทั้งพวกที่เป็นสาหร่าย และพวกแบคทีเรีย ผลิตสารที่เป็นประโยชน์ต่อการเจริญเติบโตของพืช เช่น โปรตีน กรดอะมิโน กรดอินทรีย์ แป้ง น้ำตาล กรดไขมัน ฮอร์โมน วิตามิน จุลินทรีย์กลุ่มนี้ส่วนใหญ่ ได้แก่ *Azotobacter* spp. *Anabaena* spp. และ *Rhizobium* spp.

กลุ่มที่ 5 จุลินทรีย์ที่สร้างกรดแลกติก (lactic acid bacteria) มีประสิทธิภาพในการต่อต้านเชื้อราและแบคทีเรียที่เป็นโทษ จุลินทรีย์พวกนี้ส่วนใหญ่ไม่ใช้อากาศ (anaerobic microorganisms) จุลินทรีย์กลุ่มนี้ส่วนใหญ่ ได้แก่ *Lactobacillus* spp. เป็นหลัก

4.4 ประโยชน์ของอีเอ็ม

4.4.1 ด้านการเกษตร

- ช่วยปรับสภาพความเป็นกรด-ด่างในดินและน้ำ
- ช่วยแก้ปัญหาแมลงศัตรูพืช และโรคระบาดต่างๆ
- ช่วยย่อยสลายอินทรีย์วัตถุ ดินร่วนซุย อุ้มน้ำ และอากาศผ่าน เพื่อให้พืชดูดซึมไปเป็นอาหารได้ดี

4.4.2. ด้านปศุสัตว์

- กำจัดกลิ่นเหม็นจากฟาร์มปศุสัตว์ได้ภายในเวลา 24 ชั่วโมง
- กำจัดน้ำเสียจากฟาร์มได้ภายใน 1-2 สัปดาห์
- กำจัดแมลงโดยตัดวงจรชีวิตของหนอนแมลงวันไม่ให้เข้าดักแด้เกิดเป็นแมลงวัน

4.4.3. ด้านประมง

- ช่วยควบคุมคุณภาพน้ำในบ่อเลี้ยงสัตว์น้ำได้
- ช่วยรักษาโรคแผลต่างๆ ในปลา กบ จระเข้ ได้
- ช่วยลดปริมาณขี้เลนในบ่อและสามารถนำไปผสมเป็นปุ๋ยหมักต่างๆ

4.4.4. ด้านสิ่งแวดล้อม

- ช่วยปรับสภาพเศษอาหารจากครัวเรือนให้กลายเป็นปุ๋ย
- ช่วยดับกลิ่นจากกองมูลฝอย
- ใช้ในการบำบัดคุณภาพน้ำ

น้ำหมักชีวภาพนิยมใช้ในการบำบัดน้ำเสียหลายประเภท (สุพรชัย มั่งมีสิทธิ์, 2547) โดยในบางการศึกษาพบว่าน้ำหมักชีวภาพ สามารถบำบัดคุณภาพน้ำได้ ดังเช่นการใช้บำบัดน้ำ

ทิ้งโรงพยาบาล และฟาร์มสุกร แต่น้ำทิ้งแหล่งอื่นๆ รวมทั้งในน้ำชะมูลฝอยยังขาดการรายงาน ดัง (ตารางที่ 1-6)

ตารางที่ 1-6 การใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ

ประเภทน้ำเสีย	ประสิทธิภาพการบำบัด	อ้างอิง
ฟาร์มสุกร	การใช้น้ำหมักชีวภาพสามารถบำบัดค่า COD ได้สูง 91 เปอร์เซ็นต์	สมชัย จันทร์สว่าง และคณะ, 2537
การเพาะเลี้ยงปลาดุก	น้ำทิ้งจากการเลี้ยงปลาดุก ในระบบหมุนเวียนน้ำกึ่งปิดน้ำหมักชีวภาพไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลง พีเอช, ออกซิเจน BOD_5, แอมโมเนีย, ไนไตรท์, ไนเตรท, ออร์โธฟอสเฟต, ซัลไฟด์, สารแขวนลอย และคลอโรฟิลเอ อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p>0.05$) รวมไปถึงไม่มีผลต่ออัตราการเจริญเติบโต และรอดตาย	ยนต์ มุสิก และคณะ, 2539
สวนส้ม	ใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำสวนส้ม ติดตามค่า พีเอช, conductivity, Na, SO_4, Hardness, Alkalinity, NH_3-N, NO_2-N, NO_3-N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cr, Pb, Cl, Cd และ Cr พบว่าน้ำหลังเติมน้ำหมักชีวภาพพีเอชมีค่าลดต่ำลง อย่างมีนัยสำคัญยิ่งทางสถิติ ($p<0.01$) และค่า NH_3-N เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$) ส่วนค่า COD , BOD, TSS, Total coliform ยังคงไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐาน	เสาวนีย์ สุนทรพิทักษ์ และคณะ, 2539
โรงพยาบาล	น้ำหมักชีวภาพสามารถลดสารแขวนลอย น้ำมัน และไขมัน รวมทั้งตะกอนหนักได้ 11.77, 11.89, 10.88 และ50 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งกลิ่นได้ดีแต่ไม่สามารถบำบัดค่า BOD_5 ได้	สมศักดิ์ นุกูลอุดมพาณิชย์, 2543
คูรองรับน้ำ	น้ำหมักชีวภาพสัดส่วน 1:4600 ในถังทดลองสามารถลดค่า BOD_5 ได้ 15.06 เปอร์เซ็นต์ ขณะที่ชุดควบคุมลดค่า BOD_5 ได้ 5.02 เปอร์เซ็นต์ น้ำหมักชีวภาพมีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ต่ำ	นัยนา ศรีชัย และคณะ, 2547
การเพาะเลี้ยงกุ้ง	การใช้จุลินทรีย์ โปรไบโอติก หรือ direct fed microorganisms สามารถช่วยบำบัดน้ำ และตะกอนเลน การเกิดรวมทั้งยังส่งเสริมการเจริญเติบโตเมื่อใช้ผสมกับอาหารกุ้ง	สุบัณฑิต นิ่มรัตน์ และคณะ, 2550
น้ำทิ้งเศษอาหาร	การใช้น้ำหมักชีวภาพสามารถบำบัด 4 ชนิด สามารถบำบัดไขมันและน้ำมันน้ำทิ้งบ้านเรือนได้ 99.36, 91.41, 87.9 และ 85.91 เปอร์เซ็นต์	Siripornadulsil and Labteephanao, 2551
ชุมชน	น้ำหมักชีวภาพไม่สามารถบำบัดค่า BOD_5 และตะกอนได้ รวมทั้งยังทำให้พีเอชสูงขึ้น	Symanski and Patterson, 2003

5.การใช้เทคนิคฟลูออเรสเซนต์ในการตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ

Fluorescence spectroscopy เป็นเทคนิคที่นำมาใช้ในการหาลักษณะแหล่งกำเนิดสารอินทรีย์ในทะเล สิ่งมีชีวิตในน้ำ และดิน ซึ่งเทคนิคการใช้ฟลูออเรสเซนต์มีหลายรูปแบบ ดังนี้

5.1 Conventional fluorescence spectroscopy

เป็นเทคนิคที่มีการเจาะจงความยาวคลื่นกระตุ้น (excitation wavelength, λ_{ex}) ที่ได้ผลสแกนความยาวคลื่นที่คายพลังงาน (emission wavelength, λ_{ex}) เทคนิคนี้เป็นเทคนิคที่ง่าย และมีข้อจำกัดน้อยสามารถใช้เป็นเครื่องมือวัดได้โดยตรง

5.2 Synchronous fluorescence spectroscopy

เป็นการสแกนทั้งความยาวคลื่นกระตุ้น (excitation wavelength) และ ความยาวคลื่นคายพลังงาน (emission wavelength) ในเวลาเดียวกันโดยให้ความแตกต่างของความยาวคลื่น ($\Delta\lambda$) ระหว่างความยาวคลื่นที่ใช้กระตุ้น (excitation wavelength) และ ความยาวคลื่นคายพลังงาน (emission wavelength) คงที่แล้วจดบันทึกค่าความเข้มข้นของการคายแสง (intensity emission) หรือค่าความเข้มข้นของการกระตุ้น (intensity excitation)

5.3 Fluorescence Excitation-Emission Matrices (FEEM)

เป็นเทคนิคที่ได้มาจากการสแกน Synchronous ช้าๆ หลายครั้งแต่จะเร็วกว่าโดยมีกระบวนการตรวจวัดอย่างชัดเจน และตรงเป้าหมายข้อมูลทางเทคนิค FEEM จะอยู่ในรูปของ fluorescence contour plot ซึ่งจุดสูงสุดของความชัน (peck) ของ contour plot สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการแยกความแตกต่างของตัวอย่างที่มาจากแหล่งเดียวกัน ทำให้สามารถบ่งบอกกลุ่มชนิดสารอินทรีย์ที่ละลายในน้ำจากการอ่านค่า FEEM peck intensity (นัดดา โปดำ, 2550)

5.3.1 การประยุกต์ใช้เทคนิค Fluorescence Excitation-Emission Matrices (FEEM)

เป็นเทคนิคที่ใช้กันในการจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ กระบวนการบำบัดน้ำเสียและแหล่งน้ำอื่นๆ และนิยมใช้กันอย่างแพร่หลายเพื่อจำแนกลักษณะสารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM) สารอินทรีย์แขวนลอยทั้งในน้ำ และในดินที่ความเข้มข้นค่อนข้างต่ำ โดยสามารถนำมาประยุกต์ใช้ได้ทั้งในน้ำจืด และน้ำทะเล (Chen *et al*., 2003) DOM เป็นสารอินทรีย์อะโรมาติกขนาดใหญ่ มวลโมเลกุลสูง (Shouliang, 2008) และพบว่าเป็นปัญหาสำคัญในกระบวนการผลิตน้ำประปา เนื่องจากในกระบวนการเติมคลอรีน (chlorolization) สารที่เป็น DOM เหล่านี้จะทำปฏิกิริยาได้ผลิตภัณฑ์ที่ไม่ต้องการ (disinfection by-products, DBPs) จำพวกไตรฮาโลมีเทน

(trihalomethanes) และฮาโลอะซิติดแอซิด (haloacetic acids) ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็ง (Janhom *et al*., 2009) ซึ่งการหาค่ากลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำชะมูลฝอยโดยเทคนิค FEEM ถูกนำมาใช้เพื่อจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์บางกลุ่ม หลังการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยกระบวนการต่างๆ อีกวิธีการหนึ่ง

วัตถุประสงค์

1. เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด
2. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ประเมินศักยภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย
2. ทราบปริมาณการใช้สารเคมีในปฏิกิริยาเฟนตัน เพื่อการบำบัดน้ำชะมูลฝอย
3. ได้แนวทางวิธีการใช้น้ำหมักชีวภาพ และปฏิกิริยาเฟนตันเพื่อการประยุกต์ใช้บำบัดน้ำชะมูลฝอยแหล่งอื่นๆ ในประเทศไทย

ขอบเขตการวิจัย

การวิจัยในครั้งนี้ทำในห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) ซึ่งการทดลองทั้งหมดแบ่งออกเป็น 3 การทดลอง คือ

การทดลองที่ 1 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่

โดยประเมินประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอย แบบบ่อปรับเสถียรของเทศบาลนครหาดใหญ่ที่ประกอบไปด้วย แอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 และบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 โดยติดตามค่า COD BOD_5 Conductivity พีเอช ร่วมกับปริมาณการเปลี่ยนแปลงปริมาณของกลุ่มจุลินทรีย์ กลุ่มแบคทีเรียทั้งหมด แลกติกแบคทีเรีย ยีสต์ และรา

การทดลองที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในห้องปฏิบัติการ โดยใช้น้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด คือ น้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อคิวเซ และน้ำหมักชีวภาพจากเทศบาลนครหาดใหญ่ สัดส่วน 0.4, 0.5, 0.6 (ปริมาตร/ปริมาตร) และชุดควบคุม ติดตามค่า COD BOD_5 Conductivity FEEM

พีเอช และปริมาณการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มจุลินทรีย์ 4 กลุ่ม คือ แบคทีเรียทั้งหมด แลกติกแบคทีเรีย ยีสต์ และรา รวมทั้งผลการให้คะแนนระดับความพึงพอใจของกลิ่น และสี

การทดลองที่ 3 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และเฟนตัน+(UV-254) โดยติดตามค่า COD BOD_5 FEEM โลหะหนัก และผลการให้คะแนนระดับความพึงพอใจของกลิ่น และสี

บทที่ 2

วิธีการวิจัย

1. วัสดุ อุปกรณ์ และ สารเคมี

1.1 ตัวอย่างน้ำเสีย

การวิจัยในครั้งนี้นำตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยมาจาก หลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ อ. หาดใหญ่ จ. สงขลา โดยทำการเก็บน้ำตัวอย่างจากแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย ระหว่างเดือนพฤศจิกายน 2551 ตุลาคม พ.ศ. 2552 ครั้งละ 60 ลิตร จำนวน 6 ครั้ง หลังจากนั้นจึงเก็บน้ำตัวอย่าง ไว้ที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส จนกว่าทดลอง โดยก่อนทดลองต้องวิเคราะห์คุณสมบัติของน้ำ (ตารางที่ 2-1)

1.2 น้ำหมักชีวภาพ

น้ำหมักชีวภาพที่ใช้ในการทดลองนี้มี 2 ชนิด คือ น้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพที่ผลิตเองจากเทศบาลนครหาดใหญ่ (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ก)

1.3 พารามิเตอร์ที่ตรวจวัด

พารามิเตอร์ที่ต้องการตรวจวัดน้ำชะมูลฝอย และน้ำหมักชีวภาพ (ตารางที่ 2-1) โดยจะทำการตรวจวัดทุกครั้งหลังจากเก็บน้ำตัวอย่างและเริ่มชุดการทดลอง

ตารางที่ 2-1 พารามิเตอร์ที่ตรวจวัด

พารามิเตอร์	เครื่องมือ/อุปกรณ์	วิธีอ้างอิง
Color (unit)	UV-Visible Spectrophotometers	APHA, AWWA and WEF, 2005 (5910a)
Temperature (°C)	Thermometer	APHA, AWWA and WEF, 2005 (2550)
pH	pH meter	APHA, AWWA and WEF, 2005 (4500)
Conductivity (mS/cm)	Conductivity meter	APHA, AWWA and WEF, 2005 (2510)
BOD_5 (mg/L)	5 Day BOD_5 Test	APHA, AWWA and WEF, 2005 (5210)
TCOD (mg/L)	Closed reflux, Titration Method	APHA, AWWA and WEF, 2005 (5220)
FEEM	Spectrofluorometer	(Baker and Curry, 2004)
คุณสมบัติทางจุลชีววิทยา	Selective media	ภาควิชาจุลชีววิทยา (2541)
การทดสอบทางประสาทสัมผัส	5-point hedonic scale test	ไพโรจน์ วิริยจารี (2535)

1.4 เครื่องมือและอุปกรณ์

1) แกลลอนเก็บน้ำตัวอย่างขนาด 30 ลิตร จำนวน 8 ใบ

2) ขวดโพลีเอทธิลีนขนาด 1 ลิตร จำนวน 10 ใบ

3) ชุดถังปฏิกิริยาพลาสติก ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 25 เซนติเมตร สูง 30 เซนติเมตร (ปริมาตร 7,000 มิลลิลิตร) จำนวน 21 ถัง

4) เครื่องชั่งทศนิยม 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ Mettler Toledo รุ่น AB 204

5) เครื่องวัดความเป็นกรดด่าง (pH meter) ยี่ห้อ Wissenschaftlich Technische Werkstatten รุ่น pH 526

6) เครื่อง UV-visible spectrophotometer ยี่ห้อ Shimadzu รุ่น 1601

7) เครื่อง spectrofluorometer ยี่ห้อ jascow รุ่น FP-750

8) ชุดถังปฏิกิริยาพลาสติกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 25 เซนติเมตร สูง 30 เซนติเมตร (ปริมาตร 7,000 มิลลิลิตร) จำนวน 12 ถัง

9) ชุดกรองสุญญากาศ (vacuum pump) ยี่ห้อ GAST รุ่น 0296

10) แผ่นกรองใยแก้ว GF/C และ GF/F (Whatman)

11) เครื่อง Touch mixer ยี่ห้อ Fisher Scientific รุ่น 231

12) อ่างควบคุมอุณหภูมิ (water bath) ยี่ห้อ Helo รุ่น SBD-50-BIO-1

13) หม้อนึ่งความดันไอ (autoclave) ยี่ห้อ Tommy รุ่น SS-325

14) ตู้อบ (hot air oven) ยี่ห้อ Contherm รุ่น 240M

15) ตู้ดูดความชื้น (desiccator) ยี่ห้อ Sanplatee

16) ตู้บ่มบีโอดี (BOD incubator)

17) เครื่องแก้วชนิดต่าง ๆ ได้แก่ บีกเกอร์ บิวเรตต์ ปิเปต ขวดรูปชมพู่ ขวดปรับปริมาตร

1.5 สารเคมี

1) สารละลายไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ความเข้มข้น 30 % (ปริมาตร/ปริมาตร)

2) สารละลายเฟอร์รัสซัลเฟตเฮปตะไฮเดรต ($FeSO_4.7H_2O$)

3) สารละลายกรดซัลฟูริก (H_2SO_4)

4) สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH)

5) สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์ BOD_5

6) สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์ COD

7) น้ำกลั่นชนิด deionized และชนิด reverse osmosis

2. สถานที่ศึกษาวิจัย

ดำเนินการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) ณ คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ตำบลคอหงส์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

3. วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่

โดยการเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยแบบจ้วง (Grap sampling) ปริมาตร 1 ลิตร ด้วยขวดโพลีเอทิลีน จากจุดปล่อยน้ำชะมูลฝอยออกในแต่ละบ่อ ของระบบบำบัดซึ่งแบ่งออกเป็น แอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 และบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 ติดต่อกันเป็นระยะเวลา 8 วันระหว่างวันที่ 16-23 สิงหาคม พ.ศ. 2551 โดยตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ติดตามค่า COD, BOD_5, BOD_5/COD , pH, Conductivity และค่า ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ 3 กลุ่มคือ กลุ่มแลกติกแบคทีเรีย กลุ่มยีสต์-รา และกลุ่มแบคทีเรียทั้งหมด (ดังรายละเอียด ภาคผนวก จ)

3.2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยน้ำหมักชีวภาพในห้องปฏิบัติการ

1. นำน้ำชะมูลฝอย 5,000 มิลลิลิตร เติมลงในถังพลาสติก 25 เซนติเมตร สูง 30 เซนติเมตร (ปริมาตรสุทธิ 7,000 มิลลิลิตร)

2. เติมน้ำหมักชีวภาพ คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ ในสัดส่วน 0.4 0.5 และ 0.6 เปอร์เซ็นต์ ความเข้มข้นละ 3 ถัง ตามลำดับ (น้ำหมักชีวภาพ/น้ำชะมูลฝอย ; ปริมาตร/ปริมาตร) โดยมีชุดควบคุม คือ น้ำชะมูลฝอยที่ไม่ได้ทำการเติมน้ำหมักชีวภาพ (โดยไม่มีการเติมอากาศเพื่อให้เกิดสภาวะที่ใกล้เคียงกับในระบบบำบัดจริง)

3. กวนผสมให้เข้ากันแล้วเก็บน้ำตัวอย่างจากถังปฏิกิริยา 10 มิลลิลิตร (โดยนับเป็นวันที่ 0)

4. เก็บน้ำตัวอย่างจากถังปฏิกิริยาวันละ 10 มิลลิลิตร ในวันที่ 1 3 5 7 14 21 25 และวันที่ 30 โดยทำการทดลองเป็นระยะเวลาทั้งสิ้น 30 วันเพื่อติดตามค่า COD, BOD_5, BOD_5/COD, pH, Conductivity, FEEM และ ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ 4 กลุ่มคือ กลุ่มแลกติกแบคทีเรีย กลุ่มยีสต์ กลุ่มรา และกลุ่มแบคทีเรียทั้งหมด (ดังรายละเอียด ภาคผนวก จ)

5. แบ่งน้ำตัวอย่างปริมาตร 50 มิลลิลิตร เพื่อนำไปทดสอบทางประสาทสัมผัสกับอาสาสมัครจำนวน 12 คน (แบบไม่จำเพาะเจาะจง) ซึ่งเป็นวิธีการให้คะแนนความชอบหรือความพึงพอใจ

โดยผู้ทดสอบไม่ต้องได้รับการฝึกฝนด้านการทดสอบทางประสาทสัมผัส (ไพโรจน์ วิริยจารี ,2535) สำหรับการให้ระดับคะแนนความพึงพอใจของกลิ่น และสี (5-Hedonic scoring test) ซึ่งทำการทดสอบความพึงพอใจแบ่งออกเป็น 5 ระดับ ได้แก่ พึงพอใจมากที่สุด พึงพอใจมาก พึงพอใจปานกลาง พึงพอใจน้อย ไม่พึงพอใจ แล้วเปรียบเทียบระหว่างน้ำชะมูลฝอยที่ไม่การบำบัด และน้ำชะมูลฝอยที่มีการเติมน้ำหมักชีวภาพสัดส่วนต่างๆ จากนั้นนำข้อมูลที่ได้ไปทดสอบความแตกต่างทางสถิติวิเคราะห์ความแปรปรวนทางเดียว (one-way ANOVA) ด้วยวิธี least-significant different (LSD) ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

3.3 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยปฏิกิริยาเฟนตัน

3.3.1 การศึกษาสัดส่วนเฟอร์รัส (Fe^{2+}) ที่เหมาะสม

1. นำน้ำชะมูลฝอยปริมาตร 300 มิลลิลิตร (ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟูริก และโซเดียมไฮดรอกไซด์ให้มีค่า 3±0.2) ลงในบีกเกอร์ขนาด 500 มิลลิลิตร

2. กวนน้ำตัวอย่างด้วยเครื่องกวนแม่เหล็กไฟฟ้าที่ความเร็ว 3,000 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 2 นาที จากนั้นจึงเติมสารละลายเฟอร์รัสซัลเฟตเฮปตะไฮเดรตให้มีความเข้มข้นของสารละลายเท่ากับ 0.25 0.5 0.75 1 1.5 และ 2 มิลลิโมลาร์ ตามลำดับ (รายละเอียด ภาคผนวก ช)

3. เติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (30 % ปริมาตร/ปริมาตร) สัดส่วน 100 มิลลิโมลาร์ ปิดล้อมบีกเกอร์ด้วยวัสดุกันแสงรบกวนจากภายนอก ทำปฏิกิริยาเป็นระยะเวลา 60 นาที โดยเก็บตัวอย่างน้ำปริมาตร 10 มิลลิลิตร ณ เวลา 1 30 และ 60 นาที แล้วนำไปกรองด้วยแผ่นกรอง GF/C (Whatman) แล้วจึงวัดการดูดแสงด้วยเครื่อง UV-visible spectrophotometer ระหว่างความยาวคลื่น 400-700 นาโนเมตร

4. เมื่อทำปฏิกิริยาเป็นระยะเวลา 60 นาที จึงหยุดกวนน้ำตัวอย่างแล้วตั้งทิ้งไว้ 2 วัน เพื่อให้ไอออนเหล็กตกตะกอน จากนั้นนำน้ำตัวอย่างส่วนใสปริมาตร 20 มิลลิลิตรไปจุ่มในอ่างควบคุมอุณหภูมิ ณ อุณหภูมิ 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 30 นาที เพื่อกำจัด ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ตกค้าง (Deng and Englehardt, 2009) แล้วจึงนำน้ำตัวอย่างไปหาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่คงเหลือ รวมทั้งค่า COD และ BOD_5

3.3.2 การศึกษาสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสม

1. นำน้ำชะมูลฝอยปริมาตร 300 มิลลิลิตร (ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟูริก และโซเดียมไฮดรอกไซด์ให้มีค่า 3±0.2) ลงในบีกเกอร์ขนาด 500 มิลลิลิตร

2. กวนด้วยเครื่องกวนแม่เหล็กไฟฟ้าที่ความเร็ว 3,000 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 2 นาที จากนั้นเติมสารละลายเฟอร์รัสซัลเฟตเฮปตะไฮเดรตให้มีความเข้มข้นของสารละลายเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ (สัดส่วนที่เหมาะจากการทดลองที่ 3.3.1)

3. เติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (30 % ; ปริมาตร/ปริมาตร) ให้มีความเข้มข้นของสารละลายเท่ากับ 25 50 75 100 150 200 250 และ 300 มิลลิโมลาร์ ปิดล้อมบีกเกอร์ด้วยวัสดุกันแสงรบกวนจากภายนอกทำปฏิกิริยาเป็นระยะเวลา 60 นาที โดยเก็บตัวอย่างน้ำปริมาตร 10 มิลลิลิตร ณ เวลา 1, 30 และ 60 นาที แล้วนำไปกรองด้วยแผ่นกรอง GF/C (Whatman) แล้วจึงหาค่าการดูดแสงด้วยเครื่อง UV-visible spectrophotometer ระหว่างความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร

4. เมื่อทำปฏิกิริยาเป็นเวลา 60 นาที แล้วหยุดกวนน้ำตัวอย่างโดยตั้งทิ้งไว้ 2 วัน เพื่อให้ไอออนเหล็กตกตะกอน จากนั้นนำน้ำตัวอย่างส่วนใสปริมาตร 20 มิลลิลิตรไปจุ่มในอ่างควบคุมอุณหภูมิ ณ อุณหภูมิ 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 30 นาที เพื่อกำจัด ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ตกค้าง จากนั้นจึงนำน้ำตัวอย่างไปหาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่คงเหลือ และค่า COD และ BOD_5 ต่อด้วยแบ่งน้ำปริมาตร 20 มิลลิลิตร เพื่อนำไปหาค่า FEEM โดยกรองด้วยแผ่นกรอง GF/F (Whatman) ที่ผ่านการอบ ณ อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส นาน 1 ชั่วโมง เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ที่รบกวนจากแผ่นกรอง (Baker and Curry, 2004) ต่อจากนั้นจึงนำไปหาค่าการดูดแสงด้วยเครื่อง spectrofluorometer ณ ความยาวคลื่นกระตุ้น 220-450 นาโนเมตร

3.3.3 ประสิทธิภาพการบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และเฟนตัน+UV-254

1. นำน้ำชะมูลฝอยปริมาตร 300 มิลลิลิตร (ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟูริก และโซเดียมไฮดรอกไซด์ให้มีค่า 3±0.2) ลงในบีกเกอร์ขนาด 500 มิลลิลิตร ปิดล้อมบีกเกอร์ด้วยวัสดุกันแสงรบกวนจากภายนอกสำหรับปฏิกิริยาเฟนตัน ส่วนเฟนตัน+UV-254 นั้นมีการใช้แสง UV ชนิด UVC ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร แหล่งกำเนิด 6 วัตต์

2. กวนน้ำตัวอย่างด้วยเครื่องกวนแม่เหล็กไฟฟ้าที่ความเร็ว 3,000 รอบต่อนาที เป็นเวลา 2 นาที จากนั้นจึงเติมสารละลายเฟอร์รัสซัลเฟตเฮปตะไฮเดรตสัดส่วน 0.75 มิลลิโมลาร์ แล้วเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ให้มีความเข้มข้นของสารละลายเท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ (สัดส่วนที่เหมาะจากการทดลองที่ 3.3.2)

3. เก็บตัวอย่างน้ำปริมาตร 10 มิลลิลิตร ณ เวลาทำปฏิกิริยานาทีที่ 1 30 และ 60 นาที กรองด้วยแผ่นกรอง GF/C (Whatman) แล้วนำไปหาค่าการดูดแสงด้วยเครื่อง UV-visible spectrophotometer ระหว่างความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร

4. เมื่อทำปฏิกิริยาเป็นเวลา 60 นาที จึงหยุดกวนน้ำตัวอย่างแล้วตั้งทิ้งไว้ 2 วัน เพื่อให้ไอออนเหล็กตกตะกอน จากนั้นจึงนำน้ำตัวอย่างส่วนใสปริมาตร 20 มิลลิลิตรไปจุ่มในอ่างควบคุมอุณหภูมิ ณ อุณหภูมิ 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 60 นาที เพื่อกำจัด ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซค์ตกค้าง

5. นำน้ำตัวอย่างไปหาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซค์ที่คงเหลือ ค่า COD และ BOD_5 ต่อจากนั้นแบ่งน้ำ 20 มิลลิลิตร เพื่อหาค่า FEEM โดยกรองด้วยแผ่นกรอง GF/F (Whatman) ที่ผ่านการอบ ณ อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส นาน 1 ชั่วโมง เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ที่รบกวนจากแผ่นกรอง (Baker and Curry, 2004) แล้วนำไปหาค่าการดูดแสงด้วยเครื่อง spectrofluorometer ณ ความยาวคลื่นกระตุ้นระหว่าง 220-450 นาโนเมตร

6. แบ่งน้ำตัวอย่างปริมาตร 50 มิลลิลิตร เพื่อทำการทดสอบทางประสาทสัมผัสการให้ระดับคะแนนความพึงพอใจของ กลิ่น และสี (5-Hedonic scoring test) ทำการทดสอบความพึงพอใจแบ่งออกเป็น 5 ระดับ ได้แก่ พึงพอใจมากที่สุด พึงพอใจมาก พึงพอใจปานกลาง พึงพอใจน้อย ไม่พึงพอใจ แล้วเปรียบเทียบระหว่างน้ำชะมูลฝอยที่ไม่บำบัด กับน้ำชะมูลฝอยที่มีการเติมน้ำหมักชีวภาพสัดส่วนต่างๆ จากนั้นนำข้อมูลที่ได้ไปทดสอบค่าความแตกต่างทางสถิติ โดยวิเคราะห์ความแปรปรวนทางเดียว (One-way ANOVA) ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

7. แบ่งน้ำตัวอย่างปริมาตร 10 มิลลิลิตร เพื่อนำไปวิเคราะห์ค่าโลหะหนัก 3 ชนิด คือ โครเมียม (Cr) นิเกิล (Ni) และแคดเมียม (Cd) ด้วยเทคนิค Inductive Coupled Plasma Spectroscopy (ICP)

2.4 การวิเคราะห์ข้อมูล

การรายงานผลจะใช้การวิเคราะห์ทางสถิติ โดยใช้โปรแกรมสำเร็จรูป SPSS for Windows versions 11.5 (Statistical Package for the Social Science for Window) (กัลยา วานิชย์บัญชา, 2548) สถิติที่ใช้ในการวิจัย คือ

2.4.1 การวิเคราะห์ทางสถิติเชิงพรรณนา

ค่าเฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ของค่าการบำบัดคุณภาพน้ำชะมูลฝอย

2.4.2 การวิเคราะห์ทางสถิติเชิงวิเคราะห์

วิเคราะห์ความแปรปรวนแบบทางเดียว (ONE-WAY ANOVA) และเปรียบเทียบการให้คะแนนระดับความพึงพอใจน้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัด ด้วยวิธี least-significant different (LSD) ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

2.5 การคำนวณประสิทธิภาพการบำบัด

-ประสิทธิภาพการบำบัดสี

$$= \left[1 - \frac{C}{C_0}\right] \times 100 \qquad \text{(Noubactep, 2009)}$$

C = ค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาหนึ่ง

C_0 = ค่าการดูดกลืนแสงเริ่มต้น

- ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ (COD และBOD_5)

$$= \frac{[C_0 - C_e]}{C_0} \times 100 \qquad \text{(Kurniawan, 2006c)}$$

C_0 = ค่า COD และ BOD_5 ก่อนบำบัด

C_e = ค่า COD และ BOD_5 หลังบำบัด

บทที่ 3

ผลการทดลองและวิจารณ์ผลทดลอง

1. ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่ศึกษา

ผลการศึกษาลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่า น้ำชะมูลฝอยมีสีดำคล้ำ และมีกลิ่นเหม็นเป็นที่น่ารังเกียจ ดังรูปที่ 3-1 โดยมีปริมาณสารอินทรีย์ในรูปของค่า COD เท่ากับ 1,042-1,363 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่า BOD_5 มีค่าเท่ากับ 81-171 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า BOD_5/COD ซึ่งแสดงถึงความสามารถในการย่อยสลายน้ำชะมูลฝอยทางชีวภาพมีค่าเท่ากับ 0.07-0.12 (ตารางที่ 3-1) จากลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่มีลักษณะเฉพาะคือมีค่า BOD_5/COD ต่ำ แสดงว่าเป็นน้ำชะมูลฝอยที่ถูกชะออกมาจากหลุมฝังกลบระยะคงตัว (mature- phase) หลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่มีการดำเนินการมานานกว่า 5 ปี ทำให้น้ำชะมูลฝอยที่ชะซึมออกมามีลักษณะดังกล่าว (Morais and Zamora, 2005; Badawy and Ali, 2006; Kurniawan *et al*., 2006c)

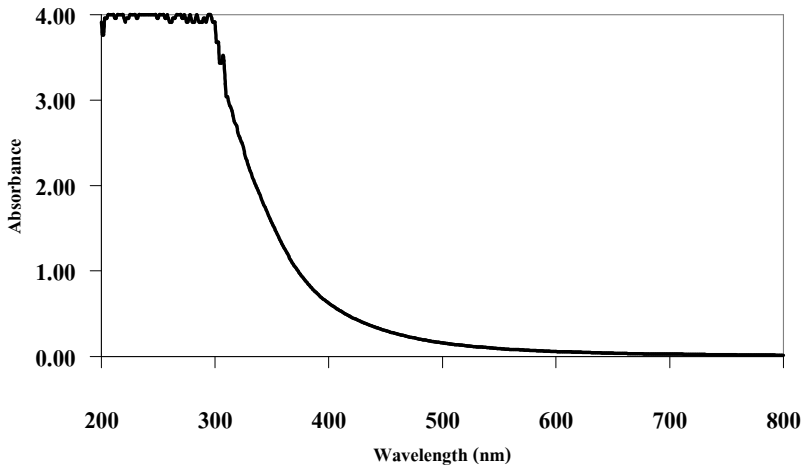
น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ มีค่าสารอินทรีย์ในช่วงกว้าง เนื่องจากการเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยที่เปลี่ยนแปลงไปตามฤดูกาล (Fan *et al*., 2006; Kurniawan *et al*., 2006b) ปริมาณน้ำชะมูลฝอยนั้นขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำฝนเป็นหลัก (Kurniawan *et al*., 2006a; Renou *et al*., 2008) จากการเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยในช่วงฤดูร้อน พบว่าน้ำชะมูลฝอยมีปริมาณน้อย ส่งผลให้ค่า COD สูงถึง 9,917 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 3-1 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่

พารามิเตอร์	น้ำชะมูลฝอย
สี	ดำ
กลิ่น	เหม็นพึงรังเกียจ
pH	7.5-8.5
Temperature (°C)	29-32
BOD_5 (mg/L)	81-171
COD (mg/L)	1,042-1,363
BOD_5/COD	0.07-0.12
Conductivity (mS/cm)	11.20-25.0

รูปที่ 3-1 สีของน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่ก่อนบำบัด

น้ำชะมูลฝอย เป็นน้ำเสียที่มีสีน้ำตาลเข้มไปจนถึงดำเข้ม โดยเกิดจากสีจริงในน้ำที่ส่วนใหญ่เป็นสารประกอบอินทรีย์กลุ่มย่อยสลายยาก จำพวกกลุ่มกรดฮิวมิก (humic acid like-substance) และกรดฟูลวิก (fulvic acid like-substance) ซึ่งเป็นกลุ่มสารอินทรีย์ที่พบได้ทั่วไปในน้ำชะมูลฝอย (Aziz *et al*., 2007) รวมทั้งในแหล่งน้ำธรรมชาติอื่นๆ และเมื่อวัดค่าการดูดกลืนแสงในช่วงความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร พบว่าไม่พบความยาวคลื่นเด่น ซึ่งมีลักษณะการดูดกลืนแสงเช่นเดียวกันกับการวัดการดูดกลืนแสงของตัวอย่างจากแหล่งน้ำธรรมชาติ ที่มีสีเกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นซากพืช และสัตว์ แต่มีความแตกต่างกับ ผลการวัดการดูดกลืนแสงในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่ปนเปื้อนสารเคมี หรือสารพิษเฉพาะอย่าง ทำให้การวัดการดูดกลืนแสงพบความยาวคลื่นเด่น (ลาวัลย์ ศรีพงษ์, 2543)



รูปที่ 3-2 การดูดกลืนแสงของน้ำชะมูลฝอยที่ความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร

2. ลักษณะสมบัติของน้ำหมักชีวภาพ

น้ำหมักชีวภาพที่ใช้ในการทดลองนี้มี 2 ชนิด คือ น้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ ที่ได้จากการเตรียม ณ หลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ข) น้ำหมักชีวภาพทั้ง 2 ชนิด เป็นของเหลว มีสีน้ำตาล มีพีเอชต่ำประมาณ 3±0.3 ใน ตารางที่ 3-2 จุลินทรีย์ส่วนใหญ่ในน้ำหมักชีวภาพทั้ง 2 ชนิด เป็นกลุ่มแลกติกแบคทีเรียใน ตารางที่ 3-3 ซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่สามารถสร้างกรดอินทรีย์ จึงส่งผลให้เกิดสภาวะกรดขึ้น (สมพงศ์ โอทอง และคณะ, 2547; ธงชัย คัมภีร์ และคณะ, 2539) โดยมีปริมาณสารอินทรีย์ในรูปค่า COD และ BOD_5 สูง มีค่าประมาณ 50,400-68,400 และ 3,240-4,810 มิลลิกรัมต่อลิตร และ Conductivity มีค่า 5.8-6.8 มิลลิซีเมนต่อเซนติเมตร ตามลำดับ

ตารางที่ 3-2 ลักษณะสมบัติของน้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพจากเทศบาลนครหาดใหญ่

พารามิเตอร์	**ชนิดน้ำหมักชีวภาพ**	
	คิวเซ	**เทศบาลนครหาดใหญ่**
สี	น้ำตาลเข้ม	น้ำตาลเข้ม
pH	3.3	3.2
Temperature (°C)	30	30
COD (mg/L)	50,400	68,400
BOD_5 (mg/L)	3,240	4,810
BOD_5/COD	0.06	0.07
Conductivity (mS/cm)	5.8	6.8

ตารางที่ 3-3 ปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เฉลี่ยในน้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพจากเทศบาลนครหาดใหญ่ (หน่วย CFU/mL)

กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์	**ชนิดน้ำหมักชีวภาพ**	
	คิวเซ	**เทศบาลนครหาดใหญ่**
แบคทีเรียทั่วไป	1.27×10^5	3.6×10^6
แลกติกแบคทีเรีย	3×10^5	5.46×10^6
ยีสต์-รา	2.3×10^4	9.5×10^5

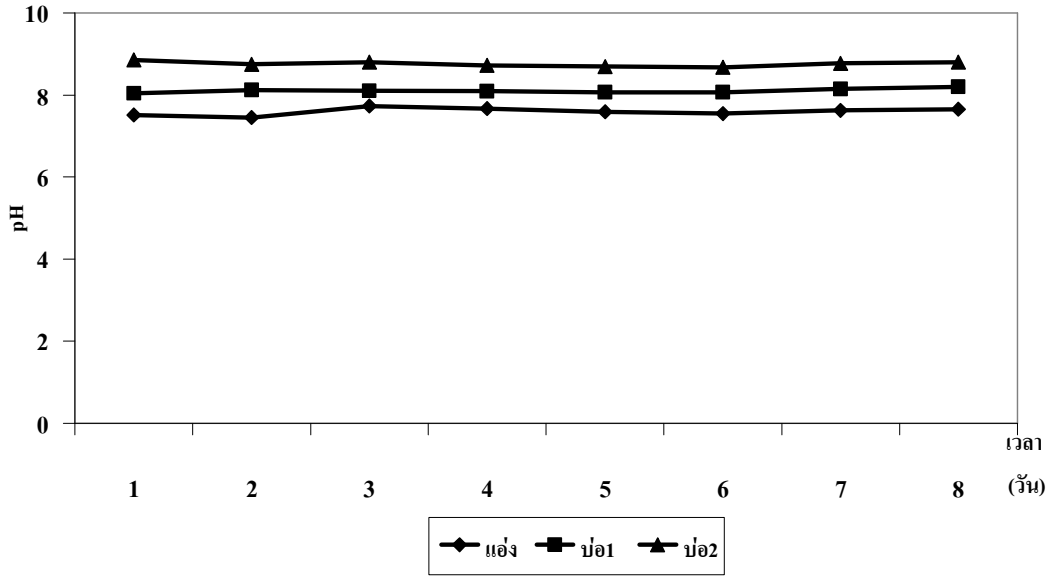
3. ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย

3.1 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่

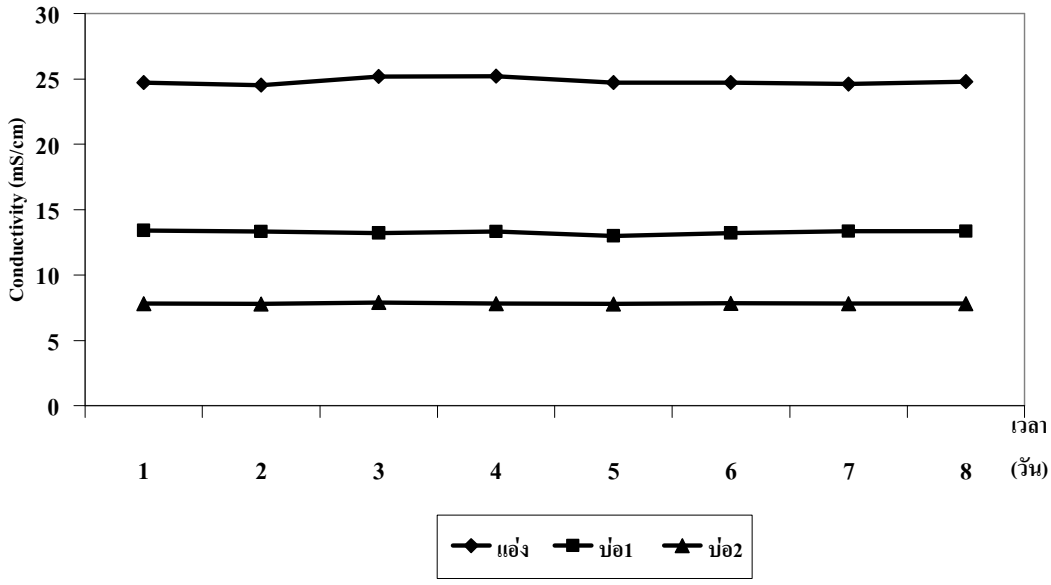
ระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนครหาดใหญ่เป็นระบบบ่อปรับเสถียร ซึ่งเป็นวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่นิยมใช้ในประเทศไทย (สายชล มือขุนทด, 2546) ประกอบด้วย แอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 และบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 ซึ่งน้ำชะมูลฝอยที่ชะซึมออกมาจากหลุมฝังกลบจะถูกรวบรวมลงสู่ แอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย จากนั้นจะถูกส่งต่อไปยังบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 ซึ่งมีขนาด 20 × 40 × 2 เมตร (ความจุ 1,600 ลูกบาศก์เมตร) มีระยะเวลากักเก็บ (hydraulic retention time, HRT) ประมาณ 26 วัน จากนั้นน้ำชะมูลฝอยจะเข้าสู่ บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 ซึ่งมีขนาด 23 × 55 × 3 เมตร (ความจุ 2,530 ลูกบาศก์เมตร) มีค่า HRT ประมาณ 42 วัน จากนั้นจึงปล่อยน้ำส่วนเกินจากบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 ออกสู่ธรรมชาติ ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยมีการเติมน้ำหมักชีวภาพที่ทางเทศบาลนครหาดใหญ่หมักเองร่วมด้วย (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ก) โดยทำการเติมน้ำหมักชีวภาพปริมาตร 900 ลิตร ลงในบ่อที่ปรับเสถียรบ่อที่ 1 ทุกวันอังคาร และวันศุกร์ น้ำชะมูลฝอยที่ออกจากหลุมฝังกลบมีปริมาตรประมาณ 60 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน จากการติดตามค่า COD BOD_5 pH Conductivity และกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบบำบัดของเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่าระบบบ่อปรับเสถียรร่วมกับการเติมน้ำหมักชีวภาพ สามารถบำบัดค่า COD รวมได้ประมาณ 24.68 เปอร์เซ็นต์ และบำบัดค่า BOD_5 รวมได้ประมาณ 77.52 เปอร์เซ็นต์ โดยน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัดก่อนปล่อยทิ้งออกจากระบบบำบัดมีค่า COD ประมาณ 1,163 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า BOD_5 มีค่าประมาณ 114 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนพีเอชมีค่าอยู่ในช่วง 7.5-8.9 และค่า Conductivity มีค่าอยู่ในช่วง 8 ถึง 25 มิลลิซีเมนต่อเซนติเมตร ดังตารางที่ 3-4 ทำให้เห็นได้ว่าการเติมน้ำหมักชีวภาพ สามารถบำบัดสีน้ำชะมูลฝอยได้จากสีดำคล้ำ เป็นสีน้ำตาล (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ค) แต่ไม่สามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบจากเทศบาลนครหาดใหญ่ได้ผลดีเพียงพอ เมื่อพิจารณาค่าสารอินทรีย์ในรูปค่า COD และ BOD_5 ในน้ำทิ้งมีค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ข) ทำให้ไม่สามารถปล่อยน้ำชะมูลฝอยเหล่านี้ออกสู่ธรรมชาติได้

ตารางที่ 3-4 ค่า COD และค่า BOD_5 ในน้ำชะมูลฝอยจากแอ่งรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 และ % Removal

ค่า COD	แอ่งรวมน้ำชะมูลฝอย	น้ำชะมูลฝอยบ่อ 1	% Removal บ่อ1	น้ำชะมูลฝอยบ่อ 2	% Removal บ่อ 2	ประสิทธิภาพรวม
วันที่ 1	1440	1296	10	1098	15.27	25.27
วันที่ 2	1494	1350	9.63	1008	25.33	34.97
วันที่ 3	1530	1350	11.76	1170	13.33	25.09
วันที่ 4	1566	1260	19.54	1188	5.71	25.25
วันที่ 5	1458	1404	3.70	1278	8.97	12.67
วันที่ 6	1548	1278	17.44	1242	2.81	20.25
วันที่ 7	1548	1278	17.44	1206	5.63	23.07
วันที่ 8	1566	1248	20.30	1116	10.57	30.88
ค่าเฉลี่ย	1518.75	1308	13.72	1163.25	10.95	24.68
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน	49.00	54.23	5.85	86.55	7.142	6.67
ค่า BOD_5	**แอ่งรวมน้ำชะมูลฝอย**	**น้ำชะมูลฝอยบ่อ 1**	**% Removal บ่อ1**	**น้ำชะมูลฝอยบ่อ 2**	**% Removal บ่อ 2**	**ประสิทธิภาพรวม**
วันที่ 1	225	147	34.66	109.5	51.33	86
วันที่ 2	219	153	30.13	114	47.94	78.08
วันที่ 3	217.5	144	33.79	114	47.58	81.37
วันที่ 4	220.5	132	40.13	112.5	48.97	89.11
วันที่ 5	201	135	32.83	115.5	42.53	75.37
วันที่ 6	208.5	156	25.17	109.5	47.48	72.66
วันที่ 7	207	156	24.63	121.5	41.30	65.94
วันที่ 8	211.50	156	26.24	115.50	45.39	71.63
ค่าเฉลี่ย	213.75	147.37	30.95	114	46.56	77.52
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน	8.05	9.67	5.42	3.84	3.33	7.73



รูปที่ 3-3 ค่าพีเอชในระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่

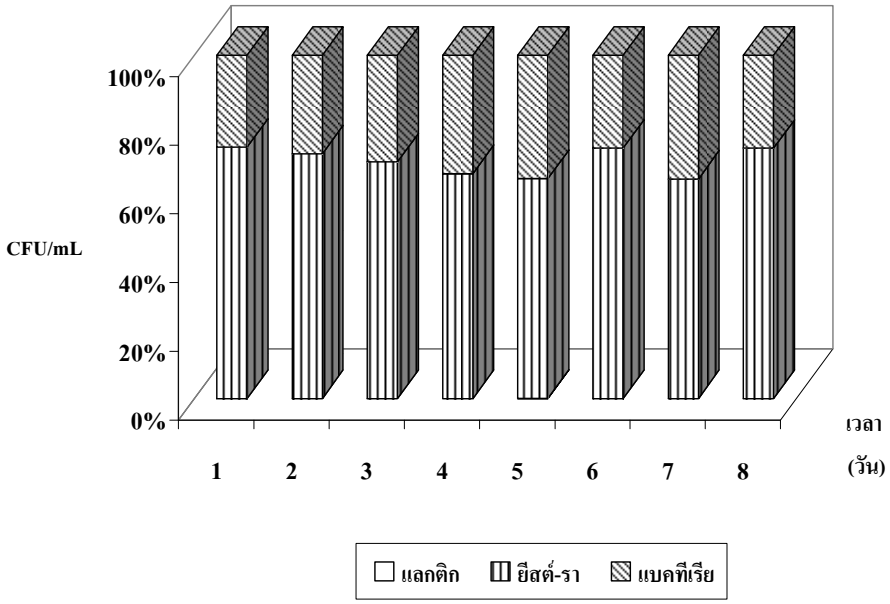


รูปที่ 3-4 ค่า Conductivity ในระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่

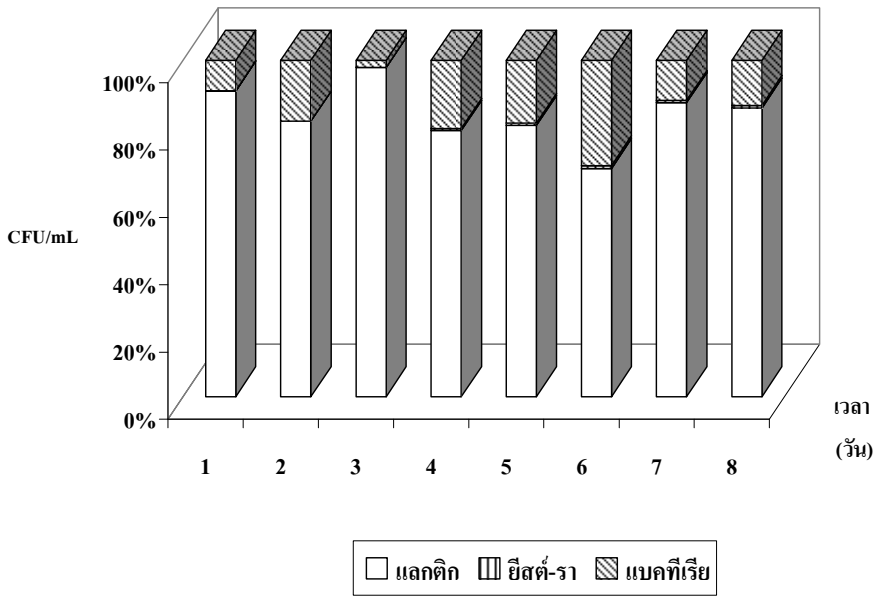
ผลการติดตามค่าสัดส่วนปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ ในระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่าในแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอยมีจุลินทรีย์กลุ่มเด่น คือ ยีสต์-รา จำนวน 1.3×10^{6} CFU/ mL รองลงมาเป็นกลุ่มแบคทีเรียทั่วไป จำนวน 5.7×10^{5}

CFU/mL ดังรูปที่ 3-5 ส่วนในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 มีจุลินทรีย์กลุ่มเด่น คือ แลคติกแบคทีเรีย จำนวน 1.9 $\times 10^6$ CFU/mL รองลงมาเป็นจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์-รา 1.2$\times 10^5$ CFU/mL ส่วนแบคทีเรียทั่วไป จำนวน 3.9 $\times 10^5$ CFU/mL ดังรูปที่ 3-6 และในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 มีจุลินทรีย์กลุ่มเด่น คือ กลุ่มแลคติกแบคทีเรียจำนวน 7.6 $\times 10^6$CFU/mL รองลงมาเป็นจุลินทรีย์กลุ่มแบคทีเรียทั่วไป จำนวน 3.4 $\times 10^6$ CFU/mL และจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์-รา จำนวน 2.4 $\times 10^4$ CFU/mL ดังรูปที่ 3-7

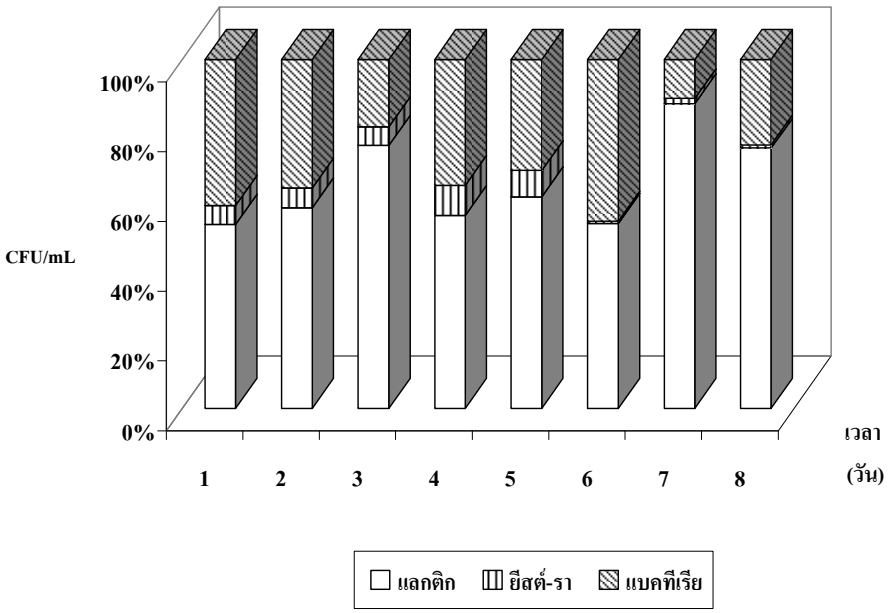
สาเหตุที่น้ำชะมูลฝอยในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 มีจุลินทรีย์กลุ่มแลคติกแบคทีเรียเป็นกลุ่มเด่น เพราะมีการเติมน้ำหมักชีวภาพลงไปในบ่อนี้ โดยน้ำหมักชีวภาพมีจุลินทรีย์แลคติกแบคทีเรียเป็นกลุ่มเด่นเช่นกัน ส่วนในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 มีจุลินทรีย์กลุ่มเด่นคล้ายคือ กลุ่มแลคติกแบคทีเรียจำนวน 7.6 $\times 10^6$CFU/mL รองลงมาเป็นจุลินทรีย์กลุ่มแบคทีเรียทั่วไป 3.4 $\times 10^6$ CFU/mL และจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์-รา จำนวน 2.4 $\times 10^4$ CFU/mL จะเห็นได้ว่าในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 มีแนวโน้มสัดส่วนจุลินทรีย์คล้ายคลึงกับในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 สาเหตุเพราะได้รับน้ำชะมูลฝอยต่อเนื่องมาจากบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 ส่วนในแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอยมีกลุ่มยีสต์ รา และกลุ่มแบคทีเรียเป็นกลุ่มเด่น เพราะ จุลินทรีย์กลุ่มนี้ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์โดยทั่วไปธรรมชาติ ส่วนกลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มแลคติกแบคทีเรียที่มีปริมาณน้อยที่สุดในการเปรียบเทียบจุลินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มนั้น เพราะมาจากในธรรมชาติเองมีจุลินทรีย์กลุ่มนี้น้อยอยู่แล้ว ปริมาณจุลินทรีย์กลุ่มนี้จึงมีสัดส่วนน้อย ดังรูปที่ 3-5 ถึง 3-7 โดยน้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัดมีสีดีขึ้นเล็กน้อยดังรูปที่ 3-8



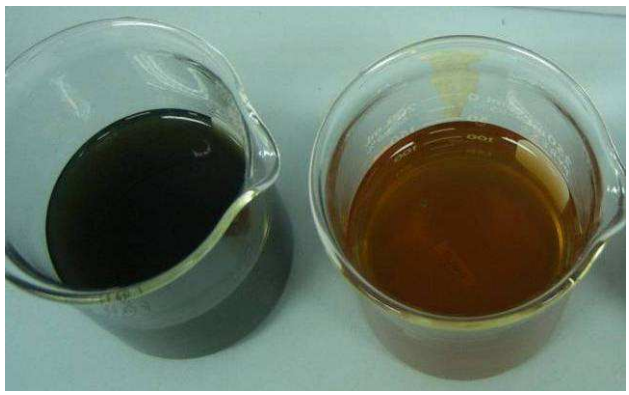
รูปที่ 3-5 กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย



รูปที่ 3-6 กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1



รูปที่ 3-7 กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2

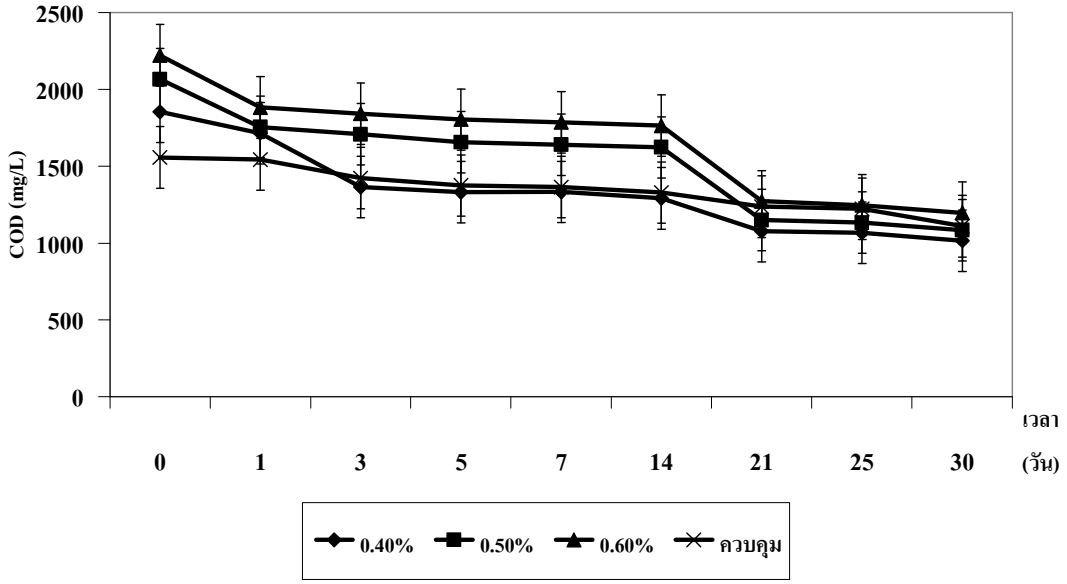


ก่อนบำบัด **หลังบำบัด**

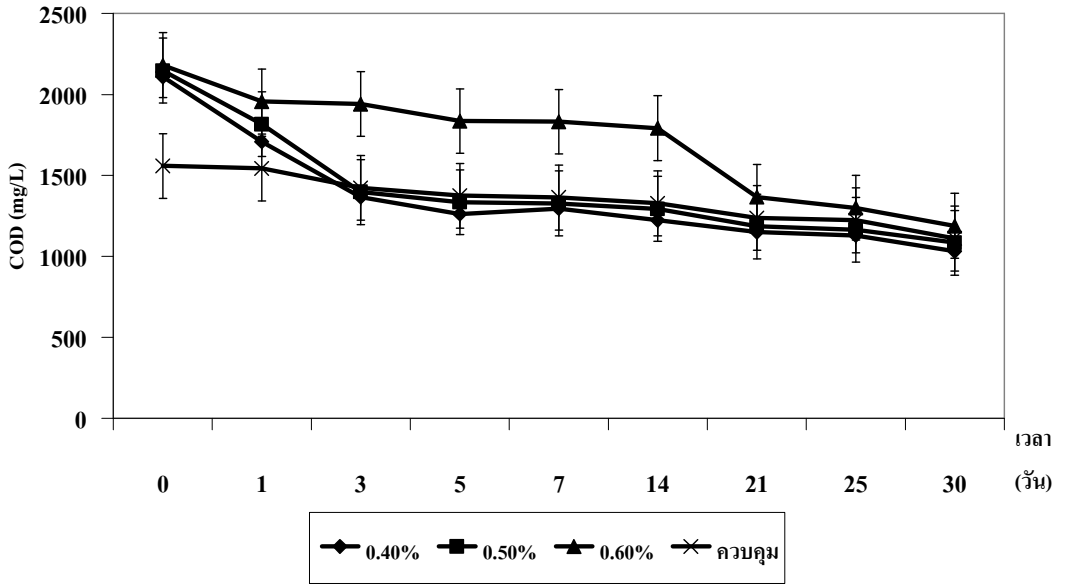
รูปที่ 3-8 สีของน้ำชะมูลฝอยก่อน และหลังบำบัดด้วยระบบบ่อปรับเสถียรร่วมกับการเติมน้ำหมักชีวภาพของเทศบาลนครหาดใหญ่

3.2 ประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในระดับห้องปฏิบัติการ

ผลการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยในระดับห้องปฏิบัติการ ด้วยน้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด คือ น้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพที่เทศบาลนครหาดใหญ่หมักเอง พบว่าในช่วง 3 วันแรกของการทดลองการเติมน้ำหมักชีวภาพลงไปในน้ำชะมูลฝอยมีค่า COD เฉลี่ยเพิ่มขึ้นมากกว่าชุดควบคุม (ไม่เติมน้ำหมักชีวภาพ) จนกระทั่งวันที่ 21 ของการทดลอง ตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยจึงมีค่า COD เฉลี่ยใกล้เคียงกับชุดควบคุมจนสิ้นสุดการทดลอง จากผลการทดลองเห็นได้ว่า การเติมน้ำหมักชีวภาพไม่สามารถบำบัดค่า COD ได้ โดยเมื่อสิ้นสุดการทดลองระยะเวลา 30 วัน พบว่า ค่า COD เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพมีค่าน้อยกว่าชุดควบคุมเพียงเล็กน้อย และไม่แตกต่างกันทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดังละเอียด ภาคผนวก ง) แสดงดังรูปที่ 3-9 ถึง รูปที่ 3-10 สาเหตุที่การเติมน้ำหมักชีวภาพไม่สามารถบำบัดค่า COD ในน้ำชะมูลฝอยได้เพราะในน้ำหมักชีวภาพเองมีค่า COD สูงประมาณ 60,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3-3) ดังนั้นการใช้น้ำหมักชีวภาพเพื่อบำบัดค่า COD ในน้ำชะมูลฝอยจึงไม่เกิดประสิทธิภาพดี รวมทั้งน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัด ยังมีค่า COD สูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งกระทรวงโรงงานอุตสาหกรรม สอดคล้องกับการนำน้ำหมักชีวภาพไปใช้บำบัดน้ำเสียจากการเกษตร ปศุสัตว์ และน้ำเสียแหล่งอื่นๆ ซึ่งไม่ส่งผลดีต่อประสิทธิภาพการบำบัด (เสาวนีย์ สุนทรพิทักษ์, 2539; สมชัย จันทร์สว่าง และ สุริยะ สะวานนท์, 2540) แต่ในน้ำเสียบางประเภทการใช้น้ำหมักชีวภาพกลับได้ผลดี เช่น น้ำทิ้งจากบ้านเรือน (Siripornadulsil and Labteephanao, 2551) และโรงงานลูกอม (www. Envismadrasuniv.org เข้าถึงเมื่อ 1 มีนาคม 2551)



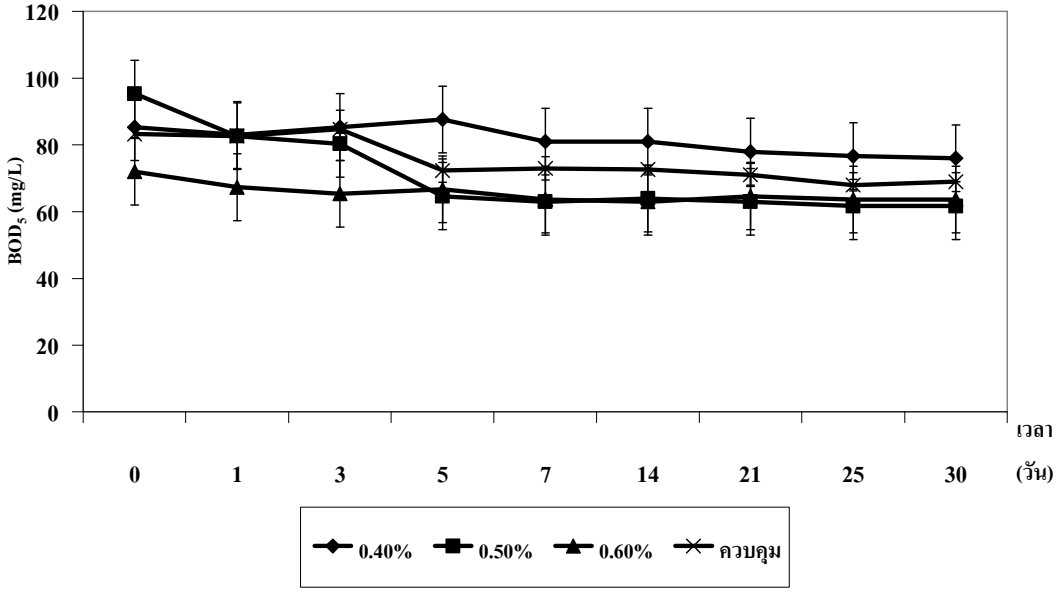
รูปที่ 3-9 ค่า COD เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซในสัดส่วนต่างๆ



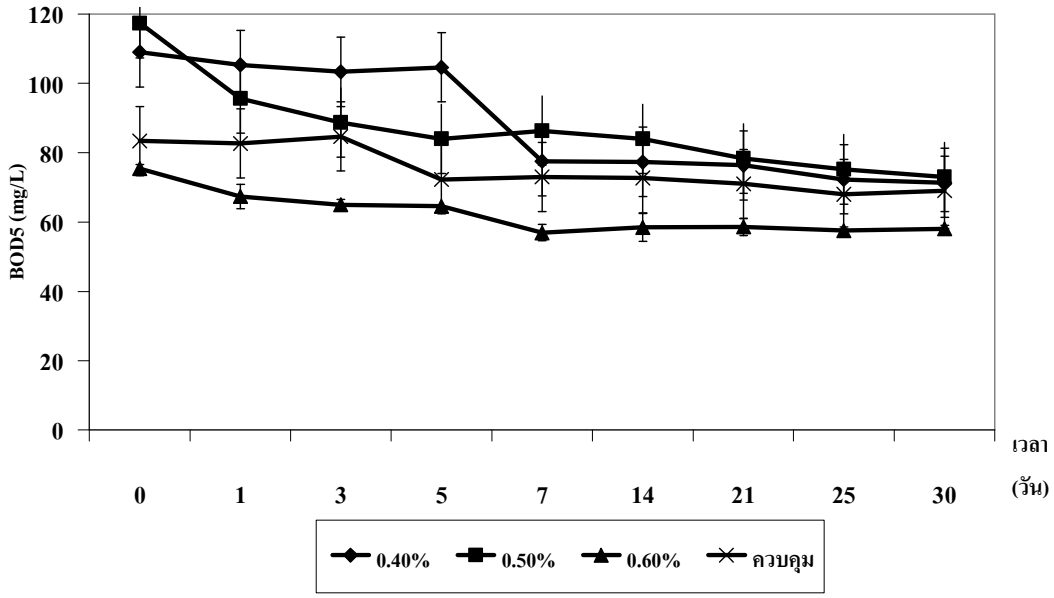
รูปที่ 3-10 ค่า COD เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ในสัดส่วนต่างๆ

สำหรับผลการบำบัดค่า BOD_5 ในน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพที่สัดส่วน 0.4, 0.5 และ 0.6 เปอร์เซ็นต์ พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองระยะเวลา 30 วัน การเติมน้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ สัดส่วน 0.4 เปอร์เซ็นต์ มีค่า BOD_5 เฉลี่ยสูงกว่าชุดควบคุม ส่วนการเติมน้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ

สัดส่วน 0.5 เปอร์เซ็นต์ และ0.6 เปอร์เซ็นต์ มีค่า BOD_5 เฉลี่ยต่ำกว่าชุดควบคุมอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$) ซึ่งจะเห็นได้ว่าที่การเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ ทุกสัดส่วนค่า BOD_5 มีแนวโน้มลดลงตามระยะเวลาการบำบัดที่เพิ่มขึ้น ดังรูปที่ 3-11 ส่วนประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD_5 ในน้ำชะมูลฝอยโดยการเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ที่สัดส่วน 0.4, 0.5 และ 0.6 เปอร์เซ็นต์ พบว่าที่สัดส่วน 0.4 และ 0.5 เปอร์เซ็นต์ มีค่า BOD_5 เฉลี่ยสูงกว่าชุดควบคุม ส่วนสัดส่วน 0.6 เปอร์เซ็นต์ มีค่าต่ำกว่าชุดควบคุม และไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ ($p>0.05$) ดังแสดงรูปที่ 3-12 และ (ดังรายละเอียดภาคผนวก ง)

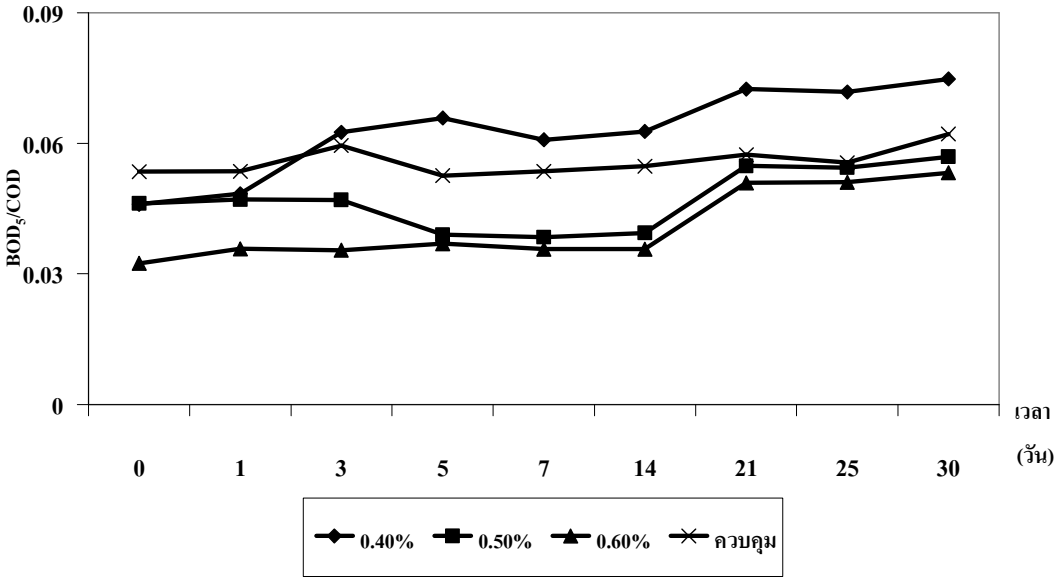


รูปที่ 3-11 ค่า BOD_5 เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซในสัดส่วนต่างๆ

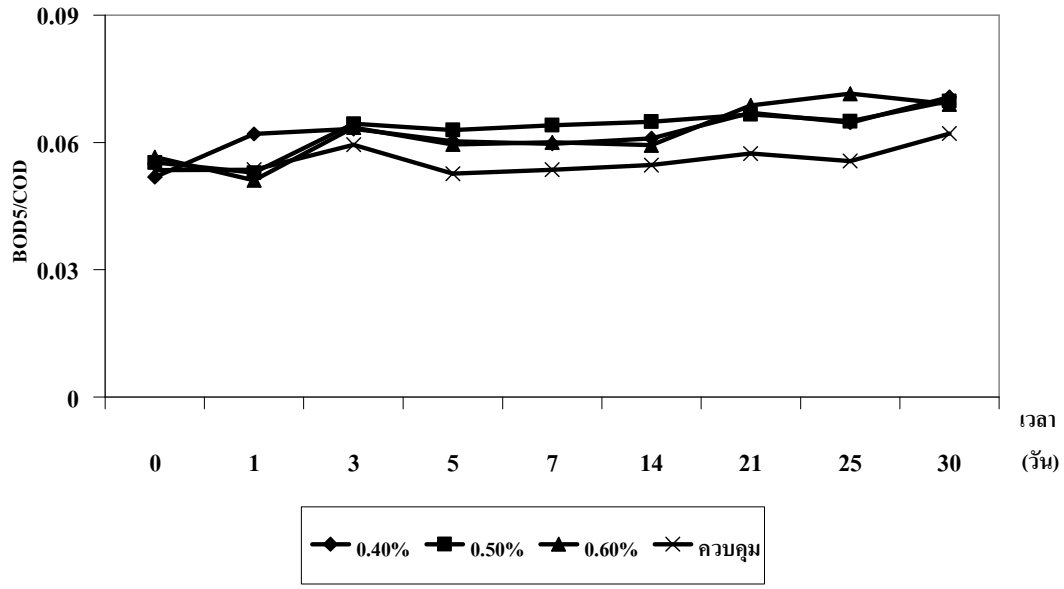


รูปที่ 3-12 ค่า BOD_5 เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ในสัดส่วนต่างๆ

ส่วนผลการเติมน้ำหมักชีวภาพต่อค่า BOD_5/COD ของน้ำชะมูลฝอยพบว่าการเติมน้ำหมักชีวภาพทั้ง 2 ชนิดในทุกสัดส่วน มีผลทำให้แนวโน้มค่า BOD_5/COD ของน้ำชะมูลฝอยสูงขึ้นเพียงเล็กน้อยเท่านั้น แสดงดังรูปที่ 3-13 ถึง 3-14 แต่ยังมีค่าที่ต่ำอยู่มากคือมีค่าประมาณ 0.06 ซึ่งบ่งบอกว่าค่าความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพของน้ำชะมูลฝอยมีค่าต่ำ ทั้งนี้เพราะน้ำชะมูลฝอย เป็นน้ำเสียที่มีลักษณะเฉพาะ คือ มีค่าประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพต่ำ (Badawy and Ali, 2006) ส่วนน้ำหมักชีวภาพเองก็ค่ามีค่า BOD_5/COD ต่ำประมาณ 0.06-0.07 เช่นกัน ทำให้การเติมน้ำหมักชีวภาพเพื่อช่วยเพิ่มการย่อยสลายทางชีวภาพจึงไม่ส่งผลดี และยังเป็นการเพิ่มค่าสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย



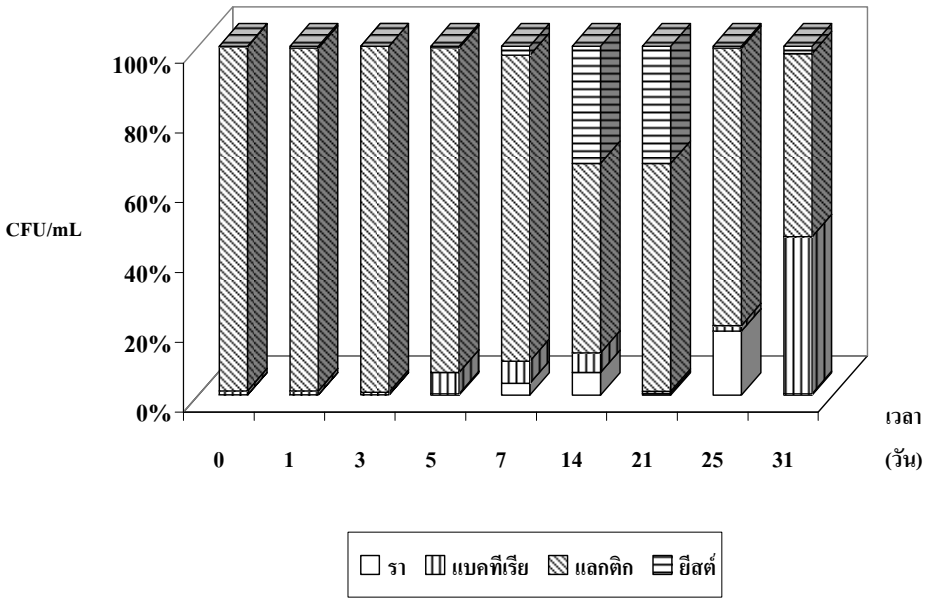
รูปที่ 3-13 ค่า BOD_5/COD เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซสัดในสัดส่วนต่างๆ



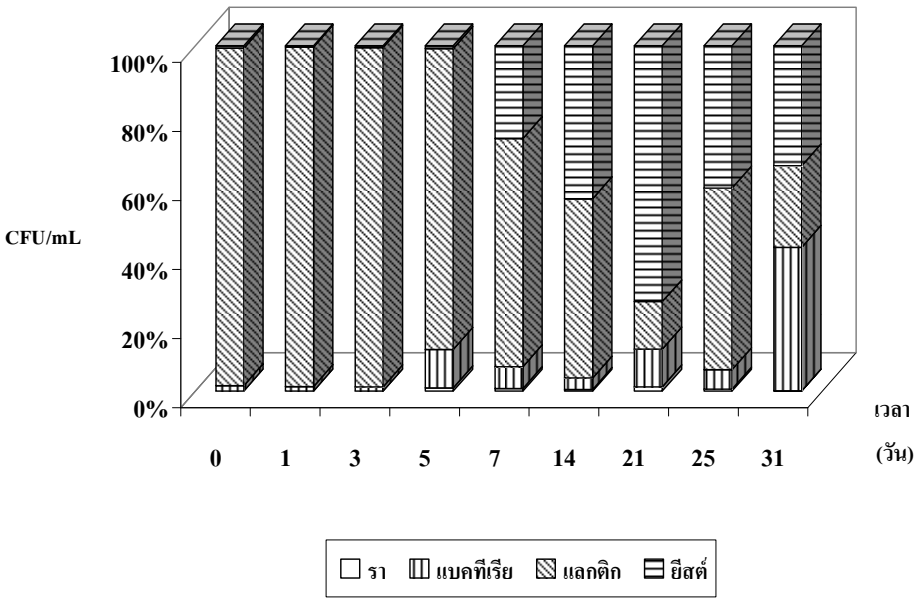
รูปที่ 3-14 ค่า BOD_5/COD เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ในสัดส่วนต่างๆ

ผลการติดตามปริมาณกลุ่มจุลินทรีย์ 4 กลุ่มในน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการเติมน้ำหมักชีวภาพ พบว่าใน 21 วันแรกของการทดลอง จุลินทรีย์กลุ่มเด่นที่เกิดขึ้นเป็นกลุ่มแลกติกแบคทีเรีย เนื่องจากเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีสัดส่วนสูงที่สุดในน้ำหมักชีวภาพ (ตารางที่ 3-3) ซึ่งการเติมน้ำหมักชีวภาพมีผลโดยตรงต่อสัดส่วนจุลินทรีย์กลุ่มแลกติกแบคทีเรียที่เพิ่มขึ้น รองลงมาเป็นกลุ่มแบคทีเรีย

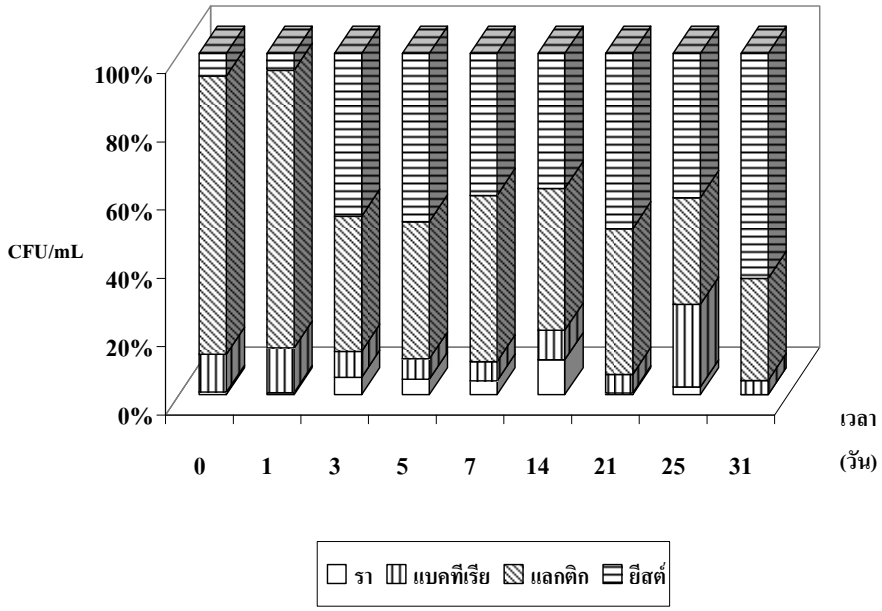
ทั่วไป กลุ่มยีสต์และกลุ่มรา ตามลำดับ ดังรูปที่ 3-15 ถึง 3-20 โดยเมื่อทำการทดลองในระยะหลัง สัดส่วนของกลุ่มจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงไป โดยกลุ่มยีสต์ และกลุ่มราเพิ่มปริมาณมากขึ้นทั้งนี้เนื่องจากทำการทดลองในสภาวะปิด ไม่มีการเติมสารอาหาร และอากาศ จุลินทรีย์กลุ่มแลกติกแบคทีเรียจึงลดปริมาณลง และสภาวะแวดล้อมที่เปลี่ยนไป เอื้อประโยชน์ต่อกลุ่มยีสต์ และกลุ่มราซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการปรับตัวให้เข้ากับสิ่งแวดล้อมได้ดีตามมา โดยในสภาวะแวดล้อมหนึ่งๆ จุลินทรีย์มีอัตราการเจริญเติบที่แตกต่างกัน (ดวงพร คันธโชติ, 2545) ส่วนในชุดควบคุมสัดส่วนจุลินทรีย์กลุ่มเด่นเป็นแบคทีเรีย สัดส่วนรองลงมาเป็นจุลินทรีย์กลุ่มแลกติกแบคทีเรีย ยีสต์ และราตามลำดับ ดังรูปที่ 3-21



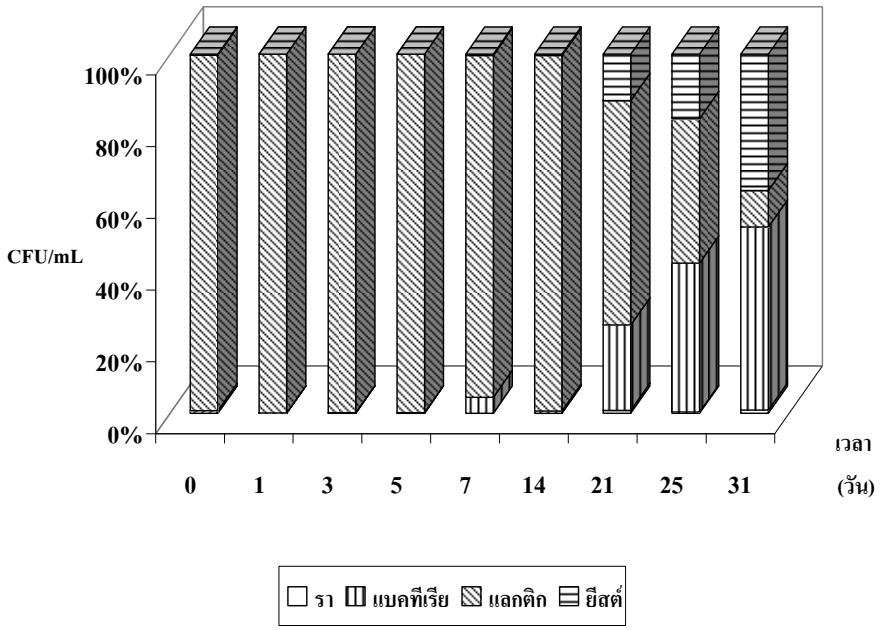
รูปที่ 3-15 ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 เปอร์เซ็นต์



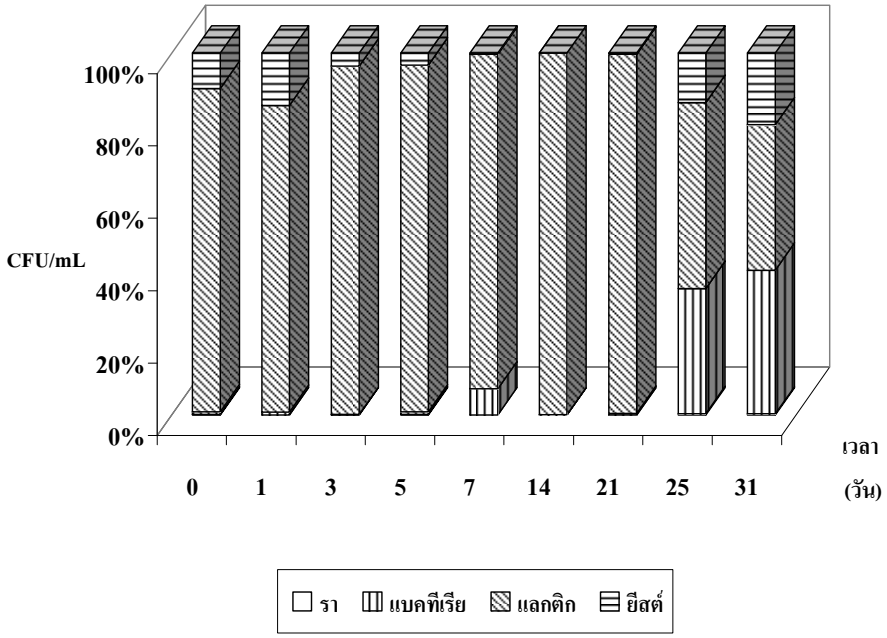
รูปที่ 3-16 ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.5 เปอร์เซ็นต์



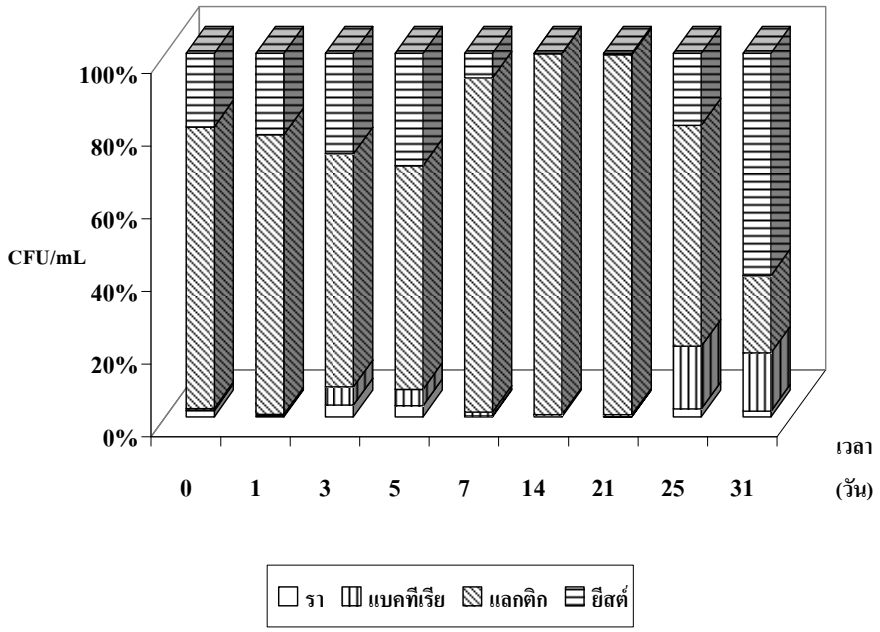
รูปที่ 3-17 ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.6 เปอร์เซ็นต์



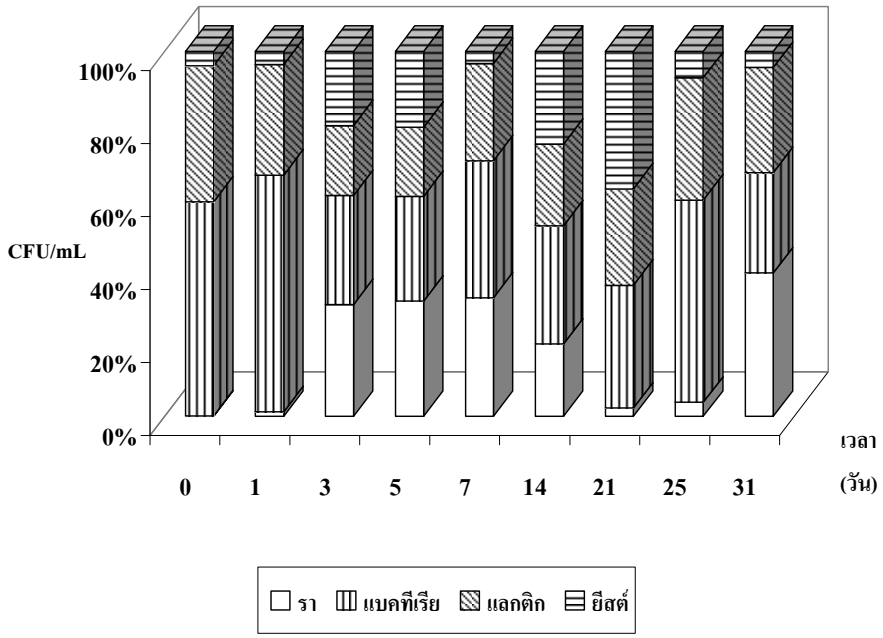
รูปที่ 3-18 ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ 0.4 เปอร์เซ็นต์



รูปที่ 3-19 ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ 0.5 เปอร์เซ็นต์



รูปที่ 3-20 ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ 0.6 เปอร์เซ็นต์



รูปที่ 3-21 ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยชุดควบคุม (ไม่มีการเติมน้ำหมักชีวภาพ)

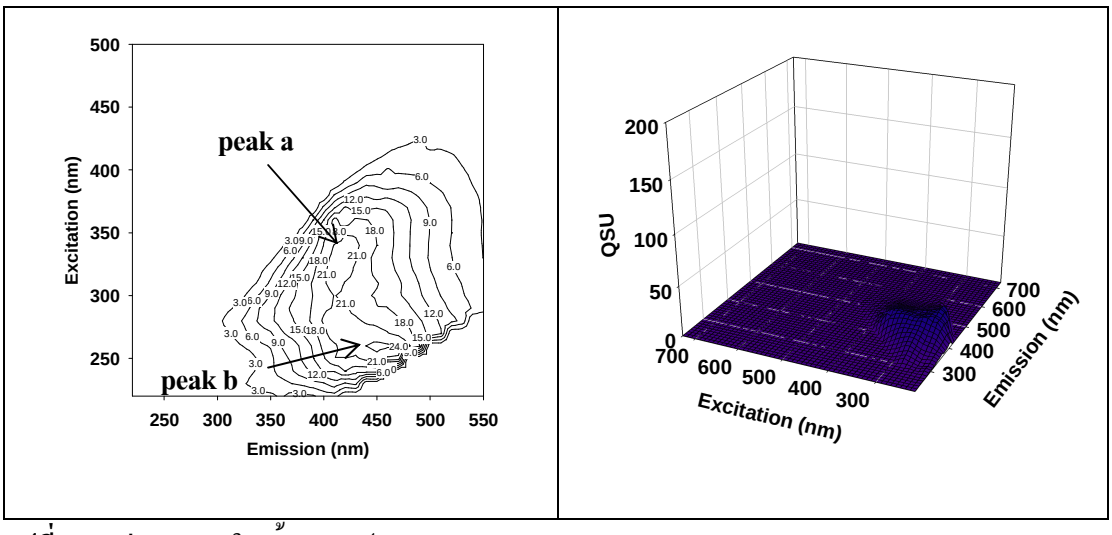
ผลการวิเคราะห์กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ โดยใช้เทคนิค FEEM ซึ่งเป็นวิธีการหนึ่งในการตรวจสอบค่ากลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำบางกลุ่มที่สามารถ

จำแนกได้ ซึ่งสามารถจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำออกเป็น 4 กลุ่ม ได้แก่ กลุ่มกรดฮิวมิก (humic acid–like substance) กลุ่มกรดฟูลวิก (fulvic acid–like substance) กลุ่มไทโรซีน (tyrosine –like substance) และกลุ่มทริปโตเฟน (trytophan–like substance) ถูกนำมาใช้ในการทดลองนี้ (Baker and Curry, 2004) โดยพบว่ากลุ่มสารอินทรีย์ที่วัดได้ จะมีความสัมพันธ์กับกลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย ณ ความยาวคลื่นกระตุ้น (excitation wavelength) 220-450 นาโนเมตร และความยาวคลื่นคาย (emission wavelength) 220-600 นาโนเมตร เป็นการวิเคราะห์เชิงคุณภาพสามารถบ่งบอกลายพิมพ์กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำ (Shouliang *et al* ., 2008) สามารถนำมาประยุกต์ใช้หาค่ากลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยได้ (Morais *et al*., 2005; Wang *et al*., 2006)

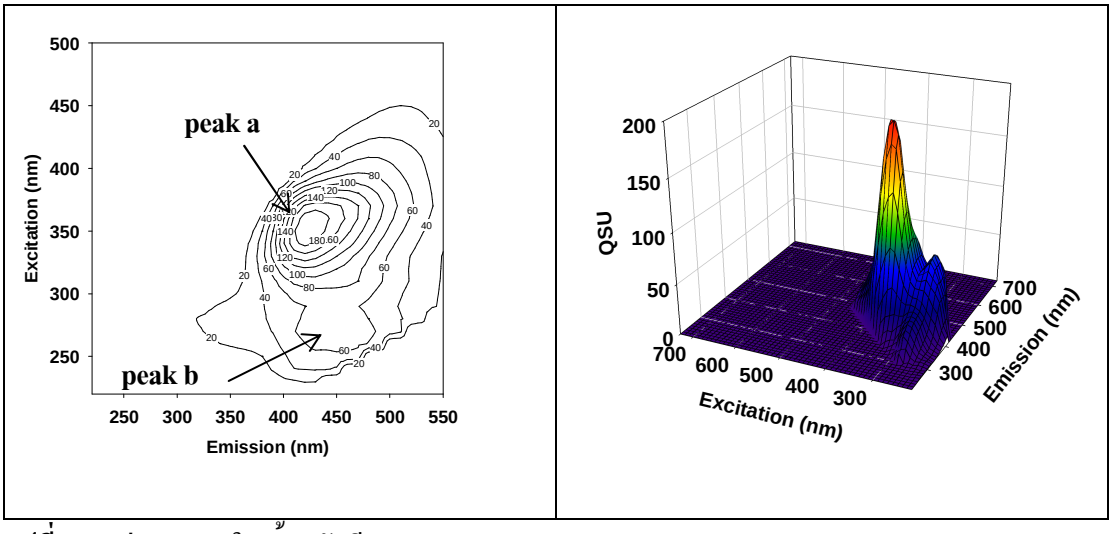
จากการวิเคราะห์กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย ก่อนเติมน้ำหมักชีวภาพ พบว่าการวิเคราะห์ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์สารอินทรีย์ที่พบมีสารอินทรีย์เด่น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มกรดฮิวมิก (humic acid–like substance) ณ peak a ที่ความยาวคลื่น (350-370 nm_{Ex}/400-420 nm_{Ex}) และกลุ่มกรดฟูลวิก (fulvic acid–like substance) ณ peak b ที่ความยาวคลื่น (240-270 nm_{Ex}/440-470 nm_{Ex}) (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ฌ) จากการจำแนกและรวบรวมโดย Chen และคณะ (2003) และ Baker and Curry (2004) และ Musikavong (2007) และ Janhom และคณะ (2009) ดังรูปที่ 3-22 ถึง 3-24

โดยผลการวิเคราะห์กลุ่มสารอินทรีย์ พบว่ามีความสอดคล้องกับกลุ่มสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ที่พบในน้ำชะมูลฝอย โดยเฉพาะกลุ่ม กรดฟูลวิก (fulvic acid-like substances) และกรดฮิวมิก (humic acid-like substances) ซึ่งสารอินทรีย์เหล่านี้เป็นสารอินทรีย์กลุ่มหลัก ที่พบในน้ำชะมูลฝอย และซึ่งเป็นสารย่อยสลายยาก และทำให้เกิดสีในน้ำชะมูลฝอย (Morias, 2005; Baker and Curry, 2004; Deng and Englehardt, 2006; Lu *et al*., 2009) จากผลการเปรียบเทียบสารอินทรีย์ ในน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อคิวเซ และน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ โดยน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองเมื่อเจือจาง 100 เท่ามีสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิก และกรดฟูลวิก รวม 45 หน่วยควินินซัลเฟต (Quinine sulfate unit, QSU) และในน้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซมีค่า 250 QSU และน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่มีค่า 240 QSU ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการเติมน้ำหมักชีวภาพทั้ง 2 ชนิดส่งผลโดยตรงให้กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเพิ่มสูงขึ้นตามสัดส่วนน้ำหมักชีวภาพ โดยพบว่ามีค่าประมาณ 90-120 QSU ดังแสดง (ตารางที่ 3-5) ซึ่งจากการรายงานของ อานัฐ ตันโจ (2549) พบว่าในน้ำหมักชีวภาพทุกชนิดมีกรดฮิวมิกเป็นองค์ประกอบและมีกรดฮิวมิกอยู่ระหว่าง 0.48-1.07 เปอร์เซ็นต์ สำหรับน้ำหมักชีวภาพจากพืช และ 3.07-4.45 เปอร์เซ็นต์ สำหรับน้ำหมักชีวภาพจากสัตว์ โดยเมื่อพิจารณาควบคู่กับค่า COD BOD_5 และ BOD_5/COD พบว่ามีความสอดคล้องกันคือ การใช้น้ำหมักชีวภาพไม่สามารถบำบัดค่าเหล่านี้ได้แล้ว เมื่อเปรียบเทียบคุณภาพน้ำหลังการบำบัดด้วยน้ำหมัก

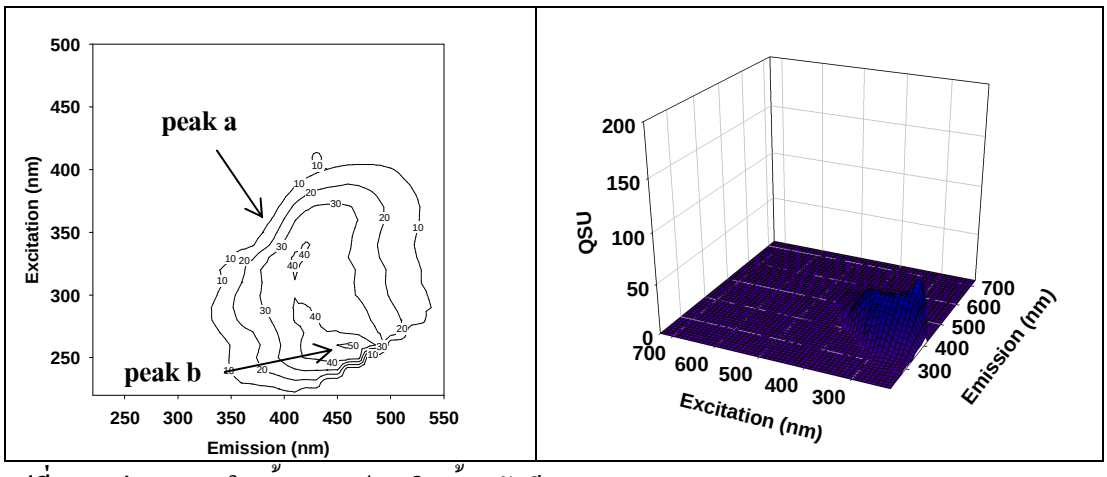
ชีวภาพพบว่าไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม



รูปที่ 3-22 ค่า FEEM ในน้ำชะมูลฝอย



รูปที่ 3-23 ค่า FEEM ในน้ำหมักชีวภาพ



รูปที่ 3-24 ค่า FEEM ในน้ำชะมูลฝอยเติมน้ำหมักชีวภาพ

ตารางที่ 3-5 ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ที่ตำแหน่ง peak a และpeak b ในน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ

ตัวอย่างทดลอง	ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ (QSU)[1]		
	ตำแหน่งที่พบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์สูง		ผลรวมค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ตำแหน่ง a และ b
	peak a	peak b	
-น้ำชะมูลฝอยก่อนบำบัด[2]	21	24	45
-น้ำหมักชีวภาพคิวเซ[3]	200	50	250
-น้ำหมักชีวภาพเทศบาล[3]	180	60	240
-น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ[4]			
-น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 %	40 (190.47 %)[4]	55(229.16)[4]	95 (211.11)[4]
-น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.5 %	45 214.28 %)[4]	55(229.16)[4]	100(222.22)[4]
-น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.6 %	50 (238.09 %)[4]	65(270.82)[4]	115(255.55)[4]
-น้ำหมักชีวภาพเทศบาล 0.4 %	40 (190.47 %)[4]	50(208.33)[4]	90(200)[4]
-น้ำหมักชีวภาพเทศบาล 0.5 %	50 (238.09 %)[4]	65(270.82)[4]	115(255.55)[4]
-น้ำหมักชีวภาพเทศบาล 0.6 %	55 (261.90 %)[4]	65(270.83)[4]	120(266.66)[4]

หมายเหตุ 1 Quinine sulfate unit

2 น้ำชะมูลฝอย (เจือจาง 100 เท่า)

3 น้ำหมักชีวภาพ (เจือจาง 100 เท่า)

4 น้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพ ยี่ห้อ คิวเซ และทศบาลสัดส่วนต่างๆ (เจือจาง 100 เท่า)

จากผลการทดลองการใช้น้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย พบว่าการเติมน้ำหมักชีวภาพไม่สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย และน้ำเสียแหล่งอื่นๆได้ (ยนต์ มุสิก, 2543; เสาวนีย์ สุนทรพิทักษ์, 2539; สมชัย จันทร์สว่าง และสุริยะ สะวานนท์, 2540; นัยนา ศรีชัย และคณะ 2547) ในขณะที่ สมศักดิ์ นุกูลอุดมพาณิชย์ (2543) พบว่าน้ำหมักชีวภาพสามารถบำบัดกลิ่นน้ำทิ้งจากโรงพยาบาลได้ และรวมทั้งบำบัดกลิ่น และปริมาณตะกอนจากส้วมได้ (Szymanski and Patterson, 2003) ดังนั้นในขั้นตอนต่อไปจึงทดสอบทางประสาทสัมผัส (sensory test) (ไพโรจน์ วิริยจารี, 2535) เพื่อประเมินการให้คะแนนความพึงพอใจ (hedonic scale scoring test) ของกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพทั้ง 2 ชนิด จากอาสาสมัครจำนวน 12 คน ซึ่งการทดสอบด้วยวิธีนี้การการให้คะแนนความชอบ (hedonic) ผู้ทดสอบได้รับเลือกไม่จำเป็นต้องได้รับการฝึกฝนการทดสอบทางประสาทสัมผัส โดยให้คะแนนความพึงพอใจ แบ่งออกเป็น 5 ระดับ ดังนี้ คือ

5	หมายถึง	พึงพอใจมากที่สุด
4	หมายถึง	พึงพอใจมาก
3	หมายถึง	พึงพอใจปานกลาง
2	หมายถึง	พึงพอใจน้อย
1	หมายถึง	ไม่พึงพอใจ

จากผลการทดลองการประเมินการให้คะแนนความพึงพอใจของกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอย หลังการบำบัดโดยน้ำหมักชีวภาพทั้ง 2 ชนิด ทุกสัดส่วน พบว่าในน้ำชะมูลฝอยชุดควบคุมมีระดับความพึงพอใจของกลิ่น และสี ในระดับความพึงพอใจน้อย โดยหลังเติมน้ำหมักชีวภาพระดับความเพิ่มขึ้นเป็น ระดับพึงพอใจปานกลาง แต่มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติ ($p<0.05$) แสดงดัง (ตารางที่ 3-6)

สำหรับกลไกการบำบัดกลิ่นในน้ำชะมูลฝอยมีดังนี้ กลิ่นน้ำชะมูลฝอยนั้นมาจากสารอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile organic compound) ในกระบวนการย่อยสลายด้วยจุลินทรีย์กลุ่ม (heterotrophic bacteria) แบบไร้อากาศซึ่งก่อให้เกิด กลิ่นโดยเฉพาะกลิ่นของก๊าซไข่เน่า (H_2S) และแอมโมเนีย (Liu *et al*., 2009; Xia *et al*., 2009) โดย Zhu (2000) รายงานว่าช่วงพีเอชที่เหมาะสมของกลุ่มจุลินทรีน์ย่อยสลายแบบไร้อากาศจะทำงานได้ดีในช่วงพีเอชเป็นกลาง 7±0.5 ดังนั้นการเติมน้ำหมักชีวภาพซึ่งมีค่าพีเอชเป็นกรดประมาณ 3±0.2 จะทำให้สภาพความเป็นกรด-ด่างในน้ำชะมูลฝอยไม่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของกลุ่มจุลินทรีย์ไร้อากาศ จุลินทรีย์กลุ่มนี้จึงทำงานได้น้อยลง ส่งผลให้จุลินทรีย์ผลิตกลิ่นลดลง Mcnevin and Barford (2000) รายงานว่าการลดกลิ่นก๊าซไข่เน่า (H_2S) ต้องลดปริมาณจุลินทรีย์กลุ่มไร้อากาศ โดยการเพิ่มหรือลดค่าพีเอชในน้ำจะเป็นการลดการเจริญเติบโตของ

จุลินทรีย์ในกลุ่มนี้ส่งผลให้กลิ่นในน้ำเสียลดลง ประกอบกับในน้ำหมักชีวภาพมีจุลินทรีย์กลุ่ม *Bacillus spp.* เป็นกลุ่มหลัก (สมพงศ์ โอทอง คณะ, 2547) โดย Xia *et al.* (2009) รายงานว่าจุลินทรีย์กลุ่ม (heterotrophic bacteria) ที่พบเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ในการบำบัดกลิ่นจากน้ำเสียปิโตรเคมีเป็นจุลินทรีย์กลุ่มรา Actinomycetes และBacillus ฉะนั้นทั้งในส่วนของพีเอชที่เปลี่ยนแปลงและกลุ่มจุลินทรีย์น้ำหมักชีวภาพจึงส่งผลให้เกิดกระบวนการบำบัดกลิ่นในน้ำชะมูลฝอยขึ้น

ตารางที่ 3-6 ผลการประเมินความพึงพอใจของกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอยเมื่อบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ

น้ำหมักชีวภาพ		สัดส่วนการเติมน้ำหมักชีวภาพ						
		0.4 %	0.5 %	0.6 %	ชุดควบคุม	Mean	SD	P-value
คิวเซ	กลิ่น	2.08[a]	2.16[a]	2.58[a]	2[a]	2.2	0.77	0.093
	สี	2.50[a]	2.50[a]	2.58[a]	1.58[a]	2.29	1.12	0.86
เทศบาลนครหาดใหญ่	กลิ่น	2.58[a]	2.50[a]	2.75[a]	2.58[a]	2.6	0.79	0.5
	สี	2.5[a]	2.75[a]	2.66[a]	1.58[a]	2.37	0.93	0.49

หมายเหตุ : ค่าเฉลี่ยในบรรทัดเดียวกันอักษรที่แตกต่างแสดงว่ามีความแตกต่างทางสถิติ ($p<0.05$)

จากการใช้น้ำหมักชีวภาพเพื่อการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย ปรากฏว่าไม่ได้ผลเป็นที่น่าพอใจ เนื่องจากในน้ำหมักชีวภาพ ประกอบด้วย สารอินทรีย์จำพวก กรดฮิวมิก และกรดฟูลวิก และ เมลานอยดิน (melanoidin) ซึ่งย่อยสลายยาก โดยมาจากส่วนประกอบในน้ำหมักชีวภาพและกากน้ำตาลในกระบวนการผลิตน้ำหมักชีวภาพ (Banat *et al.*, 1996) ทำให้ทั้งในน้ำหมักชีวภาพและน้ำชะมูลฝอยมีค่าความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพต่ำ ประกอบกับจุลินทรีย์ในน้ำหมักชีวภาพอาจขาดความสามารถเฉพาะในการบำบัดสารอินทรีย์ และสภาวะแวดล้อมไม่เหมาะสม จึงทำให้จุลินทรีย์มีปริมาณไม่มากพอที่จะแข่งขันกับจุลินทรีย์ชนิดอื่นที่อยู่ในธรรมชาติ (สุมาลี เหลืองสกุล และคณะ, 2545) รวมทั้งอาจเกิดจากสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยมีความเข้มข้นสูง จนอาจก่อให้เกิดการยับยั้งหรือเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ได้ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2546)

เมื่อสิ้นสุดการทดลองการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยน้ำหมักชีวภาพ น้ำชะมูลฝอยยังคงมีคุณภาพน้ำต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งกระทรวงโรงงานอุตสาหกรรม ดังนั้นการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่ความสามารถในการย่อยสลายต่ำ จำเป็นต้องใช้กระบวนการทางเลือกอื่นๆ โดยกระบวนการทางเคมี

วิธีหนึ่งที่นิยมนำมาใช้บำบัดน้ำชะมูลฝอย และประสิทธิภาพมีสูง คือ ปฏิกิริยาเฟนตัน ซึ่งได้นำมาใช้ในการทดลองต่อไป

3.3 การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

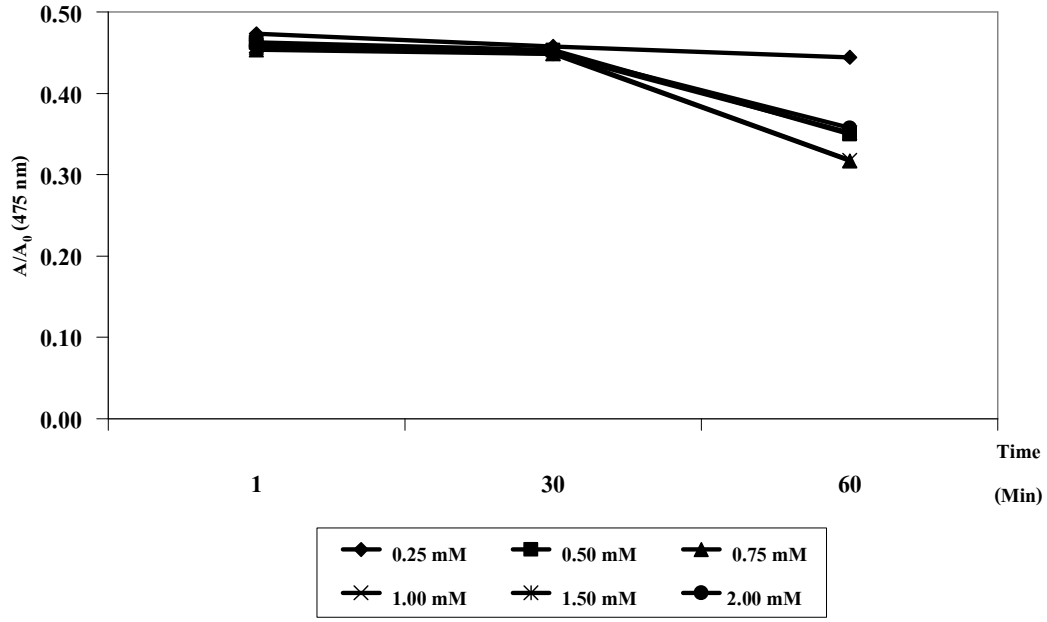
จากการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพพบว่าไม่สามารถบำบัดค่า COD และ BOD_5 ให้มีค่าต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรมจนสามารถปล่อยออกสู่ธรรมชาติได้ ดังนั้นในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจึงต้องอาศัยวิธีการอื่นๆ ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่มีคุณลักษณะเฉพาะเช่นเดียวกับน้ำชะมูลฝอย คือ มีความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพต่ำ สำหรับปฏิกิริยาเฟนตันเป็นกระบวนการบำบัดทางเคมีวิธีการหนึ่งที่นิยมนำมาบำบัดน้ำชะมูลฝอย และมีประสิทธิภาพสูง (Badawy and Ali, 2006; Deng and Engleharat, 2006; Ma and Xia, 2009) โดยในการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตันต้องมีการหาค่าปริมาณความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน [Fe^{2+}] และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ [H_2O_2] ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

3.3.1 ผลของความเข้มข้นเฟอร์รัสไอออน [Fe^{2+}] เริ่มต้น

ผลการศึกษาความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนเริ่มต้นต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ โดยการบำบัดกำหนดให้ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงที่เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์ ซึ่งความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอร์รัสไอออนที่ศึกษาเท่ากับ 6 ค่า คือ 0.25, 0.50, 0.75, 1.00, 1.50 และ 2.00 มิลลิโมลาร์ ตามลำดับ แล้วเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย ณ เวลาการทำปฏิกิริยา 1 30 และ 60 นาที และนำไปกรองผ่านแผ่นกรอง GF/C ทันทีเพื่อวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่อง UV-visible Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร เพื่อศึกษาการลดลงของค่าการดูดกลืนแสงและศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ที่ที่ความยาวคลื่น 475 นาโนเมตร เวลาการบำบัด 48 ชั่วโมง จากการทดลองพบว่าการเพิ่มระยะเวลาทำปฏิกิริยาทำให้ค่าการดูดกลืนแสงของน้ำชะมูลฝอยลดลง ดังรูปที่ 3-25 ทั้งนี้เนื่องจากไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ที่ผลิตออกมาอย่างต่อเนื่องในปฏิกิริยาเฟนตันมีโอกาสสัมผัสกับสารอินทรีย์อย่างทั่วถึง และนานขึ้นดังสมการที่ (1) และ (2)

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \longrightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^{\bullet} \qquad (k_1 = 53\text{-}76\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (1)$$

$$Fe^{3+} + H_2O_2 \longrightarrow Fe^{2+} + HO_2^{\bullet} + H^+ \qquad (k_2=0.002\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (2)$$



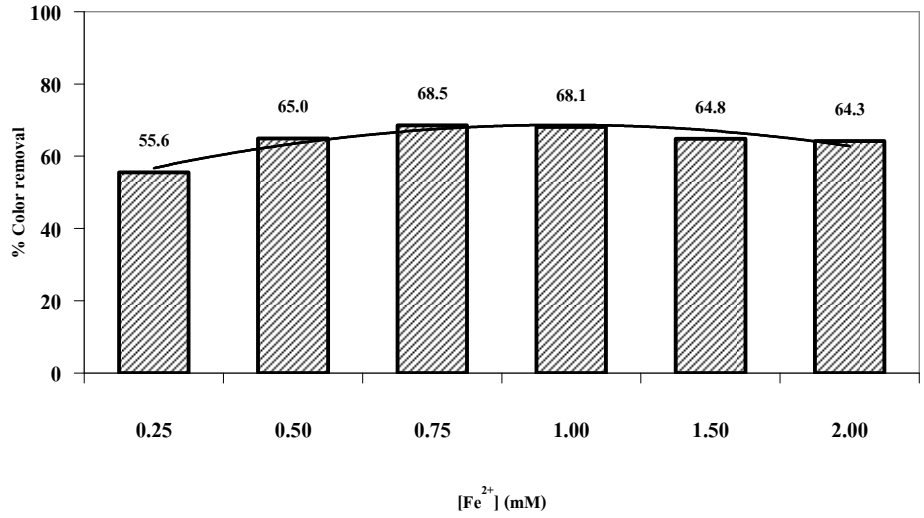
รูปที่ 3-25 ผลการลดลงของค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาต่างๆ ([H_2O_2] เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)

ประสิทธิภาพการบำบัดสี ณ เวลา 60 นาที มีค่าเท่ากับ 55.5, 65, 68.5, 68.1, 64.8 และ 64.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังรูปที่ 3-26 โดยเมื่อความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ มีค่าประสิทธิภาพการบำบัดสีสูงสุดเท่ากับ 68.5 เปอร์เซ็นต์ อย่างไรก็ตามโดยทั่วไปแล้วการเพิ่มสัดส่วนของเฟอร์รัสไอออน จะส่งผลดีสามารถส่งเสริมให้ประสิทธิภาพบำบัดเพิ่มขึ้นจนถึงระดับหนึ่ง หลังจากนั้นประสิทธิภาพการบำบัดจะลดลง เนื่องจากเฟอร์รัสไอออน และเฟอร์ริกไอออนทำปฏิกิริยากับไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) และไฮโดรเปอร์ดรอกซิล ($OH_2^{\bullet}$) ดังสมการที่ (3) ถึง (5) ทำให้ปฏิกิริยาถูกยับยั้ง ความว่องไวของปฏิกิริยาลดลง จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดด้อยลงไปด้วย (Deng and Englehardt, 2006) สอดคล้องกับการศึกษาในครั้งนี้ที่พบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนจาก 0.25-0.75 มิลลิโมลาร์ สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสีเพิ่มขึ้นได้ แต่เมื่อของเฟอร์รัสไอออนเพิ่มขึ้นมากกว่า 0.75 มิลลิโมลาร์ กลับทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสีลดลงเช่นกัน

$$Fe^{2+} + OH^{\bullet} \longrightarrow Fe^{3+} + OH^- \qquad (k_3 = 3.2\text{-}4.3 \times 10^8\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (3)$$

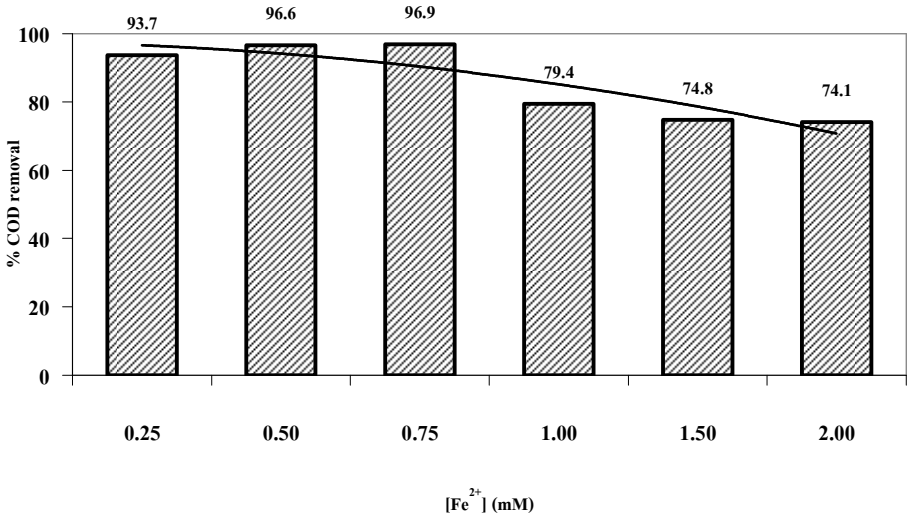
$$Fe^{3+} + HO_2^{\bullet} \longrightarrow Fe^{2+} + O_2 + H^- \qquad (k_4 < 2.0 \times 10^4\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (4)$$

$$Fe^{2+} + HO_2^{\bullet} + H^+ \longrightarrow Fe^{3+} + H_2O_2 \qquad (k_5 = 1.20 \times 10^6\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (5)$$



รูปที่ 3-26 ผลความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอร์รัสไอออนต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่าการดูดกลืนแสง ณ 60 นาที ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)

ผลการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยในรูปค่า COD หลังทิ้งน้ำตัวอย่างทิ้งไว้เป็นระยะเวลา 48 ชั่วโมง เพื่อให้ไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) จากปฏิกิริยาเฟนตันเกิดการออกซิเดชั่นสารอินทรีย์ได้มากขึ้น และเกิดประโยชน์สูงสุด หลังจากนั้นจึงหยุดปฏิกิริยาโดยการไล่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซค์ด้วยการจุ่มน้ำชะมูลฝอยในอ่างควบคุมอุณหภูมิที่ 40-50 องศาเซลเซียสนาน 30 นาที (Badawy and Ali, 2006; Deng and Englehardt, 2009) จากการทดลองพบว่าปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในน้ำชะมูลฝอยเหลืออยู่น้อยมากจนไม่รบกวนค่า COD ซึ่งสอดคล้องกับในการรายงานของ Mendham และคณะ (2000) และ Guedes และคณะ (2003) ที่พบว่าวิธีการดังกล่าวมีไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ตกค้างน้อยมากจนไม่รบกวนค่า COD โดยผลทดลองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD เท่ากับ 93.7, 96.6, 96.9, 79.4, 74.8 และ 74.1 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยที่เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ สามารถบำบัดค่า COD ได้สูงที่สุด 96.9 เปอร์เซ็นต์ ดังรูปที่ 3-27



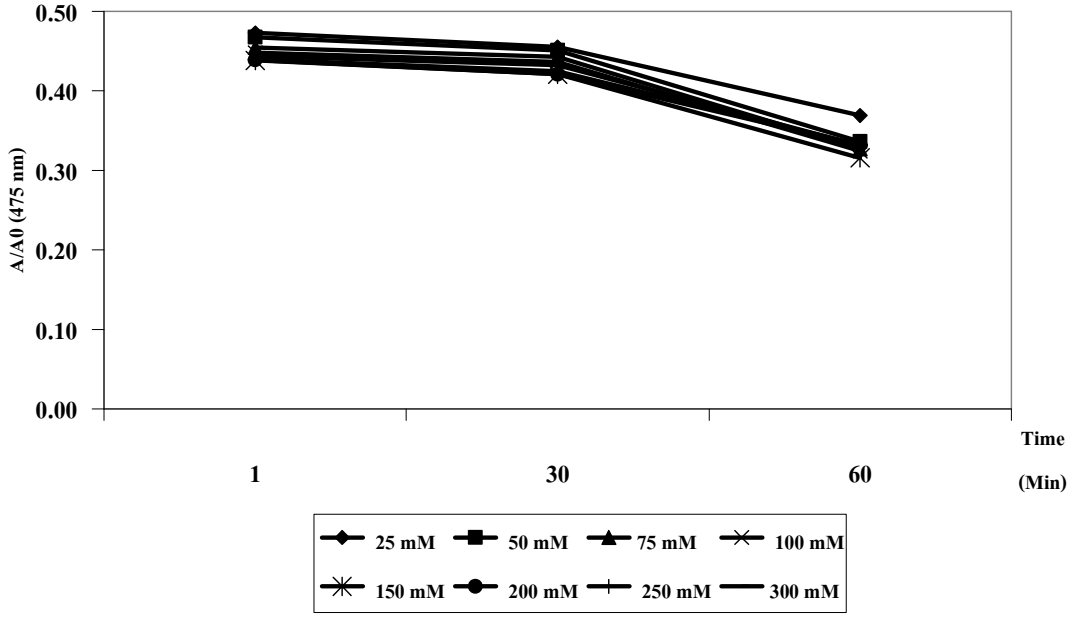
รูปที่ 3-27 ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)

จากการทดลองพบว่าเมื่อความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนเพิ่มขึ้นจาก 0.25 จนถึง 0.75 มิลลิโมลาร์ จะสามารถบำบัดสารอินทรีย์ทั้งในส่วนของค่าการดูดกลืนแสง และค่า COD ได้สูงสุด เนื่องจากสามารถก่อให้เกิดไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ออกมาได้สูงดังสมการที่ (1) หน้า 57 ดังนั้นจึงสามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตามเมื่อความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนในการทดลองนี้เพิ่มขึ้นสูงกว่า 0.75 มิลลิโมลาร์ เป็นที่น่าสังเกตว่ากลับไม่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดได้ ซึ่งโดยทั่วไปแล้วประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สามารถเพิ่มสูงขึ้นได้เมื่อสัดส่วนเฟอร์รัสไอออนเพิ่มขึ้นจนระดับถึงหนึ่งหลังจากนั้นประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD จะลดลง โดยกลไกการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยปฏิกิริยาเฟนตันมีความขั้นตอนซับซ้อน คือเมื่อทำการออกซิเดชั่นสารอินทรีย์ด้วยไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ในขั้นแรกจะมีการแตกพันธะ (brake down) ให้สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนจำพวกพันธะวงแหวน พันธะคู่ และพันธะเดี่ยวลดลง ให้อยู่ในรูปที่ย่อยสลายง่ายขึ้นหลังจากนั้นไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ที่ผลิตออกมาอย่างต่อเนื่องจากปฏิกิริยาจะออกซิไดซ์สารอินทรีย์ต่อไปจนท้ายที่สุด สารอินทรีย์ในน้ำจะถูกออกซิไดซ์จนกลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ ทำให้เกิดการกำจัดอย่างสมบูรณ์ของปฏิกิริยา (mineralization) (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2546; Kurniawan, 2006a; Primo *et al*., 2007; Renou *et al*., 2008) โดยในส่วนของการบำบัดสีในน้ำนั้นสามารถดำเนินการได้ง่ายกว่าการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดคือเพียงแตกพันธะให้ปริมาณพันธะคู่และพันธะเดี่ยวของสารอินทรีย์ในน้ำลดลง การบำบัดสีในน้ำก็จะเกิดขึ้น (Liu *et al*., 2007) โดยเป็นที่ทราบกันดีว่าการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยปฏิกิริยาเฟนตันจะเพิ่มขึ้นได้เมื่อ

เพิ่มสัดส่วนเฟอร์รัสไอออน แต่การเพิ่มระดับของเฟอร์รัสไอออน ที่มากจนเกินกว่าระดับที่เหมาะสมนั้น จะส่งผลเสียทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาจากปฏิกิริยาพบว่าเฟอร์รัสไอออน ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาซึ่งต้องอาศัยสารตั้งต้น คือ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นหลัก ในขณะเดียวกันเมื่อเฟอร์รัสไอออนน้อยกว่าระดับที่เหมาะสม จะส่งผลให้ปฏิกิริยาตั้งต้นไม่สามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ออกมาได้มากเพียงพอในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยอย่างสมบูรณ์ ส่งผลโดยตรงทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ลดลง (Zhang, 2005; Kurniawan *et al*., 2006a; Primo *et al*., 2007) รวมทั้งปริมาณเฟอร์รัสไอออนที่เพิ่มขึ้นยังส่งผลให้ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (Total dissolved solid; TDS) ค่าการนำไฟฟ้า (Electro conductivity) และตะกอนเหล็ก (Iron sludge) ในน้ำหลังทดลองเพิ่มสูงขึ้น (Gogote and Pandit, 2004) ซึ่งจะมีผลทำให้ต้นทุนในการกำจัดตะกอนสูงขึ้นตามไปด้วย

3.3.2 ผลของความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น

จากการทดลองความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย ซึ่งความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นที่ศึกษาเท่ากับ 8 ค่า คือ 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250 และ 300 มิลลิโมลาร์ ตามลำดับ และกำหนดให้ความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนคงที่เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ (จากผลการบำบัดสารอินทรีย์สูงสุดในการทดลองที่ 3.3.1) โดยเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย ณ เวลาการทำปฏิกิริยา 1 30 และ 60 นาที แล้วกรองผ่านแผ่นกรอง GF/C ทันทีเพื่อวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่อง UV-visible Spectrophotometer ระหว่างความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร เพื่อศึกษาการลดลงของค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 475 นาโนเมตร และศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ที่เวลาการบำบัด 48 ชั่วโมง พบว่าค่าการดูดกลืนแสงลดลง เมื่อระยะเวลาทำปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นในทุกสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ทดลอง โดย ณ เวลาทำปฏิกิริยานาทีที่ 1 30 และ 60 นาที จากการทดลองพบว่าค่าการดูดกลืนแสงลดลงตามลำดับ ดังรูปที่ 3-28



รูปที่ 3-28 ผลการลดลงของค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาต่างๆ (Fe^{2+}เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

จากการทดลองพบว่าความเข้มข้นเริ่มต้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีประสิทธิภาพในการบำบัดสี ณ เวลา 60 นาที เท่ากับ 63.1, 66.4, 67.3, 67.6, 68.4, 66.8, 66.8 และ 66.8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังรูปที่ 3-29 โดยเมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ระหว่าง 25-150 มิลลิโมลาร์ มีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสีค่อยๆ สูงขึ้นตามความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ จนกระทั่งค่าประสิทธิภาพการบำบัดสีสูงสุด 68.4 เปอร์เซ็นต์ เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นการส่งเสริมให้ปฏิกิริยาสร้างไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ออกมามากขึ้น ดังสมการที่ (1) และ (2) ต่อจากนั้นเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สูงกว่า 150 มิลลิโมลาร์ พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ลดลง เนื่องจากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ปริมาณมากจนเกินไปเกิดการรวมตัวกันของไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และไฮโดรเปอร์ดรอกซิล ($OH_2^{\bullet}$) ดังสมการที่ (6) และ (7) รวมทั้งการรวมตัวกันเองของ ไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) และไฮโดรเปอร์ดรอกซิล ($OH_2^{\bullet}$) ดังสมการที่ (8) ถึง (11) ทำให้เกิดการสูญเสียไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ไปโดยเปล่าประโยชน์ เป็นผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดสีลดลง (Deng, 2006; Primo *et al*., 2007; Hermosilla *et al*., 2009)

$$H_2O_2 + OH^{\bullet} \longrightarrow HO_2^{\bullet} + H_2O \qquad (k_6 = 3.3\times10^7\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (6)$$

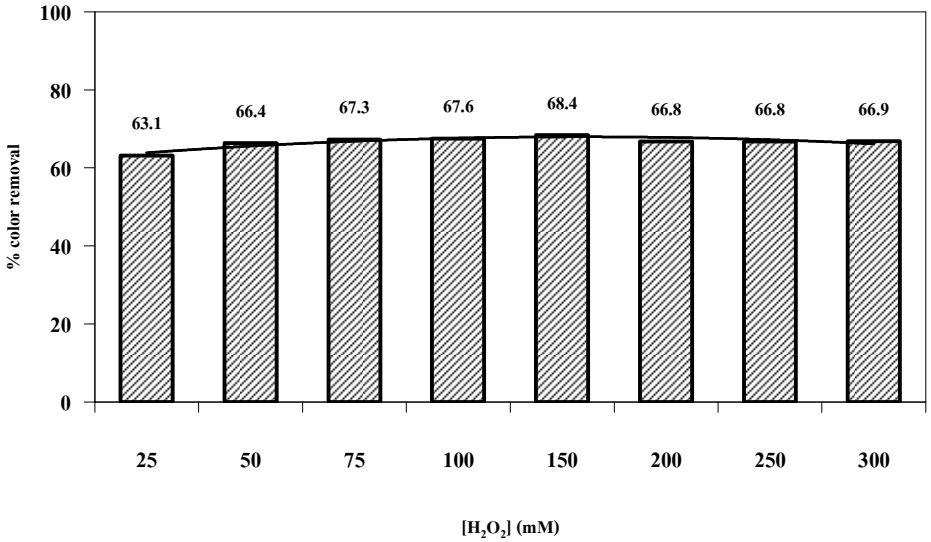
$$HO_2^{\bullet} + HO_2^{\bullet} \longrightarrow H_2O_2 + O_2 \qquad (k_7 = 8.3\times10^5\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (7)$$

$$HO_2^{\bullet} + H_2O_2 \longrightarrow OH^{\bullet} + H_2O + O_2 \qquad (k_8 = 0.5\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (8)$$

$$HO_2^{\bullet} + OH^{\bullet} \longrightarrow H_2O + O_2 \qquad (k_9 = 1\times10^{10}.\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (9)$$

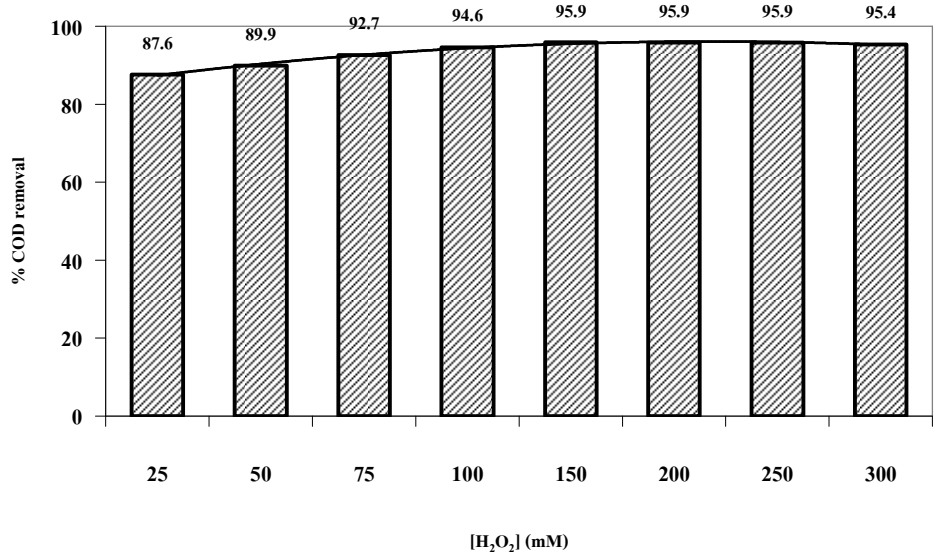
$$OH^{\bullet} + OH^{\bullet} \longrightarrow H_2O_2 \qquad (k_{10} = 5.3\times10^9.\ M^{-1}.s^{-1}) \qquad (10)$$

$$2\ H_2O_2 \longleftrightarrow 2\ H_2O + O_2 \qquad (11)$$



รูปที่ 3-29 ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่าการดูดกลืนแสง ณ 60 นาที ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

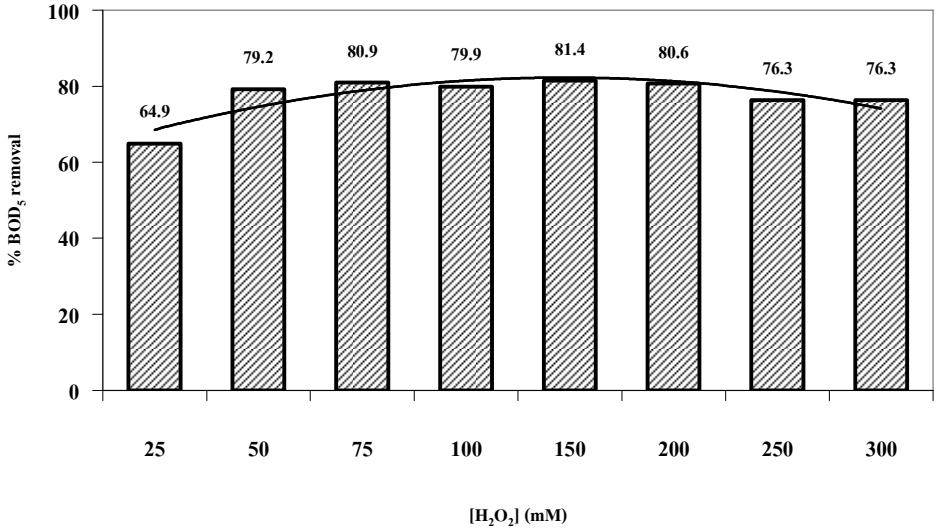
สำหรับการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของค่า COD พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD มีค่าเท่ากับ 87.6, 89.9, 92.7, 94.6, 95.9, 95.9, 95.9 และ 95.4 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยผลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า COD เมื่อความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นจาก 25 ถึง 150 มิลลิโมลาร์ ส่งเสริมให้ปฏิกิริยาเกิดไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) มากขึ้น ทำให้มีผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพบำบัดค่า COD จึงเพิ่มสูงขึ้นตามลำดับ อย่างไรก็ตามที่ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นมากกว่า 150 มิลลิโมลาร์ กลับส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD คงที่และมีแนวโน้มลดลง ดังรูปที่ 3-30 เนื่องจากปฏิกิริยาไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ที่ผลิตจากปฏิกิริยาน้อยลง ส่งผลให้ความสามารถในการบำบัดค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่ทดลองลดลงตามไปด้วย (Primo *et al*., 2007; Hermosilla *et al*., 2009)



รูปที่ 3-30 ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า COD ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์ และ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปค่า BOD_5 ซึ่งเป็นค่าที่แสดงถึงความสามารถของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำหลังทิ้งน้ำชะมูลฝอยเป็นระยะเวลา 48 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD_5 เท่ากับ 64.9, 79.2, 80.9, 79.9, 81.4, 80.6, 76.3 และ 76.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่าเท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ สามารถบำบัดค่า BOD_5 ได้สูงสุด 81.4 เปอร์เซ็นต์ เนื่องจากเป็นสัดส่วนที่สามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) มากที่สุดในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในรูปของค่า BOD_5 ดังรูปที่ 3-31 ซึ่งจะเห็นการบำบัดสี และสารอินทรีย์ในรูปค่า COD และค่า BOD_5 ในน้ำชะมูลฝอยมีความสัมพันธ์ในทิศทางเดียวกัน เนื่องจากสีและสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิก เป็นสารอินทรีย์ที่เกิดจากการย่อยสลายของสิ่งมีชีวิตจนไม่สามารถย่อยสลายต่อไปได้ในธรรมชาติ มีโครงสร้างซับซ้อน มีความเป็นโพลิเมอร์สูง ย่อยสลายยาก และมีมวลโมเลกุลสูงประมาณ 5,000-100,000 Delton (Uyguner *et al.,* 2007) ทั้งนี้ ธนกฤต คงทอง (2552) รายงานว่ากลไกการบำบัดสีในน้ำทิ้งโรงงานปาล์มจัดเป็นปฏิกิริยาลำดับที่ 1 (first order reaction) โดยที่เมื่อลดพันธะคู่ และพันธะเดี่ยวลง การบำบัดสีจะเกิดขึ้น ส่วนการบำบัดสารอินทรีย์นั้นจัดเป็นปฏิกิริยาลำดับที่ 2 (second order reaction) จึงต้องใช้ระยะเวลานานกว่าจนทำให้เกิดการกำจัดอย่างสมบรูณ์ของปฏิกิริยา (mineralization) คือ เปลี่ยนรูปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ออกซิเจน และน้ำ (Zhang, 2005) ในขณะที่ในน้ำชะมูลฝอยมีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากต้องใช้ระยะเวลานาน ดังนั้นทั้งกลไกการบำบัดสีและสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยจึง

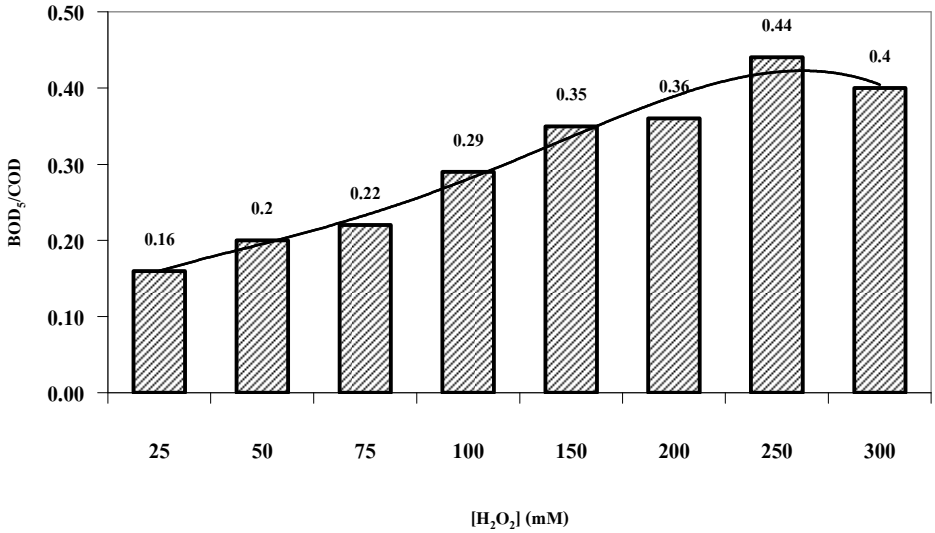
สอดคล้องในทิศทางเดียวกัน



รูปที่ 3-31 ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า BOD_5 ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงของค่า BOD_5/COD ซึ่งเป็นค่าที่ใช้ในการประเมินความยาก-ง่ายในการย่อยสลายทางชีวภาพ โดยค่า BOD_5/COD ที่เพิ่มขึ้นบ่งบอกว่าน้ำชะมูลฝอยสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี สำหรับน้ำชะมูลฝอยมีค่า BOD_5/COD ต่ำมากการเพิ่มค่า BOD_5/COD ภายหลังการบำบัดจึงเป็นการส่งเสริมให้น้ำชะมูลฝอยย่อยสลายง่ายขึ้นประสิทธิภาพการบำบัดอีกแนวทางหนึ่ง จากการทดลองผลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นมีค่า BOD_5/COD เท่ากับ 0.16, 0.2, 0.22, 0.29, 0.35, 0.36, 0.44, 0.4 ตามลำดับ ดังรูปที่ 3-32 ซึ่งน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองมีค่า BOD_5/COD เท่ากับ 0.07 (บ่งบอกว่าเป็นน้ำชะมูลฝอยที่ย่อยสลายยากมาจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมากกว่า 5 ปี) โดยเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นจาก 25 ถึง 250 มิลลิโมลาร์ ส่งผลให้ค่า BOD_5/COD สูงขึ้น ตามลำดับ และที่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 250 มิลลิโมลาร์ มีค่า BOD_5/COD สุดสุดเท่ากับ 0.44 อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาควบคู่กันทั้งในส่วนของค่า COD และ BOD_5 พบว่าเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่า 150 มิลลิโมลาร์ มีค่า COD และ BOD_5 คงเหลือน้อยที่สุดและประสิทธิภาพการบำบัดสูงที่สุด อย่างไรก็ตามจากผลที่ได้อาจเป็นไปได้ว่า ค่า BOD_5 เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่า 150 มิลลิโมลาร์ ค่า BOD_5 ของการทดลองนี้ลดลงต่ำมาก เพราะหลังทำปฏิกิริยาแล้วทิ้งไว้ 48 ชั่วโมง ปฏิกิริยายังคงสร้างไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์อย่างต่อเนื่อง ส่งผลให้ค่า BOD_5 ลดลง ในขณะที่เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สูงกว่า 150 มิลลิโมลาร์ ค่า BOD_5 ซึ่งสามารถย่อยสลายได้ง่ายกว่ามีแนวโน้ม

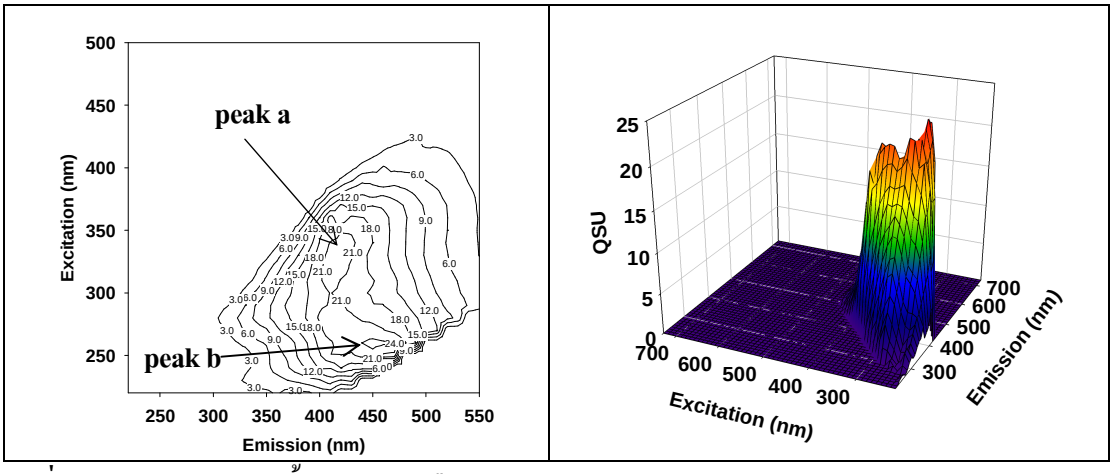
ลดลง โดยที่ค่า COD จะมีแนวโน้มคงที่เพราะมีสารอินทรีย์ทั้งที่ย่อยสลายได้ง่ายและยากรวมอยู่ จึงส่งผลทำให้ค่า BOD_5/COD เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่า 250 มิลลิโมลาร์ มีค่าสูงขึ้น



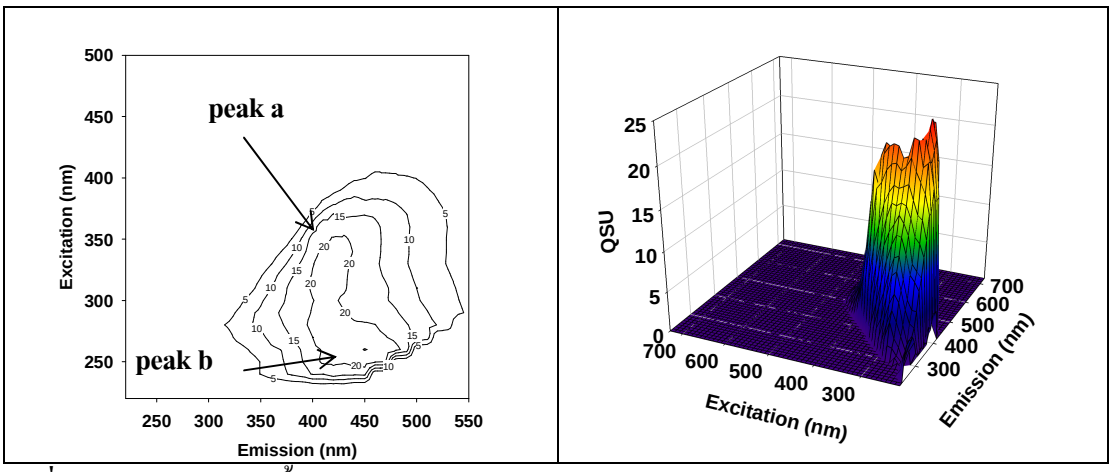
รูปที่ 3-32 ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า BOD_5/COD ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์ และ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

ผลการศึกษาความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ต่อการเปลี่ยนแปลงกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำชะมูลฝอยหลังทำปฏิกิริยาแล้วทิ้งไว้ 48 ชั่วโมง แล้วนำเฉพาะส่วนใสไปหาค่ากลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำ ด้วยเทคนิค FEEM โดยในการศึกษานี้มีสัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) เท่ากับ 34, 67, 100, 133, 200, 267, 334 และ 400 ตามลำดับ ซึ่งจากผลการทดลอง พบว่าการวิเคราะห์ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์สารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยมีกลุ่มเด่น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มกรดฮิวมิก (humic acid–like substance) ณ peak a ที่ความยาวคลื่น (350-370 nm_{Ex}/400 nm_{Ex}) และกลุ่มกรดฟูลวิก (fulvic acid–like substance) ณ peak b ที่ความยาวคลื่น (250-270 nm_{Ex}/440-470 nm_{Ex}) เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับขอบเขตการจำแนกสารอินทรีย์ putative origin (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ซ) ซึ่งได้จากการจำแนกและรวบรวมโดย Chen และคณะ (2003) และ Baker and Curry (2004) และ Musikavong *et al* (2007) และ Janhom และคณะ (2009) ซึ่งกลุ่มสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มที่พบจัดเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำในธรรมชาติ ซึ่งมาจากกระบวนการย่อยสลายซากพืช-สัตว์ จนไม่สามารถย่อยสลายต่อได้อีกจัดเป็นสารย่อยสลายยาก (Uyguner *et al*., 2007) โดยในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบมีการย่อยสลายสารอินทรีย์หลากหลายชนิด จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยเมื่อนำมาวิเคราะห์จึงพบสารอินทรีย์ 2 กลุ่มนี้เป็นปกติ และยังเป็นสารอินทรีย์ที่ทำให้เกิดสีในน้ำชะมูลฝอยอีกด้วย (Janhom, 2009; Lu *et*

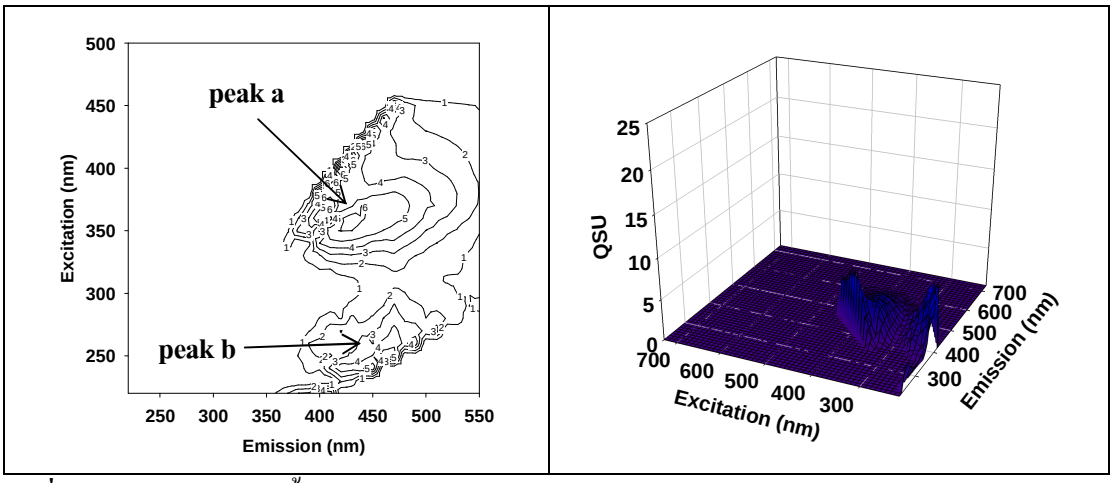
al., 2009) ดังรูปที่ 3-33 ถึง 3-41 โดยพบว่าของสัดส่วนของ ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) มีความสัมพันธ์โดยตรงกับการบำบัดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย กล่าวคือเมื่อเพิ่มสัดส่วนของ ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) จาก 34-267 ทำให้กลุ่มสารอินทรีย์ที่วิเคราะห์ได้ลดลงตามลำดับ และเมื่อสัดส่วนของ ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) เท่ากับ 334 และ400 มีผลให้กลุ่มสารอินทรีย์ที่วิเคราะห์เพิ่มขึ้น ซึ่งค่าการลดลงของกลุ่มสารอินทรีย์ของสารอินทรีย์รวมทั้ง 2 กลุ่ม เท่ากับ 22.2, 75.5, 82.2, 96, 96, 98.8, 97.7, 95.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังตารางที่ 3-7 ดังนั้นจากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าเมื่อสัดส่วนของ ($[H_2O_2]$ /$[Fe^{2+}]$) มีค่าเท่ากับ 267 (ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 200 มิลลิโมลาร์ และเฟอร์รัสไอออน เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์) สามารถลดความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ของสารอินทรีย์รวมได้สูงสุด 98.9 เปอร์เซ็นต์ โดยน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองเมื่อเจือจาง 100 เท่ามีสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิก และกรดฟูลวิก รวม 45 หน่วยควินินซัลเฟต (Quinine sulfate unit; QSU) จนกระทั่งสิ้นสุดการทดลองที่สัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) มีค่าเท่ากับ 34-100 โดยสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มมีค่าลดลง จนกระทั่งเมื่อสัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) มีค่าเท่ากับ 134-400 พบว่าสารอินทรีย์ในกลุ่มกรดฟูลวิกลดลงจนหมด คงเหลือเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิกในปริมาณเล็กน้อย เนื่องจากสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟูลวิกมีโครงสร้างที่ซับซ้อน และน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่ากรดฮิวมิก จึงทำให้ย่อยสลายได้ง่ายกว่า ส่วนกรดฮิวมิกซึ่งเป็นสารย่อยสลายยาก (Kurniawan *et al*., 2006b) จนเมื่อสิ้นสุดการทดลองยังคงพบสารอินทรีย์กลุ่มนี้อยู่บ้างแต่พบในปริมาณน้อย



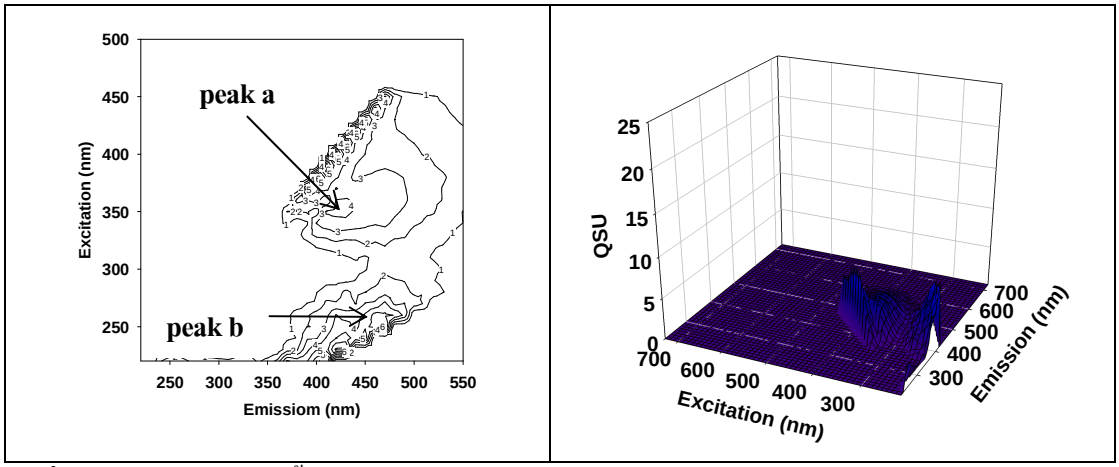
รูปที่ 3-33 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า



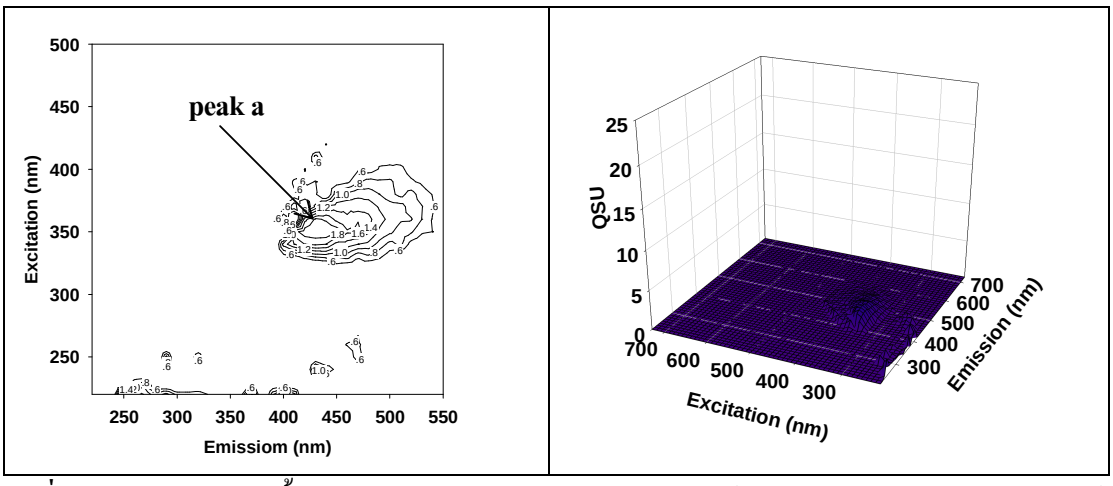
รูปที่ 3-34 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25 มิลลิโมลาร์ กับ ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



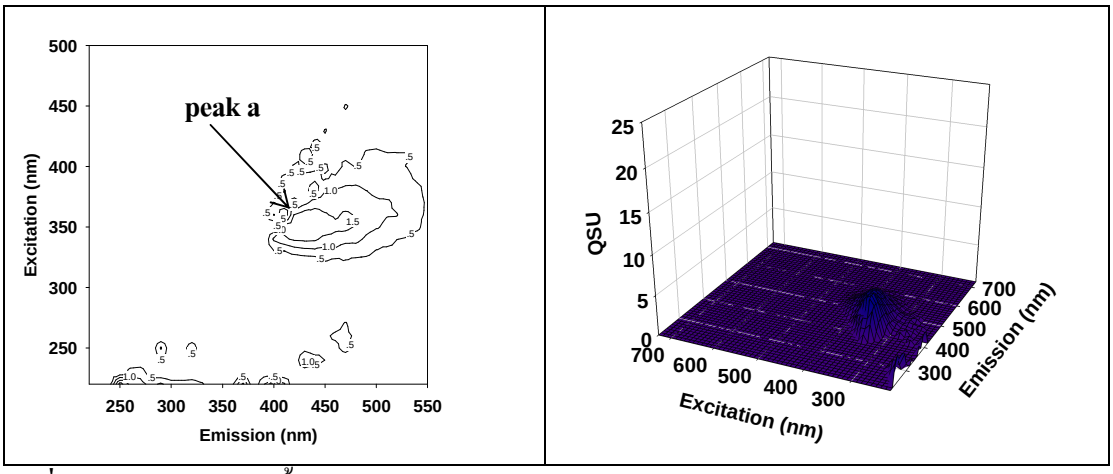
รูปที่ 3-35 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 50 มิลลิโมลาร์ กับ ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



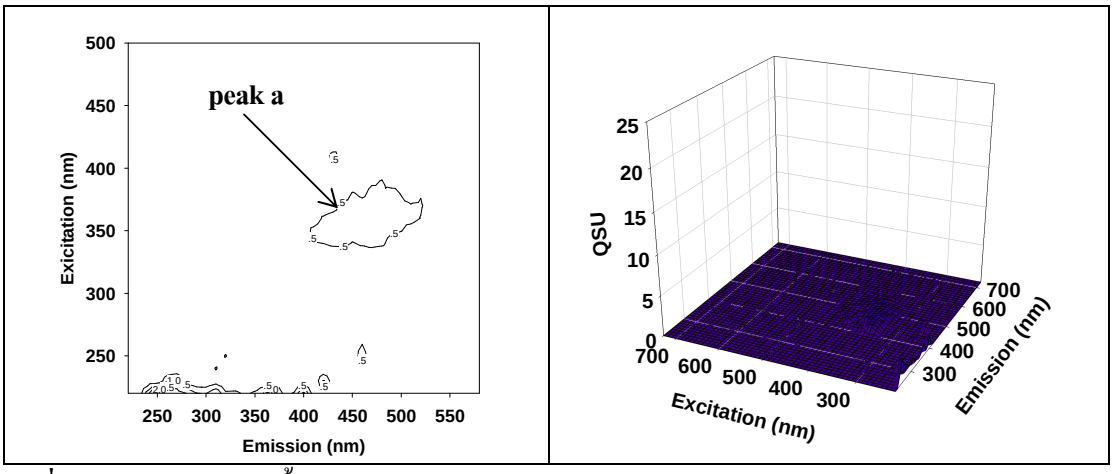
รูปที่ 3-36 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 75 มิลลิโมลาร์ กับ ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



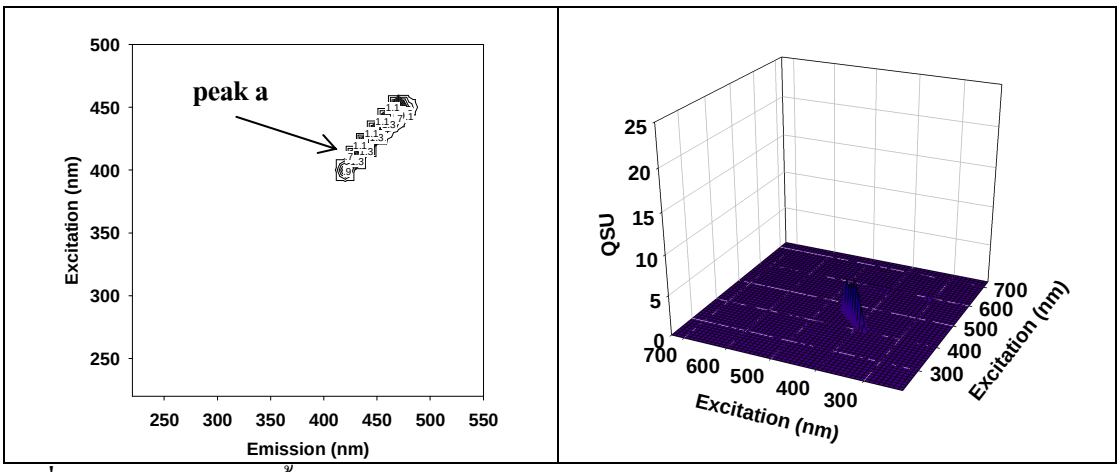
รูปที่ 3-37 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



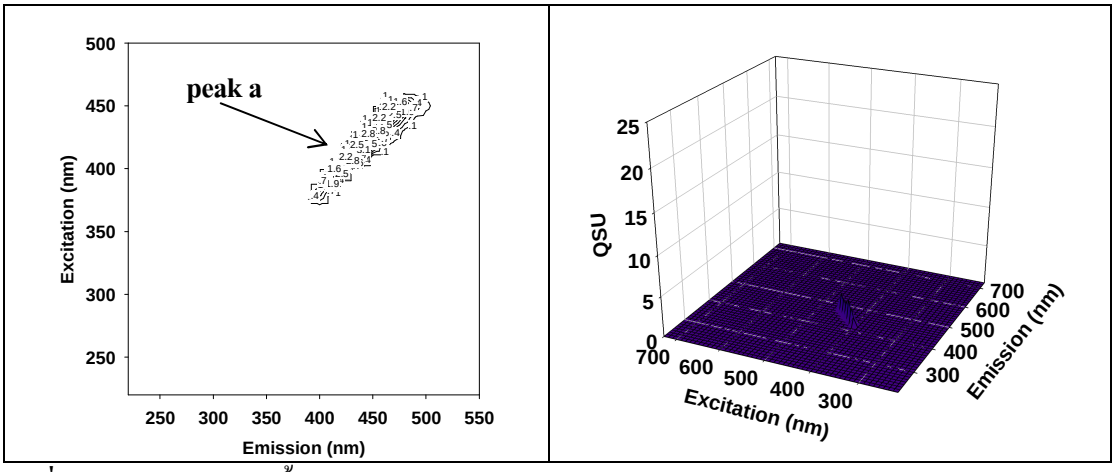
รูปที่ 3-38 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



รูปที่ 3-39 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 200 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



รูปที่ 3-40 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 250 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



รูปที่ 3-41 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 300 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

ตารางที่ 3-7 ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ที่ตำแหน่ง peak a และ peak b ในน้ำชะมูลฝอย และน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

ตัวอย่างทดลอง	ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ (QSU)[1]		
	ตำแหน่งที่พบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์สูง		ผลรวมค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ตำแหน่ง a และ b
	peak a	peak b	Total
-น้ำชะมูลฝอยก่อนบำบัด[2]	21	24	45
-น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน[3]			
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}] = 34$	20 (4.8 %)[4]	20 (16.7 %)[4]	40 (11.1 %)[4]
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}] = 67$	6 (82.9 %)[4]	5 (79.2 %)[4]	11 (75.6 %)[4]
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}] = 100$	4 (88.6 %)[4]	4 (83.3 %)[4]	8 (82.2 %)[4]
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}] = 134$	1.8 (94.9 %)[4]	-	1.8 (96 %)[4]
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}] = 200$	1.5 (95.2 %)[4]	-	1.5 (96.6 %)[4]
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}] = 267$	0.5 (98.6 %)[4]	-	0.5 (98.9 %)[4]
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}] = 334$	1 (98.1 %)[4]	-	1 (97.8 %)[4]
$[H_2O_2]/[Fe^{2+}] = 400$	2.1 (90 %)[4]	-	2.1 (95.3 %)[4]

หมายเหตุ 1 Quinine sulfate unit

2 น้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า

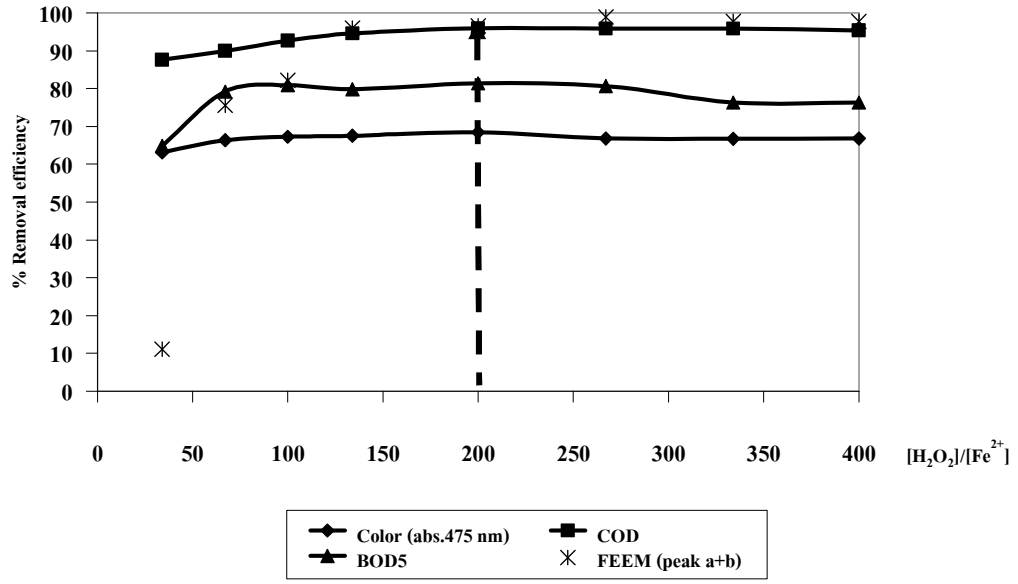
3 $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ 34-400; พีเอช 3±0.2 หลังทำปฏิกิริยา 48 ชั่วโมง (ไม่เจือจาง)

4 เปอร์เซ็นต์การลดลงของค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดสี ค่า COD ค่า BOD_5 รวมทั้งการเปลี่ยนแปลงของค่า BOD_5/COD และการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มสารอินทรีย์ในรูปค่า FEEM พบว่ามีความสอดคล้องในทิศทางเดียวกันคือ เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น ทั้งนี้ยังพบว่าที่สัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) เท่ากับ 267 (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่าเท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และเฟอร์รัสไอออน 0.75 มิลลิโมลาร์) มีประสิทธิภาพการบำบัดสี ค่า CODและค่า BOD_5 สูงสูด 68.4 เปอร์เซ็นต์ 95.9 เปอร์เซ็นต์ และ 81.4 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการบำบัดสีมีค่าต่ำกว่าการบำบัดค่า COD และค่า BOD_5 เนื่องจากประสิทธิภาพการบำบัดสีจะติดตามผลการทดลองภายในระยะเวลา 60 นาที ส่วนประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD และค่า BOD_5 จะติดตามผลการทดลองที่ 48 ชั่วโมง ทำให้ไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$)

ที่ผลิตจากปฏิกิริยาเฟนตันสัมผัสกับสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยได้มากและนานขึ้น จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD และค่า BOD_5 มีค่าสูงกว่า

ส่วนการเพิ่มขึ้นของค่า BOD_5/COD พบว่ามีค่าสูงสุดเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่า 250 มิลลิโมลาร์ หรือ สัดส่วน $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 334 และการลดลงของค่า FEEM พบว่ามีค่าสูงสุดเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่า 200 มิลลิโมลาร์ หรือ สัดส่วน $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 267 โดยสามารถบำบัดสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิก และกรดฟูลวิกได้รวม 98.9 เปอร์เซ็นต์ ดังรูปที่ 3-42 เนื่องจาก $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ ที่สูงขึ้นเป็นการเพิ่มสัดส่วน $[H_2O_2]$ เมื่อทำปฏิกิริยาเฟนตันไประยะหนึ่ง สารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเหลือน้อยลงและสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากเปลี่ยนรูปไปอยู่ในรูปที่ย่อยสลายง่ายขึ้น ทำให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่สูงขึ้นสามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้นสูงขึ้นไปอีก



รูปที่ 3-42 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าประสิทธิภาพการบำบัดในรูปตัวแปรต่างๆ

สำหรับน้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองพบว่ามีค่า COD เท่ากับ 166, 135, 98.3, 72, 54.3, 55.3, 56, 61.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และค่า BOD_5 เท่ากับ 36, 22, 21, 21, 19, 19.3, 24, 24.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยเมื่อเปรียบเทียบค่า COD และค่า BOD_5 กับเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม ซึ่งกำหนดไว้ว่าค่า COD ต้องมีค่าไม่เกินกว่า 120 มิลลิกรัมต่อลิตรและ ค่า BOD_5 ต้องมีค่าไม่เกินกว่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงสามารถปล่อยน้ำทิ้งเหล่านี้ออกสู่ธรรมชาติได้ โดยปรากฏว่าเมื่อสัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) มีค่ามากกว่า 100 (ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มากกว่า 75 มิลลิโมลาร์ และเฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์) สามารถส่งผลให้ค่า COD ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานจนสามารถปล่อยทิ้งสู่ธรรมชาติได้ แต่เมื่อพิจารณา

ควบคู่กับค่า BOD_5 ยังมีค่าเกินกว่าระดับที่กำหนดเล็กน้อย โดยเมื่อสัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) เท่ากับ 200 (ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และเฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์) เป็นสัดส่วนสารเคมีน้อยที่สุดที่ส่งผลให้เกิดประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สูง และสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยจนมีค่า COD และ BOD_5 ในระดับต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐาน และเมื่อคำนวณต้นทุนการบำบัดตามราคาสารเคมีชนิด analysis chemical reagent grade พบว่ามีต้นทุนประมาณ 12,860 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ส่วนเมื่ออนุมานตามราคาสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade พบว่าลดต้นทุนลงเหลือประมาณ 254 บาท ต่อลูกบาศก์เมตร (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ฉ) แต่เนื่องจากการทดลองน้ำชะมูลฝอยมีสภาวะกรดทำให้การปล่อยน้ำหลังการทดลองออกสู่ธรรมชาติอาจส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในธรรมชาติได้ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องปรับค่าพีเอชของน้ำหลังการทดลองให้อยู่ในระดับที่สามารถปล่อยออกสู่ธรรมชาติได้ ทำให้ต้นทุนในการปรับคุณภาพน้ำอาจเพิ่มขึ้น โดยต้นทุนในการบำบัดตามราคาสารเคมีชนิด analysis chemical reagent grade พบว่ามีต้นทุนประมาณ 13,000 บาท ต่อลูกบาศก์เมตร และเมื่ออนุมานตามราคาสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade พบว่าสามารถลดต้นทุนลงเหลือประมาณ 259 บาท ต่อลูกบาศก์เมตร

3.3.3 ผลของแสงอุลตราไวโอเลต (Ultraviolet; UV) กับปฏิกิริยาเฟนตัน

กระบวนการออกซิเดชั่นขั้นสูงแสงอุลตราไวโอเลต นับว่ามีการนำมาประยุกต์ใช้ร่วมกับการออกซิเดชั่นอื่นๆ เช่น โอโซน และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด ในปฏิกิริยาเฟนตันได้นำแสงอุลตราไวโอเลตมาใช้ร่วมด้วย ซึ่งเรียกกระบวนการบำบัดแบบนี้ว่า โฟโตเฟนตัน (Photo-Fenton) โดยแสงอุลตราไวโอเลตที่ใช้สามารถกระตุ้นให้ปฏิกิริยาเฟนตันสร้างไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ได้มากและรวดเร็วขึ้น (Primo *et al*., 2007) ดังสมการที่ (14-18) รวมทั้งแสงอุลตราไวโอเลตยังกระตุ้นให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เกิดไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ได้ดังสมการที่ (17) ขึ้นได้เช่นกัน (Kurniawan, 2006a; Renou *et al*., 2008; Hermosilla *et al*., 2009) รวมทั้งแสงอุลตราไวโอเลตยังสามารถกระตุ้นให้เฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) และเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) แตกตัวได้ดีเพิ่มขึ้น ดังสมการที่ (18)

$$H_2O_2 + Fe^{2+} + h\nu \longrightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^{\bullet} \quad (14)$$

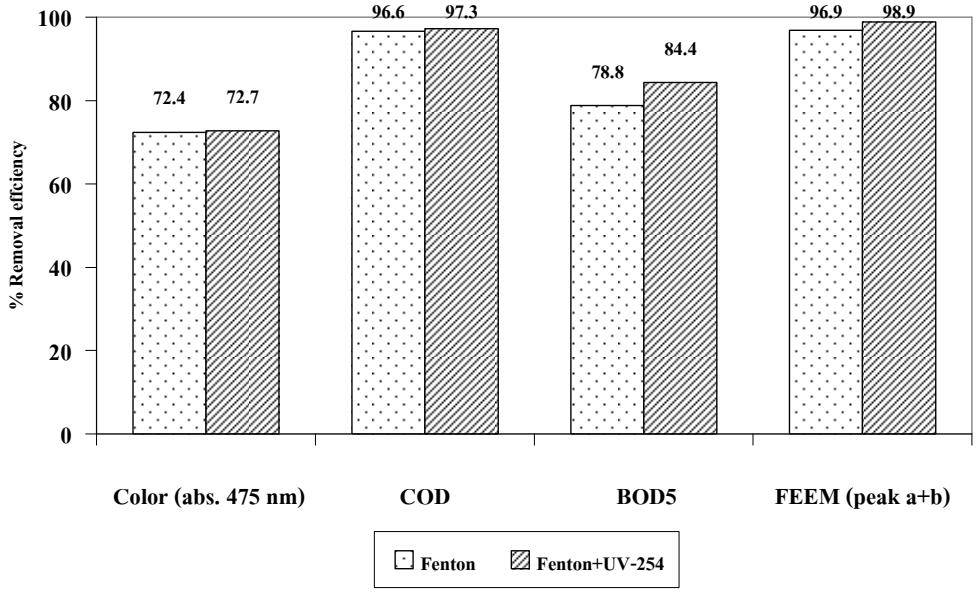
$$H_2O + Fe^{3+} + h\nu \longrightarrow Fe^{2+} + H^+ + OH^{\bullet} \quad (15)$$

$$Fe(OH)^{2+} + h\nu \longrightarrow Fe^{2+} + OH^{\bullet} \quad (16)$$

$$H_2O_2 + h\nu \longrightarrow 2OH^{\bullet} \quad (17)$$

$$Fe^{2+} + h\nu \longleftrightarrow Fe^{3+} \quad (18)$$

ในการทดลองนี้เป็นการศึกษาเปรียบเทียบ ระหว่างการใช้แสงแสงอุลตราไวโอเลต และไม่ใช้แสงอุลตราไวโอเลต (UV-254) ในปฏิกิริยาเฟนตัน โดยปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการทดลองนี้ คือที่สัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) เท่ากับ 200 โดยมีไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และเฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ (จากประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สูงสุดในการทดลองที่ 3.3.2) ซึ่งจากผลการทดลองพบว่าในปฏิกิริยาเฟนตัน มีประสิทธิภาพการบำบัดสีเท่ากับ 72.4 เปอร์เซ็นต์ และมีประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD, BOD_5, FEEM เท่ากับ 96.6, 78.8, 96.9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และค่า BOD_5/COD เพิ่มขึ้นเป็น 0.33 ส่วนปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 มีประสิทธิภาพการบำบัดสีเท่ากับ 72.7 เปอร์เซ็นต์ โดยประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD, BOD_5, FEEM มีค่าเท่ากับ 97.3, 84.4, 98.9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถเพิ่มค่า BOD_5/COD เพิ่มขึ้นเป็น 0.39 ดังรูปที่ 3-43



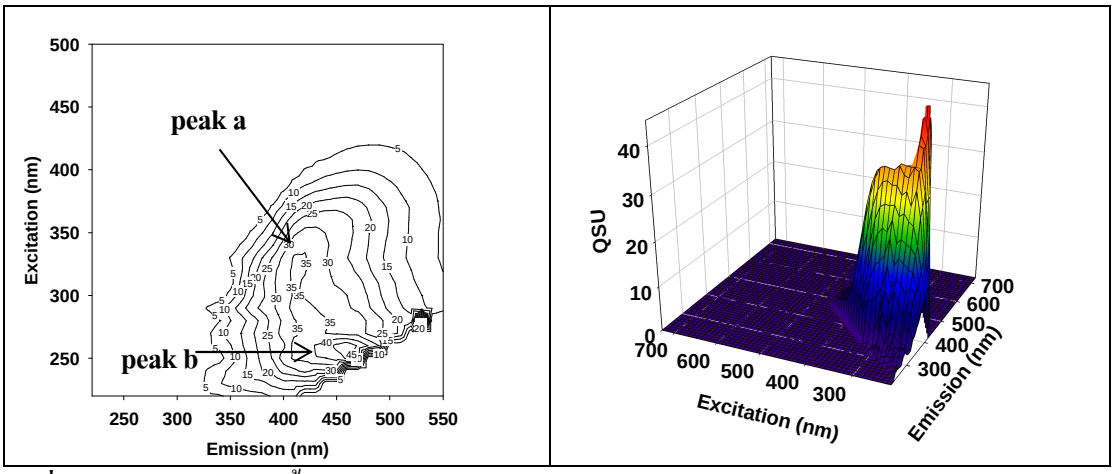
รูปที่ 3-43 ประสิทธิภาพการบำบัดในรูปตัวแปรต่างๆ ของปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน + UV-254 ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และ$[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าทั้งปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงโดยเมื่อเปรียบเทียบค่า COD และ ค่า BOD_5 กับเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม ซึ่งกำหนดไว้ว่าค่า COD มีค่าได้ไม่เกิน 120 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า BOD_5 มีค่าได้ไม่เกิน 20 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยเมื่อสิ้นสุด

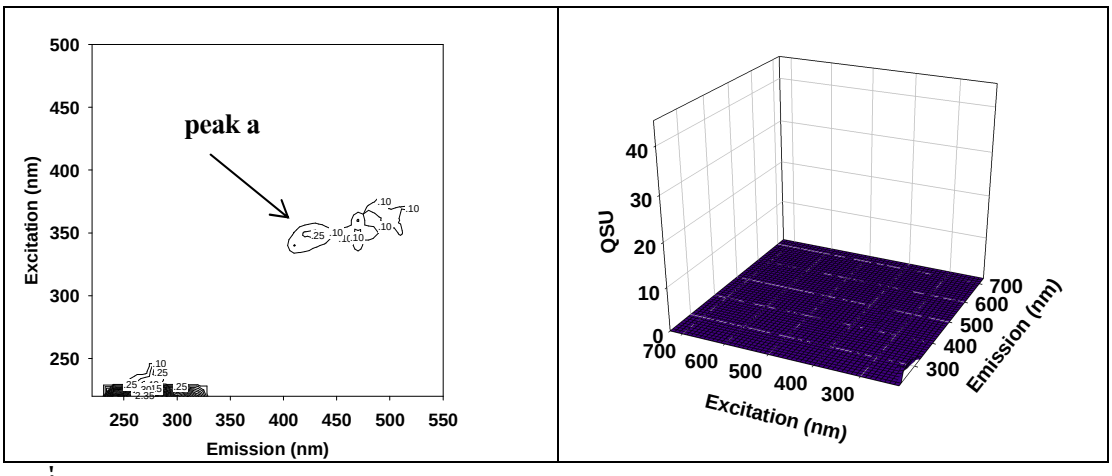
การทดลองนี้ ค่า COD มีค่าเท่ากับ 39 และ 31 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนค่า BOD_5 มีค่าเท่ากับ 13.3 และ 12.3 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตะกอนเกิดขึ้นเท่ากับ 211.4 และ 155.5 มิลลิกรัมต่อลิตร) จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองมีค่า COD และ ค่า BOD_5 ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐาน และสามารถปล่อยสู่ธรรมชาติได้ อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบ ระหว่างปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 พบว่าการใช้แสงอุลตราไวโอเลต (UV-254) ส่งผลดีต่อประสิทธิภาพการบำบัดในทุกพารามิเตอร์ เนื่องจากแสงอุลตราไวโอเลต สามารถส่งเสริมให้ปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 สามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคอล ($OH^{\bullet}$) ออกมาได้มากกว่าปฏิกิริยาเฟนตันที่ไม่ใช้แสง (Primo *et al*., 2007; Hermosilla *et al*., 2009) โดยสาเหตุที่ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ระหว่างปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 ในการทดลองนี้มีประสิทธิภาพแตกต่างกันเล็กน้อย อาจเป็นเพราะระยะเวลาที่น้ำชะมูลฝอยสัมผัสแสงอุลตราไวโอเลตไม่นานเพียงพอ หรือกำลังของเครื่องกำเนิดแสงน้อย (Sarasa *et al*., 2006; Hermosilla *et al*., 2009) รวมทั้งความขุ่นในน้ำชะมูลฝอยอาจรบกวนการส่องแสงในน้ำชะมูลฝอย (Zhang, 2006) ซึ่งในการทดลองนี้มิได้วิเคราะห์ค่าของแข็งละลายน้ำ (Total dissolve solid, TDS) ในน้ำชะมูลฝอยจึงส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง และจากการเปรียบเทียบระหว่างปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 ทำให้เห็นได้ว่าการนำแสงอุลตราไวโอเลตมาประยุกต์ใช้ร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตันจะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดได้ แต่ทั้งนี้อาจไม่มีความจำเป็นในการนำมาใช้เพราะประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยนั้นเป็นการเพิ่มต้นทุนการบำบัด สำหรับการใช้ปฏิกิริยาเฟนตันให้เกิดประสิทธิภาพสูงนั้นอาจต้องมีการบำบัดด้วยกระบวนการอื่นๆ โดยเฉพาะการบำบัดในขั้นต้น (Pretreatment) มาประยุกต์ใช้ร่วมด้วย โดย Badawy and Ali (2006) รายงานว่าการใช้เฟอร์ริกคลอไรด์เป็นสารตกตะกอนร่วมกับปฏิริยาเฟนตันสามารถบำบัดสีในน้ำชะมูลฝอยได้ 100 เปอร์เซ็นต์ และค่า COD 90 เปอร์เซ็นต์ สอดคล้องกับ Ma and Xia (2009) ที่รายงานว่าการใช้เฟอร์ริกซัลเฟตเป็นสารตกตะกอนร่วมกับปฏิริยาเฟนตันสามารถบำบัดสีในน้ำชะมูลฝอยได้ 86.4 เปอร์เซ็นต์ ค่า COD 92.4 เปอร์เซ็นต์ และค่า SS 87.2 เปอร์เซ็นต์ ดังนั้นการที่น้ำชะมูลฝอยผ่านการบำบัดในขั้นต้น ด้วยสารตกตะกอนนอกจากเป็นการลดต้นทุนแล้วยังทำให้เมื่อน้ำชะมูลฝอยเข้าสู่การบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันเกิดประสิทธิภาพดีขึ้นตามมา

ผลการศึกษาอิทธิพลของแสงอุลตราไวโอเลตในปฏิกิริยาเฟนตัน ต่อการเปลี่ยนแปลงกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำชะมูลฝอยหลังทำปฏิกิริยา 48 ชั่วโมง แล้วนำส่วนใสวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FEEM ซึ่งจากผลการทดลอง พบว่าการวิเคราะห์ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์สารอินทรีย์ที่พบมีสารอินทรีย์เด่น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มกรดฮิวมิก (humic acid–like substance) ณ peak a ที่ความยาวคลื่น (350-370 nm_{Ex}/400 nm_{Ex}) และกลุ่มกรดฟูลวิก (fulvic acid–like substance) ณ peak b ที่ความยาวคลื่น (250-270 nm_{Ex}/440-470 nm_{Ex}) (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ซ) จากการจำแนกและ

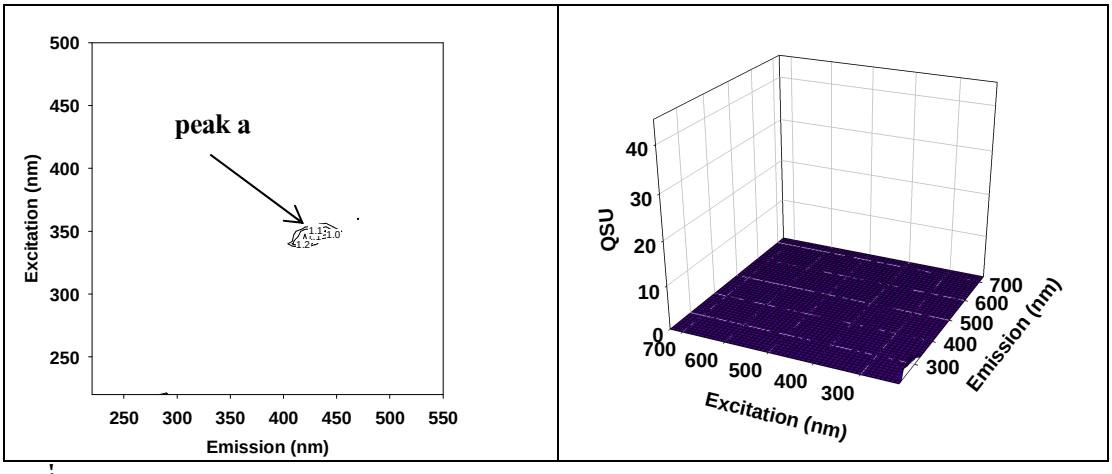
รวบรวมโดย Chen และคณะ (2003) และ Baker and Curry (2004) และ Musikavong *et al* (2007) และ Janhom และคณะ (2009) โดยน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองมีสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟูลวิก และกรดฮิวมิก ปริมาณรวมสูง 80 หน่วยควินินซัลเฟต (Quinine sulfate unit, QSU) ซึ่งหลังทำปฏิกิริยาเฟนตันแล้ว สารอินทรีย์กลุ่มกรดฟูลวิกลดลงทั้งหมด ส่วนกลุ่มกรดฮิวมิกคงเหลือมีค่าเท่ากับ 2.5 QSU คิดเป็นสัดส่วนการลดลงของค่ากลุ่มสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟูลวิก และกรดฮิวมิกรวมเท่ากับ 96.9 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 พบว่ากลุ่มกรดฟูลวิกลดลงทั้งหมดเช่นกัน และคงเหลือสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิกเท่ากับ 1.2 QSU คิดเป็นสัดส่วนการลดลงของค่ากลุ่มสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟูลวิก และกรดฮิวมิกรวมเท่ากับ 98.5 เปอร์เซ็นต์ ดังรูปที่ 3-44 ถึงรูปที่ 3-46 และ (ตารางที่ 3-8) เนื่องจากสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟูวิกมีโครงสร้างที่ซับซ้อนและน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่ากรดฮิวมิกจึงสามารถบำบัดได้ง่ายกว่า และถึงแม้ว่าปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 จะมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง แต่ก็ไม่สามารถบำบัดสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิกซึ่งย่อยสลายยากให้หมดไปได้



รูปที่ 3-44 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า



รูปที่ 3-45 ค่า FEEM ของปฏิกิริยาเฟนตัน



รูปที่ 3-46 ค่า FEEM ของปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254

ตารางที่ 3-8 ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ที่ตำแหน่ง peak a และpeak b ในน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254

ตัวอย่างทดลอง	ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ (QSU)[1]		
	ตำแหน่งที่พบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์สูง		ผลรวมค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ตำแหน่ง a และ b
-น้ำชะมูลฝอยก่อนบำบัด[2]	peak a	peak b	Total
-น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน[3]	35	45	80
- ปฏิกิริยาเฟนตัน[3]	2.5 (92.8 %)[4]	-	2.5 (96.9 %)[4]
- ปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254[3]	1.2 (96.6 %)[4]	-	1.2 (98.5 %)[4]

หมายเหตุ 1 Quinine sulfate unit

2 น้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า

3 ([H_2O_2] เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และ [Fe^{2+}] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์); พีเอช 3±0.2 หลังทำปฏิกิริยา 48 ชั่วโมง (ไม่เจือจาง)

4 เปอร์เซ็นต์การลดลงของค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์

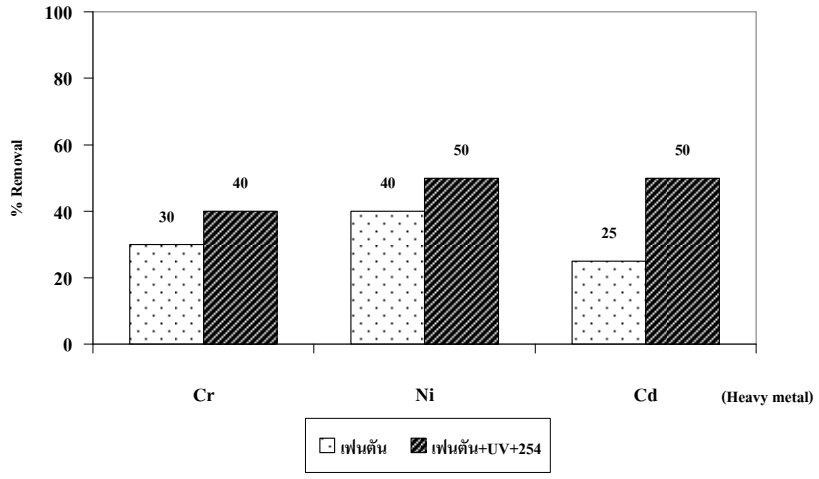
โดยผลการทดสอบการให้คะแนนระดับความพึงพอใจของสี และกลิ่นน้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 พบว่าน้ำชะมูลฝอยเดิมมีคะแนนระดับความพึงพอใจของกลิ่น และสี ในระดับ พึงพอใจน้อย ซึ่งหลังทำการทดลองทั้ง 2 แบบสามารถเพิ่มคะแนนระดับความพึงพอใจได้ เป็นระดับพอใจมาก ดังตารางที่ 3-9

ตารางที่ 3-9 ผลการประเมินความพึงพอใจต่อกลิ่น และสีของน้ำชะมูลฝอย เมื่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254

การทดสอบ	ตัวอย่าง					
	เฟนตัน	ปฏิกิริยาเฟนตัน +UV-254	ควบคุม	Mean	SD	P-value
กลิ่น	3.66[a]	4.08[a]	1.75[b]	3.16	1.32	0.01
สี	4[a]	4.08[a]	1.75[b]	2.26	1.12	0.00

หมายเหตุ : ค่าเฉลี่ยในบรรทัดเดียวกันอักษรที่แตกต่างแสดงว่ามีความแตกต่างทางสถิติ ($P<0.05$)

สำหรับผลการตรวจวิเคราะห์ค่าโลหะหนัก ในน้ำชะมูลฝอยก่อนบำบัดและหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 โดยทำการวิเคราะห์หาค่าโลหะหนัก 3 ชนิด คือ โครเมียม (Cr) นิเกิล (Ni) และแคดเมียม (Cd) เนื่องจากเป็นโลหะหนักปนเปื้อนที่พบได้บ่อยในน้ำชะมูลฝอย ด้วยเทคนิค Inductive Coupled Plasma Spectroscopy (ICP) จากผลการวิเคราะห์พบว่าน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองปริมาณโครเมียมมีค่า 0.05 มิลลิกรัมต่อลิตร นิเกิลมีค่า 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และแคดเมียมมีค่า 0.02 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน มีค่าโครเมียม นิเกิล และแคดเมียม เท่ากับ 0.35, 0.06 และ 0.015 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 ปริมาณโลหะหนักทั้ง 3 ชนิดมีค่าลดลงเท่ากับ 0.03, 0.05 และ 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าทั้งปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 สามารถบำบัดโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยได้ (Qu *et al*., 2008; Pi *et al*., 2009) โดยในปฏิกิริยาเฟนตัน มีประสิทธิภาพการบำบัดค่าโลหะหนักทั้ง 3 ชนิดเท่ากับ 30, 40 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 มีประสิทธิภาพเพิ่มสูงขึ้นเป็น 40, 50 และ 50 เปอร์เซ็นต์ ดังรูปที่ 3-47 และดังตารางที่ 3-10 เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบการทดลองทั้ง 2 แบบจะเห็นได้ว่าปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 มีประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักสูงกว่าสอดคล้องกับในการบำบัดค่า COD ค่า BOD_5 และFEEM เมื่อพิจารณาร่วมกับน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองซึ่งเห็นได้ว่าทั้งก่อนและหลังการทดลองมีปริมาณโลหะหนักต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม กำหนดไว้ เนื่องจากลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่ศึกษาเป็นน้ำชะมูลฝอยคงตัว ซึ่งมีค่าการปนเปื้อนโลหะหนักโดยทั่วไปต่ำ (Qu *et al*., 2008) และเมื่อพิจารณาควบคู่กับผลการทดลองในข้างต้น จึงเป็นการยืนยันว่าน้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองสามารถปล่อยออกธรรมชาติได้ และมีความปลอดภัยมีโลหะหนักตกค้างในระดับที่ไม่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ และสิ่งแวดล้อม



รูปที่ 3-47 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันและปฏิกิริยาเฟนตัน+ UV-254

ตารางที่ 3-10 ค่าโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยเมื่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน +UV-254

ตัวอย่าง	โลหะหนัก	ความเข้มข้น (mg/L)	% RSD	% Removal	ค่ามาตรฐาน
น้ำชะมูลฝอยก่อนทดลอง	Cr	0.05	1.69	-	0.25
	Ni	0.1	1.73	-	1
	Cd	0.02	-	-	0.03
ปฏิกิริยาเฟนตัน	Cr	0.035	3.29	30	0.25
	Ni	0.06	3.61	40	1
	Cd	0.015	-	25	0.03
ปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254	Cr	0.03	1.63	40	0.25
	Ni	0.05	2.12	50	1
	Cd	0.01	-	50	0.03

หมายเหตุ Limit of quantitation (LOQ) ปริมาณที่วัดได้อย่างต่ำ : Cr = 0.001 มิลลิกรัมต่อลิตร, Ni = 0.002 มิลลิกรัมต่อลิตร, Cd = 0.002 มิลลิกรัมต่อลิตร

บทที่ 4

สรุปผลการทดลอง

จากการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยโดยน้ำหมักชีวภาพ และปฏิกิริยาเฟนตันสามารรถสรุปผลการทดลอง ดังรายละเอียดต่อไปนี้

4.1 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

4.1.1 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่

จากการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนครหาดใหญ่ ด้วยระบบบำบัดแบบบ่อปรับเสถียรร่วมกับการเติมน้ำหมักชีวภาพ ในสัดส่วนประมาณ 0.45 เปอร์เซ็นต์ต่อเดือน พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ค่อนข้างต่ำ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ประมาณ 24.68 เปอร์เซ็นต์ และ BOD_5 ประมาณ 77.52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยน้ำทิ้งหลังผ่านการบำบัดด้วยระบบบ่อปรับเสถียรมีค่า COD ประมาณ 1,163 มิลลิกรัมต่อลิตร และ ค่า BOD_5 ประมาณ 114 มิลลิกรัมต่อลิตร ถึงแม้ว่าเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบกับเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม น้ำชะมูลฝอยยังคงมีค่า COD และ BOD_5 สูงกว่าเกณฑ์ที่กำหนด ทำให้การบำบัดโดยกระบวนการนี้ประสิทธิภาพค่อนข้างต่ำ จะเห็นได้ว่ากระบวนการบำบัดแบบชีวภาพในสถานที่จริงอาจมีปัจจัยต่างหลายด้านๆ รบกวนซึ่งโดยปกติแล้วระบบบำบัดแบบอื่นๆ การทดลองในสถานที่จริงมักมีประสิทธิภาพต่ำกว่าการทดลองในห้องปฏิบัติการ ดังนั้นในการทดลองต่อไปจึงเป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการ

4.1.2 ประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในระดับห้องปฏิบัติการ

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยในห้องปฏิบัติการด้วยการเติมน้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด คือ น้ำหมักชีวภาพคิวเซ และน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ที่สัดส่วน 0.4, 0.5 และ 0.6 เปอร์เซ็นต์ (ปริมาตร/ปริมาตร) พบว่าไม่สามารถบำบัดค่า COD, BOD_5 และ BOD_5/ COD ในน้ำชะมูลฝอยจนได้ผลเป็นที่น่าพอใจ โดยเมื่อเปรียบเทียบกับเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม แล้วยังมีค่าสูงกว่าเกณฑ์ที่กำหนด เพราะ

การเติมน้ำหมักชีวภาพทำให้ค่าความสกปรกของน้ำมีค่าเพิ่มมากขึ้น และจากผลการติดตามกลุ่มจุลินทรีย์ในระยะแรกของการทดลองทุกสัดส่วน ส่วนใหญ่เป็นกลุ่มแลกติกแบคทีเรีย เพราะมีสัดส่วนมากที่สุด รองลงมาเป็นกลุ่มแบคทีเรียทั่วไป และกลุ่มยีสต์และรา ตามลำดับ หลังจากนั้นสภาวะแวดล้อมในถังทดลองเปลี่ยนไปสังคมของจุลินทรีย์กลุ่มเด่นเปลี่ยนแปลงไป โดยเป็นจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์และรา ส่วนผลการตรวจวัดกลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยด้วยเทคนิค FEEM พบว่ามีความสอดคล้องกับค่า COD และ BOD_5 กล่าวคือ ภายหลังการบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ 30 วัน น้ำชะมูลฝอยยังคงมีค่า COD และ BOD_5 สูง การตรวจวัดกลุ่มสารอินทรีย์พบสารอินทรีย์กลุ่มเด่น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มกรดฮิวมิก และ กลุ่มกรดฟูลวิก ซึ่งเป็นกลุ่มสารอินทรีย์กลุ่มหลักที่มีอยู่ในน้ำชะมูลฝอย โดยก่อนทดลองในน้ำชะมูลฝอยมีค่ากลุ่มสารอินทรีย์รวม 45 ควินินซัลเฟต ภายหลังเติมน้ำหมักชีวภาพแล้วน้ำชะมูลฝอยทุกสัดส่วนมีค่ากลุ่มสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น เนื่องจากน้ำหมักชีวภาพมีปริมาณกลุ่มสารอินทรีย์ประมาณ 240-250 ควินินซัลเฟต ภายหลังการเติมน้ำหมักชีวภาพจึงมีกลุ่มสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้นประมาณ 200-266 เปอร์เซ็นต์ และถึงแม้ว่าน้ำหมักชีวภาพจะไม่สามารถบำบัดค่าสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่มีรายงานว่าน้ำหมักชีวภาพสามารถลดกลิ่นในน้ำเสียได้เป็นอย่างดี (สมศักดิ์ นุกูลพานิชย์, 2543) ดังนั้นจึงได้ทำการทดสอบความพึงพอใจทางประสาทสัมผัส (sensory scoring test) ของกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ ผลการทดสอบพบว่าน้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองมีระดับการให้คะแนนความพึงพอใจต่อกลิ่นและสีเพิ่มขึ้นเล็กน้อย คือ จากระดับพึงพอใจน้อย เป็นระดับพึงพอใจปานกลาง โดยในการเติมน้ำหมักชีวภาพมีกลไกในการบำบัดกลิ่นคือค่าพีเอชที่ต่ำประมาณ 3±0.2 จะทำให้จุลินทรีย์สร้างกลิ่นมีสภาวะการเจริญเติบไม่เหมาะสม รวมทั้งกลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มรา Actinomycetes และ Bacillus ในน้ำหมักชีวภาพยังเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีสามารถบำบัดกลิ่นดังนั้นการเติมน้ำหมักชีวภาพจึงทำให้กลิ่นลดลงได้ ซึ่งจากการทดลองจะเห็นได้ว่าการใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำชะมูลฝอยอาจไม่มีความเหมาะสม เพราะน้ำชะมูลฝอยมีลักษณะสมบัติเป็นน้ำเสียที่ย่อยสลายยาก การใช้น้ำหมักชีวภาพอาจเหมาะสมกับน้ำเสียประเภทอื่นมากกว่า เช่น น้ำเสียจากบ้านเรือน

4.1.3 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

ปฏิกิริยาเฟนตันสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้ดี และมีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สูง เมื่อกำหนดให้พีเอชของน้ำชะมูลฝอยเท่ากับ 3±0.2 จากการทดลองเมื่อความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนเริ่มต้นเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ ร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นเท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สูงที่สุด โดยประสิทธิภาพการบำบัดค่าสี COD, BOD_5 และFEEM มีค่า 68.4 เปอร์เซ็นต์ 95.9 เปอร์เซ็นต์ 81.4 เปอร์เซ็นต์ และ96.6

เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถเพิ่มค่า BOD_5/COD จาก 0.07 เป็น 0.35 หลังการบำบัดมีตะกอนเท่ากับ 211.4 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนผลของอุลตราไวโอเลตเมื่อนำมาประยุกต์ใช้ร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตัน หรือปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 พบว่าสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ได้ โดยประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มขึ้นมากกว่าปฏิกิริยาเฟนตันซึ่งสามารถบำบัดสี COD BOD_5 และ FEEM มีค่าเท่ากับ 72.7 เปอร์เซ็นต์ 97.3 เปอร์เซ็นต์ 98.9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถเพิ่มค่า BOD_5/COD จาก 0.07 เป็น 0.39 โดยภายหลังการบำบัดตะกอนมีเกิดขึ้น 155.8 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่จากประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยจึงไม่มีความจำเป็นในการนำแสงอุลตราไวโอเลตมาประยุกต์ใช้เพราะเป็นการเพิ่มต้นทุนการบำบัด และผลการทดสอบความพึงพอใจด้านทางประสาทสัมผัส (sensory scoring test) ของกลิ่น และสีของน้ำชะมูลฝอยอยู่ในระดับพึงพอใจมาก รวมทั้งยังสามารถบำบัดค่าโลหะหนัก คือ โครเมียม นิเกิล และแคดเมียม ให้อยู่ในระดับปลอดภัยไม่ส่งผลต่อสุขภาพและสิ่งแวดล้อม

ผลการประเมินทางเศรษฐศาสตร์เบื้องต้นในสัดส่วนสารเคมีที่สามารถบำบัดสารอินทรีย์ดีที่สุด คือ เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซค์ 150 มิลลิโมลาร์ ณ สภาวะกรดพีเอช 3±0.2 มีต้นทุนการบำบัดเกิดขึ้นเท่ากับ 13,000 บาทต่อลูกบาศก์เมตร (กรณีใช้สารเคมีชนิด analysis chemical reagent grade) และสามารถลดต้นทุนลงเหลือเท่ากับ 259 บาทต่อลูกบาศก์เมตร (อนุมานตามสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade) โดยต้นทุนส่วนใหญ่มาจากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซค์ กรดซัลฟิวริก และเฟอร์รัสไอออน ตามลำดับ จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าต้นทุนในการบำบัดค่อนข้างสูง โดยอาจมีสาเหตุจากในน้ำชะมูลฝอยมีปริมาณค่าของแข็งละลายน้ำสูง ส่งผลให้กลไกการบำบัดในปฏิกิริยาเฟนตันด้อยลงทำให้ต้องใช้สารเคมีในการทำปฏิกิริยาเฟนตันปริมาณมาก แต่ทั้งนี้ปริมาณสารเคมีดังกล่าวสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยจนค่าผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม และสามารถปล่อยสู่ธรรมชาติได้

ในการนำไปใช้ในสถานที่จริงอาจปรับลดปริมาณสารเคมีลงให้คุณภาพน้ำอยู่ระดับต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานก็เพียงพอ โดยเมื่อพิจารณาในเกณฑ์ของ ค่า COD และBOD_5 ทำให้สามารถปรับลดระดับสารเคมีในการทำปฏิกิริยาลงโดยให้เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซค์ 75 มิลลิโมลาร์ ก็เพียงพอในการลดค่าคุณภาพน้ำให้ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง (ค่า COD มีค่า 98.3 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า BOD_5 มีค่า 21 มิลลิกรัมต่อลิตร) รวมไปถึงสามารถลดต้นทุนลงได้เท่ากับ 6,690 บาทต่อลูกบาศก์เมตร (กรณีใช้สารเคมีชนิด analysis chemical reagent grade) และ 228.29 บาทต่อลูกบาศก์เมตร (อนุมานตามสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade) หรืออาจประยุกต์วิธีการบำบัดร่วมกับกระบวนการอื่นๆ เช่นการบำบัด

ขั้นต้น (Pretreatment) ด้วยกระบวนการตกตะกอน (Coagulation) เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดและลดต้นทุน

ตารางที่ 4-1 สรุปวิธีการทดลองและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

วิธีการ	สภาวะการทดลอง	ค่าเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการบำบัด
ระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่	ระบบบ่อปรับเสถียร+เติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.45 % ต่อเดือน	COD ≅ 1,519 mg/L และ BOD_5 ≅ 214 mg/L	น้ำทิ้งมีค่า COD ≅ 1,163 mg/Lประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ย ≅ 24.68 % และ BOD_5 ≅ 114 mg/L ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ 77.52 % ซึ่งอาจมาจากการเติมน้ำหมักชีวภาพต่อเนื่อง (น้ำไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง)
ระดับห้องปฏิบัติการ	น้ำชะมูลฝอยเติมน้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด คือ คิวเซ, เทศบาลฯ สัดส่วน 0.4, 0.5 และ 0.6 %	COD ≅ 1,558 mg และ BOD_5 ≅ 83 mg/L	น้ำชะมูลฝอยหลังเติมน้ำหมักชีวภาพ คิวเซมีค่า COD ≅ 1,110 mg/L และ BOD_5 ≅ 69 mg/L ส่วนหลังเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ มีค่า COD ≅ 1,106 mg/L และ BOD_5 ≅ 72 mg/L (น้ำไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง)
ปฏิกิริยาเฟนตัน	น้ำชะมูลฝอยพีเอชเท่ากับ 3±0.2 ความเข้มข้นของ Fe^{2+} เท่ากับ 0.75 mM ร่วมกับ H_2O_2 เท่ากับ 150 mM	COD ≅ 1,042-1,363 mg/L BOD_5 ≅ 81-171 mg/L	บำบัดสี COD, BOD_5 และFEEM เท่ากับ 68.4 %, 95.9 %, 81.4 % และ 96.6 % ตามลำดับ และเพิ่มค่า BOD_5/COD จาก 0.07 เป็น 0.35 น้ำชะมูลฝอยเมื่อสิ้นสุดการทดลองมีค่า COD ≅ 54.3 mg/L และ BOD_5 ประมาณ 19 mg/L (น้ำผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง)
ปฏิกิริยาเฟนตัน +UV-254	พีเอชของน้ำชะมูลฝอยเท่ากับ 3±0.2 ความเข้มข้น Fe^{2+} เท่ากับ 0.75 mM ร่วมกับ H_2O_2 เท่ากับ 150 mM ร่วมกับแสงอุลตราไวโอเลต 245 nm	COD ≅ 1,042-1,363 mg/L BOD_5 ≅ 81-171 mg/L	บำบัดสี COD BOD_5 และ FEEM เท่ากับ 72.7 %, 97.3 %, 98.9 %ตามลำดับ และเพิ่มค่า BOD_5/COD จาก 0.07 เป็น 0.39 น้ำชะมูลฝอยเมื่อสิ้นสุดการทดลองมีค่า COD ≅ 31 mg/L และ BOD_5 ≅ 12.3 mg/L (น้ำผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง)

ข้อเสนอแนะ

1. การใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำชะมูลฝอยควรศึกษาสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสม เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ และควรคัดเลือกสายพันธ์จุลินทรีย์ที่มีความสามารถพิเศษในการย่อยสลายสารอินทรีย์ย่อยยาก เช่น จุลินทรีย์ที่สามารถผลิตเอ็นไซม์ lignin peroxides หรือ Laccase enzyme

2. การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยนั้นมีต้นทุนสูง ซึ่งอาจมาจากของแข็งละลายน้ำรบกวนประสิทธิภาพบำบัด ดังนั้นการใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำชะมูลฝอยควรลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำลงโดยกระบวนการบำบัดขั้นต้น (Pretreatment) เช่น กระบวนการตกตะกอน (Coagulation) ด้วยเฟอร์ริกคลอไรค์ ($FeCl_3$) ก่อนบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันทำให้สามารถลดปริมาณการใช้สารเคมีและลดต้นทุนการบำบัดได้

3. ควรมีแนวทางการบำบัดและจัดการน้ำชะมูลฝอยแบบองค์รวม ดังรายละเอียด (ภาคผนวก ญ) คือในส่วนของน้ำชะมูลฝอยที่ออกมาจากหลุมควรนำน้ำชะมูลฝอยหมุนเวียนในหลุมฝังกลบ หลังจากนั้นจึงลดปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ปฏิกิริยาเฟนตันโดยระบบบ่อเติมอากาศ บ่อตกตะกอน แล้วจึงปรับใช้ปริมาณสารเคมีในการทำปฏิกิริยาเฟนตันเป็น ชนิด commercial chemical reagent grade ในระดับที่สามารถบำบัดคุณภาพน้ำให้ผ่านเกณฑ์มาตรฐาน (ไม่คำนึงประสิทธิภาพสูงสุด) คือใช้เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซค์ 75 มิลลิโมลาร์ (ค่า COD มีค่า 98.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD เท่ากับ 92.7 เปอร์เซ็นต์ และค่า BOD_5 มีค่า 21 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD_5 เท่ากับ 80.9 เปอร์เซ็นต์) รวมไปถึงสามารถลดต้นทุนลงเหลือ 228.29 บาทต่อลูกบาศก์เมตรในกรณีอนุมานตามสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade

บรรณานุกรม

กรมควบคุมมลพิษ. 2547ก. การจัดการขยะมูลฝอยแบบฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล (Sanitary Landfill) กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม.

กรมควบคุมมลพิษ. 2547ข. การจัดการขยะมูลฝอยชุมชนอย่างครบวงจร คู่มือสำหรับผู้บริหารองค์กรปกครองท้องถิ่น กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม.

กรมควบคุมมลพิษ. 2548. รายงานสถานการณ์มลพิษของประเทศไทยปี 2548. กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม.

กัลยา วานิชย์บัญชา. 2548. **การวิเคราะห์สถิติขั้นสูงด้วย SPSS FOR WINDOWS**. กรุงเทพฯ: ธรรมสาร. 260 หน้า.

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2548. **ของเสียอันตราย (Hazardous Wastes)** ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม. กรุงเทพฯ: มหาวิทยาลัยรังสิต. 650 หน้า.

จิราวรรณ ศรีโยม. 2547. การบำบัดน้ำเสียที่มีสารประกอบอินทรีย์ด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับการตกตะกอน: วิเคราะห์การลดลงของค่า COD และสารเคมีตกค้างในน้ำและตะกอน. **วารสารสงขลานครินทร์**. 27(3): 591-600.

จารุรัตน์ เชาว์เลิศ และขันทอง สุนทราภา. 2546. การกำจัดตะกั่วและปรอทปนเปื้อนในน้ำเสียจากโรงกำจัดมูลฝอยอ่อนนุชด้วยเกล็ดไคโตซาน ไคติน-ไคโตซานแห่งประเทศไทย 17-18 ก.ย. 2546 อาคารสถาบัน 3 จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย 45-47 หน้า.

จักริน นักไร่. 2549. การกำจัดสีจากน้ำชะมูลฝอยโดยใช้ถ่านกัมมันต์จากเมล็ดมะขาม วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิตจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

เจษฎา ถาวรศักดิ์. 2547. การใช้กระบวนการยูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์บำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคงที่ผ่านการบำบัดขั้นต้น.วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.

ดวงพร คันธโชติ. 2545. **นิเวศวิทยาของจุลินทรีย์**. กรุงเทพฯ. โอเดียนสโตร์. 216 หน้า.

ธงชัย คัมภีร์, มาลินี สมัยกุล, สุเทพ ญาดี, จงกลนี สุนทรสีมะ และพูนพิไล สุวรรณฤทธิ์. 2539. เชื้อแอคติโนมัยสีทในสาร EM. **วารสารเกษตรศาสตร์ (วิทยาศาสตร์)** 30(5): 36-46.

ธีระ แกรอต. 2539. **วิศวกรรมน้ำเสีย การบำบัดทางชีวภาพ**. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 606 หน้า.

ธนกฤต พรหมทอง. 2552. การกำจัดสีและสารอินทรีย์ของน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มด้วยจุลินทรีย์อีเอ็มและเฟนตันรีเอเจนต์.วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ตุลวิทย์ สถาปนจารุ , จักรกฤษณ์ มหัจฉริยวงศ์ และ พัฒนา อนุรักษ์พงศธร. 2548. การนำน้ำเสียจากกระบวนการฟอกของอุตสาหกรรมสิ่งทอกลับมาใช้ใหม่เพื่อการลดสีโดยวิธีการ เฟนตอนออกซิเดชั่น. **Thai Environmental Engineering Journal** 19 (1): 67-80.

นัดดา โปดำ. 2550. การใช้เทคนิคซินโครนัสฟลูออเรสเซนต์ในการตรวจวัดสารอินทรีย์จากน้ำเสียอุตสาหกรรมที่ปนเปื้อนในน้ำผิวดิน. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

นวพรรษ ลักขณานุรักษ์. 2545. การบำบัดน้ำชะมูลฝอยขั้นต้นด้วยกระบวนการโอโซนเนชั่น. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

นัยนา ศรีชัย, อ้อย ชูหมุน และลำไย ชูทอง. 2547. ผลของการเติมน้ำหมักชีวภาพต่อการเปลี่ยนแปลงคุณลักษณะน้ำทิ้ง. รายงานการเสนอผลงานวิจัย การประชุมวิชาการ

เพื่อนำเสนอผลงานวิจัย วันที่ 2 กรกฎาคม 2547 มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตปัตตานี.

ชีรวิทย์ รัตนพันธ์. 2548. การกำจัดฟอสโฟรัสในน้ำเสียโดยการใช้เถ้าลอยจากเตาเผาขยะภูเก็ต. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิตการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

บัญชา ขุนสูงเนิน. 2547. การบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยกระบวนการถังไร้อากาศแบบแผ่นกั้น. สาธารณสุขศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

ปิยะ พานิชปฐม. 2544. การศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยระบบถังกรองไร้อากาศ. วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

ไพโรจน์ วิริยจารี. 2335. **การวางแผนและการวิเคราะห์ทางด้านประสาทสัมผัส "Sensory Planning and Analysis"** ภาควิชาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีการอาหาร คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่. 207 หน้า.

ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. 2541. **คู่มือปฏิบัติการจุลชีววิทยาทั่วไป**. ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ 116 หน้า.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์. 2545. **เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย**. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 645 หน้า.

ยนต์ มุสิก, จันทร์สว่าง งามผ่องใส และสุบรรณ เสถียรจิตร. 2539. การประเมินประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ EM ในการเลี้ยงปลาดุกลูกผสม ในระบบน้ำหมุนเวียนกึ่งปิด.**วารสารเกษตรศาสตร์ (วิทยาศาสตร์)** 30: 195-202.

ลาวัลย์ ศรีพงษ์. 2543. **อัลตราไวโอเลตวิสิเปิลสเปกโตรสโกปี**. คณะเภสัชศาสตร์ มหาวิทยาลัยศิลปากร. 230 หน้า.

ลือพงศ์ แก้วศรีจันทร์, จิราวรรณ ศรีโยม และจรัญ บุญกาญจน์. 2548. การบำบัดน้ำเสียที่มีสารประกอบฟีนอลิกด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับการตกตะกอนด้วยแคลเซียมออกไซด์. **วารสารสงขลานครินทร์**. 27(3): 591-600.

วุฒิ วิพันธ์พงษ์, 2543 . Using Fenton s reagent for removal of color and organic compound in dyeing wastewater. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สาทร ชิงชนะ. 2544. การศึกษาเกณฑ์การออกแบบการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยระบบแอคติเวดเตดสลัดจ์และไบโอดรัม. วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

สายชล มือขุนทด. 2003. ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยระบบถังเกรอะ-กรองไร้อากาศ. วารสารวิจัย มหาวิทยาลัยขอนแก่น 8(2) : 53-65.

สำนักงานสถิติแห่งชาติ. 2547. ประชากรโลก: ประชากรไทย 2547. กระทรวงเทคโนโลยีสารสนเทศและการศึกษา.

สุพรชัย มั่งมีสิทธิ์. 2547. **รายงานประสบการณ์ การใช้จุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในวิธีการผลิตของชุมชนบางขุนไทร**: กรณีการทำนาโดยปุ๋ยหมักโบกาฉิ สถาบันวิจัยและพัฒนา. กรุงเทพฯ: มหาวิทยาลัยศิลปากร. 73 หน้า.

สุมาลี เหลืองสุนทร, สมใจ ศิริโภค และขจีนาฎ โพธิเวศสกุล. 2545. การวิเคราะห์ชนิด และการศึกษาสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการเจริญของจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารในน้ำขยะและน้ำเสีย. **วารสารวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ** 18(1): 18-33.

สุบัณฑิต นิ่มรัตน์, รณชัย ทองสนธิ, สุนิสา สุขสวัสดิ์, นเรศ เชื้อสุวรรณ, บุญรัตน์ ประทุมชาติ, วีรพงศ์ วุฒิพันธ์ชัย. 2550. การใช้โพรไบโอติกในการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ. **วารสารการประมง** 60 (2):128-136.

เสาวนีย์ สุนทรพิทักษ์, ปราโมทย์ สิริโรจน์, อารี ไชยาภินันท์ และสุนันทา ศรีสุข. 2546. ผลของการใช้อีเอ็มต่อการเปลี่ยนแปลงในแหล่งน้ำ.**วารสารเกษตรศาสตร์ (วิทยาศาสตร์)** 30: 243-253.

สงกรานต์ คำศรี. 2546. การกำจัดสี และซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยโดยการออกซิไดซ์ด้วยสารละลายเฟนตัน วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

สมชัย จันทร์สว่าง และ สุริยะ สะวานนท์. 2540. การบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกรในถังหมักไร้อกซิเจนบรรจุตัวกลาง โดยจุลินทรีย์อีเอ็ม และจุลินทรีย์ผลิตมีเทน.การประชุมวิชาการของมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ครั้งที่ 35 สาขาสัตวแพทย์ศาสตร์ 3-5 กุมภาพันธ์ 2540

สมพงศ์ โอทอง, สุกัญญา สงสังข์, สารีนา เจาะบองอ และพูนสุข ประเสริฐสรรพ์.2547. การสำรวจการใช้หัวเชื้อจุลินทรีย์ในการเพาะเลี้ยงกุ้งทะเลและประเมินประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำทิ้งเบื้องต้น. **วารสารมหาวิทยาลัยทักษิณ**. 7(1): 21-32.

สมศักดิ์ นุกูลอุดมพาณิช. 2543. การบำบัดน้ำเสียโดยใช้จุลินทรีย์ธรรมชาติ (EM) : กรณีศึกษาบ่อบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลคีรีมาศ จังหวัดสุโขทัย.**วารสารอนามัยสิ่งแวดล้อม** 4 (3): 3-13.

อานัฐ ตันโช. 2549. **แนวคิด หลักการ เทคนิคปฏิบัติในประเทศไทยเกษตรธรรมชาติประยุกต์**. สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ. 300 หน้า.

APHA, AWWA, and WEF, 2005. **Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. 21 th ed**. Maryland : American Public Health Association.

Aziz, H. A., Alias, S ., Adlan, A. N., Faridah., Asaari, A. H. and Zahari, S. 2007. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation process. **Bioresearch Technology**. 92: 218-220.

Banat , I. M., Nigam, P., Singh, D and Marchant, R. 1996. Microbial decolorization of textile – dye- containing effluents; A review. **Bioresource Technology**. 58: 217-227.

Badawy, M. I and Ali, M. E. M. 2006. Fenton is peroxidation and coagulation process for the treatment of combined industrial and domestic wastewater**. Journal of Hazardous Materials.** 136: 961-966.

Baker, A and Curry, M. 2004. Fluorescence of leachate from three contrasting landfill. **Water research**. 38: 2605-2613.

Berthe, C., Rodon, E and Feuillade, G. 2008. Fractionation of the organic matter contained in leachate resulting from two modes of landfilling : An indicator of waste degradation. **Journal of Hazardous Materials**. 154: 262-271.

Chen, W., Westephoff, P., Leenheer, J, A and Booksh, K. 2003. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. **Environmental Science Technology**. 37: 5701-5710.

Deng, Y. and Englehardt, J. D. 2006. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. **Journal of Hazardous Materials .** 146: 334-340.

Deng, Y. 2007. Physical and oxidative removal of organics during fenton treatment of mature municipal landfill leachate treatment of landfill leachate by the Fenton Process. **Water Research.** 40: 3683-3694.

Deng, Y. and Englehardt, J. D. 2009. Kinetic and oxidative mechanisms for H_2O_2 –enhance –iron-mediated aeration (IMA) treatment of organic compounds in mature landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials.** 169(1-3): 370-375.

Fan, H.J., Shu, H.Y., Yang, H.S and Chen, W. C. 2006. Characteristics of landfill lechate in central Taiwan. **Science of the Total Environment**. 361: 25-37.

Gao, N. Y., Deng, Y and Zhao, D. 2009. Ametryn degradation in the ultraviolet (UV) irradidtion/hydrogen peroxide (H_2O_2) **Journal of Hazardous Materials**. 164: 640-645.

Gonze, E., Commenges, N., Gonthier, Y. and Bernis, A. 2003. High frequency ultrasound as a pre - or a post-oxidation for paper mill wastewater and landfill leachate treatment. **Chemical Engineering Journal**. 92: 215-225.

Gray, N. F. 1981. **Biological of Wastewater Treatment**. Oxford Science Publication. New York. USA. 920 p.

Groner, N., Muroski, A. R and Myrick, M. L. 2001. Identification of Major Water-Soluble Fluorescent Component of Some Petrochemicals. **Marine Pollution Bulletin**. 42: 935-941.

Gogote, P. R and Pandit, A. B. 2004. A review of imperative technologies for wastewater treatment I; oxidation technologies at anbient conditions. **Advanced Environmental Research** 21(5): 501-551.

Gotvajn, A. Z., Tisler, T and Koncan, J. Z. 2009. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. **Journal of hazardous Materials** 162: 1446-1456.

Guedes, A. M. F. M., Madeira, L. M. P., Boaventura, R. A. R and Costa, C.A.V . 2003. Fenton oxidation of cork cooking wastewater –overall kinetic analysis. **Water Research** 37: 3061-3069.

Gulsen, H., Turan, M., 2004. Treatment of sanitary leachate using combined anaerobic fluized bed reactor and Fenton 's oxidation. **Environmental Engineering Science**. 21(5): 627-636.

Hermosilla, D., Cortijo, M and Huang, C. P. 2009. Optimizing the treatment of landfill leachate by convention Fenton and photo-Fenton process. **Science of the Total Environment**. 407: 3473-3481.

Higa, T and Chinen, N. 1998. EM treatment of odor, waste Water, and Environment Problem. College of Agriculture University of the Ryukyus.

Horikoshi, S., Hidaka, H and Serpone, N. 2003. Environmental remediation by an integrated microwave/UV –illumination technique IV, Non-thermal effect in the microwave-assisted degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in UV-irradiated TiO_2/H_2O dispersions. **Journal of Photochemistry and Photobiology A : Chemistry**. 159 : 289-300.

Iaconi, C. D., Ramadori, R. and Lopez, A. 2006. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. **Biochemical Engineering Journal**. 31: 118-124.

-

Janhom, T., Wattanachira, S and Pavasant. 2009. Characteristics of brewery wastewater with spectrofluorometer analysis. **Journal of Environmental Management**. 90: 1184-1190.

Josmaria, l and Patricio, P. 2005. Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**. 123: 181-186.

Kochny, J and Kochany, E. L. 2009. Utilization of landfill leachate parameter for pretreatment by Fenton reaction and struvite precipitation-A Comparative study. **Journal of Hazardous Materials**. 166: 248-254.

Kurniawan, T. A., Lo, W. and Chan, G. 2006a. Physio-chemical treatment for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. 128: 80-100.

Kurniawan, T. A., Lo. W. and Chan, G. 2006b. Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. **Journal of Hazardous Materials**. 137: 443-445.

Kurniawan, T. A., Lo. W and Chan, G. 2006c. Radical-catalyzed oxidation reaction for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. 125: 35-57.

Lee, J. M., Kim, J. H., Chang, Y. Y and Chang, Y. S. 2009. Steel dust catalysis for Fenton-like oxidation of polychlorinated dibenzo –*p*-dioxins. **Journal of Hazardous Materials**. 163: 222-230.

Lin, S. H and LO, C. C. 1997. Fenton process for treatment of desizing wastewater. **Water Research.** 8: 2050-2056.

Linde , K., Jonsson, A and Wimmerstedt, R. 1995. Treatment of three type of landfill leachate with reverse osmosis. **Desalination**. 101: 21-30.

Liu, Q., Li, M., Chen, R., Li, Z., Qian, G., An, T., Fu, J and Sheng, G. 2009**.** Biofiltration treatment odor from municipal solid waste treatment plant. **Water Research.** 29: 2051-2058.

Liu, J. L., Luo, H. J and Wei, C. H. 2007. Degradation of anthraquinone dyes by ozone. **Tran/Nonferrous Met.Soc.China**.17: 880-886.

Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., Di, P. A. 2004. Fenton 's pretreatment of mature landfill leachate. **Chemosphere.** 54(7): 1000-1005.

Lu, F., Chang, C. H., Lee, D. J., He, P. J ., Shao, L. M and Su, A. 2009. Dissolved organic matter with muti-peck fluorophores in landfill leachate . **Chemosphere**. 74: 575-582.

Ma, X, J and Xia, H, L. 2009. Treatment of water –based printing ink wastewater by Fenton process combined with coagulation. **Journal of Hazardous Materials**. 162: 386-390.

Mcnevin, D., Barford, J. 2000. Biofiltration as an odour abatement strategy. **Biochemical Engineering Journal**. 5: 231-242.

Mendham ,J ., Denney, R. C., Barnes, J. D. and Thomas, M. 2000. Titrimetric analysis. **In Vogel 'Text book of Quantitative Chemical Analysis 6** th edition, Pearson Education Ltd., England. 477-499 p.

Morais, L. J. L.d and Zamora, P. P. 2005. Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**. 123: 181-186.

Musikavong, C., Wattanachira, S., Nakajima, F and Furumai, H. 2007. Three dimensional fluorescent spectroscopy analysis for the evaluation of organic matter removal from industrial estate wastewater by stabilization ponds. **Water Research and**

Technology. 11: 201-210.

Neyens, E. and Baeyens, J. 2003. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. **Journal of Hazardous Materials** . B98: 33-50.

Noubactep, C. 2009. Characterizing the discoloration of methylene blue in Fe^0/H_2O systems. **Journal of Hazardous Materials**. 166: 79-87.

Ntampegliotis, K., Riga, A., Bontozoglou, V and Papapolymerou, G. 2006. Decolorization kinetics of Procion H-exl dyes from textile dyeing using Fenton-like reaction. **Journal of Hazardous Materials**. 136: 75-84.

Pala, A. Erden, G., 2004. Chemical pretreatment of landfill leachate discharged into municipal biological treatment systems. **Environmental Engineering Science**. 21(5): 549-557.

Pi, K. W., li, Z., Wan, D. J and Gao, L. X. 2009. Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process. **Process Safety and Environmental Protection.(In press)**

Primo, O., Rivero, M. J and Ortiz, I. 2007. Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. 153(1-2): 834-842.

Qu, X., He, P. J., Shao, L. M and Lee, D. J. 2008. Heavy metal mobility in full-scal bioreactor landfill : Initial stage. **Chemosphere**. 70: 769-777.

Ramirez, I. M and Velasquez, M. T. 2004. Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation – ozone couling processes. **Water Research.** 38: 2559-2367.

Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F and Moulin, P. 2008. Landfill leachate treatment : Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**. 150: 468-493.

Sarasa, J., Liabres, T., Ormad, P., Mosteo, R and Ovelleir, O. 2006. Characterization and photo-Fenton treatment of used tires leachate. **Journal of Hazardous Materials (B)**: 136 : 874-881.

Shouliang, H., Beidou, X., Haichan, Y., Liansheng, H., Shilei, F and Hongliang, L. 2008. Charecteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill age. **Journal of environmental science**. 20: 492-498.

Siripornadulsil, S and labteephanao. 2551. ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์อีเอ็มในการบำบัดน้ำมันและไขมันในน้ำทิ้งเศษอาหาร.**วารสารเกษตรศาสตร์ (วิทยาศาสตร์)** 36(5): 27-35.

Sloker, Y. M and Marechal, M. 1998. Method of decoloration of textile Waters . **Dyes and Pigment**. 37: 335-356.

Snoeyink, V. L. and Jenkins, D. 1980. Oxidation-reduction reactions. **Water Chemistry**. John Wiley & Sons. Inc., New York.. 316-430 p**.**

Sun , S. P., Li, C. J., Sun , J. H., Shi, S. H ., Fan, M. H and Zhou, Q. 2009. Decoloration of an azo dye Orang G in aqueous solution by Fenton oxidation process : Effect of system parameters and kinetic study. **Journal of Hazardous Materials**. 161: 1052-1057.

Symanski, N and Patterson, R. 2003. Effective microorganisms (EM) and wastewater systems. Future Directiond of On-site Systems: Best Management Practice Proceedings of on-site ’03 Conference.

Tammemagi, H. 1999. **The Waste Crisis**. New York. Oxford University Press. 278 p.

Tizaoui, C., Bouselmi, L., Mansouri, L. and Ghrabi, A. 2007. Landfill Leachate treatment white ozone and ozone/hydrogen peroxide system. **Journal of Hazardous Materials**. 140: 316-324.

Trujillo, D ., Font, X. and Sanchez, A. 2006. Use of Fenton reaction for the treatment of leachate from compositing of different wastes. **Journal of Hazardous Materials**. 138: 201-204.

Tumer, H. and Turu, I . O. 1999. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. **Water Research**. 33: 3225-3230.

Jesus, O, V., Carlos P, B and Orlando, D. L. R. 2008. Relationships between physicochemical parameters and the toxicity of leachate from a municipal solid waste landfill. **Ecotoxicology and Environmental Safety**.70: 294-299.

Uyguner, C. S., Suphandag, S. A ., Kerc, A and Bekbolet, M. 2007. Evolution of adsorption and coagulation characteristics of humic acids preceded by alternative advanced oxidation .**Desalination.** 210: 183-193.

Versilind, P. A., Worrell, W and Reinhart, D. 2002. **Solid Waste Engineering**. Wadsworth Group. 428 p

Wang, F. and Smith, D. 2006. Age raw landfill leachate: Membrane fractionation , O_3 only and O_3/H_2O_2 oxidation and molecular size distribution analysis. **Water Research.** 40: 463-467.

Wang, X., Chen, S., Gu, X and Wang, K. 2009. Pilot study on the advanced treatment of landfill leachate using a combined coagulation fenton oxidation and biological aerated filter process .**Waste Management**. 29: 1354-1358.

Wididana, G. N. preliminary experimental of em technology on water HTTP://WWW.ENVISMADRASUNI.ORG.PDF (สืบค้นเมื่อ 1 มีนาคม 2551).

Wu, J., Wu, C ., Ma, H. and Chang, C . 2004. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation process. **Chemosphere** . 54: 997-1003.

Xie, B., Liang, S. B., Tang, Y., Mi, W. X and Xu, Y. 2009. Petrochemical wastewater odor treatment by biofiltration. **Bioresource Technology**. 100: 2204-2209.

Zhang, H., Zhang, D. and Zhou, J. 2006. Removal of COD from landfill leachate by electro-fenton method. **Journal of Hazardous Materials**. 135: 106-111.

Zhang, H., Choi , H. J and Huang, C. P. 2005. Optimization of fenton process for the treatment leachate. **Journal of Hazardous Materials**. 125: 166-174.

Zhu, J. 2000. A review of microbiology in swine manure odor control. **Agriculture Ecosystem & Environment**. 78: 93-106

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก
ขั้นตอนการเตรียมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ

ภาคผนวก ก

ขั้นตอนการเตรียมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ

การหมักน้ำหมักชีวภาพของเทศบาลนครหาดใหญ่มีอุปกรณ์ ส่วนผสมและขั้นตอนทำดังนี้

อุปกรณ์

- ถังพลาสติกขนาด 200 ลิตร
- ถุงตาข่าย (ถุงจากการใส่หัวหอม)
- แกนลอน 20 ลิตร

ส่วนผสม

- เศษผักและผลไม้ 21 กิโลกรัม (ส่วนใหญ่เป็นเศษผลไม้)
- กากน้ำตาล 7 ลิตร
- น้ำสะอาด 140 ลิตร (ใช้น้ำประปาที่ทิ้งไว้ 2 วันเพื่อลดคลอรีนซึ่งมีผลต่อจุลินทรีย์ในการหมัก)

ขั้นตอน

1. เมื่อได้เศษผลไม้จากเก็บของพนักงานจัดเก็บมูลฝอยซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นกากผลไม้ จากนั้นจึงล้างเศษผลไม้ให้สะอาด 2 ครั้ง

2. ใส่กากผลไม้ลงในถุงตาข่ายมัดปากถุงให้แน่น

3.ใส่ถุงกากผลไม้ลงในถังพลาสติกที่เติมน้ำไว้ 140 ลิตร และเติมกากน้ำตาล 7 ลิตรกวนส่วนผสมให้เข้ากันจากนั้นจึงใช้ไม้ไผ่ขัดถุงเศษผลไม้ให้จมน้ำอยู่เสมอปิดฝาให้สนิท

4. หมักน้ำหมักชีวภาพทิ้งไว้ 1 เดือน หลังจากครบ 1 เดือนจึงใช้ท่อดูดน้ำหมักชีวภาพที่ได้เตรียมใส่แกนลอน 20 ลิตร การหมักแต่ละครั้งจะได้น้ำหมักชีวภาพประมาณ 140-150 ลิตรและเศษผลไม้ที่เหลือจากการหมักจะถูกนำไปเป็นส่วนผสมของปุ๋ยหมักต่อไป

การนำน้ำหมักชีวภาพของเทศบาลมีการนำไปใช้ด้านต่างๆ ดังนี้

1. นำไปบำบัดน้ำชะมูลฝอย
2. นำไปรดดับกลิ่นกองมูลฝอย
3. นำไปรดน้ำต้นไม้
4. นำไปรดน้ำในการหมักปุ๋ยหมักชีวภาพ
5. นำไปล้างรดเก็บขนมูลฝอย

รายละเอียดอื่นๆ

- เศษผักผลไม้ตอนเช้าได้จากการเก็บของพนักงานจัดเก็บมูลฝอยซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นกากผลไม้ที่ได้มาจากร้านคั้นน้ำผลไม้และเศษอาหารที่ได้มาจากห้างคาร์ฟูแต่ส่วนใหญ่จะเป็นเศษผลไม้

- ในบางครั้งในช่วงฤดูฝนจะหมักเพียง 20 วันและเติมน้ำหมักชีวภาพหัวเชื้อจากครั้งก่อนหน้ามากขึ้นเพื่อเร่งกระบวนการหมักประมาณ 7-10 ลิตร

- การทำน้ำหมักของพนักงานเทศบาลจะขึ้นอยู่กับวัตถุดิบและอุปกรณ์เป็นหลัก เช่นถ้ามีวัตถุดิบแต่ไม่มีถังพลาสติกว่างก็ต้องนำเศษผลไม้เหล่านี้ไปทำปุ๋ยหมักแทน

- น้ำหมักชีวภาพที่ได้ไม่เคยมีการเช็คกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีแต่อย่างใด

- น้ำหมักชีวภาพที่ได้ไม่มีการขายถ้าบุคคลภายนอกสนใจจะมีการให้กรอกเอกสารการขอใช้เท่านั้น

- น้ำหมักชีวภาพที่ได้มีต้นทุนคงที่ประมาณลิตรละ 2 บาท-

- การสังเกตว่าน้ำหมักชีวภาพได้ที่แล้วหรือไม่จะใช้ความชำนาญของพนักงานเป็นหลักโดยตลอดช่วงเวลาการหมัก 1 เดือนไม่มีการเติมกากน้ำตาลเพิ่ม (ในหลักการทำน้ำหมักชีวภาพมีการเพิ่มเติมว่าต้องหมั่นสังเกตว่ามีกลิ่นเหม็นหรือไม่ถ้ามีกลิ่นต้องมีการเติมกากน้ำตาลเพิ่มโดยน้ำหมักชีวภาพที่ดีต้องมีกลิ่นเปรี้ยวและมีฝ้าขาวลอยอยู่บนผิวน้ำ)

ภาพประกอบ

ภาคผนวก ข.

คุณภาพน้ำชะมูลฝอย เทศบาลนครหาดใหญ่ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ภาคผนวก ข.

คุณภาพน้ำชะมูลฝอย เทศบาลนครหาดใหญ่ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

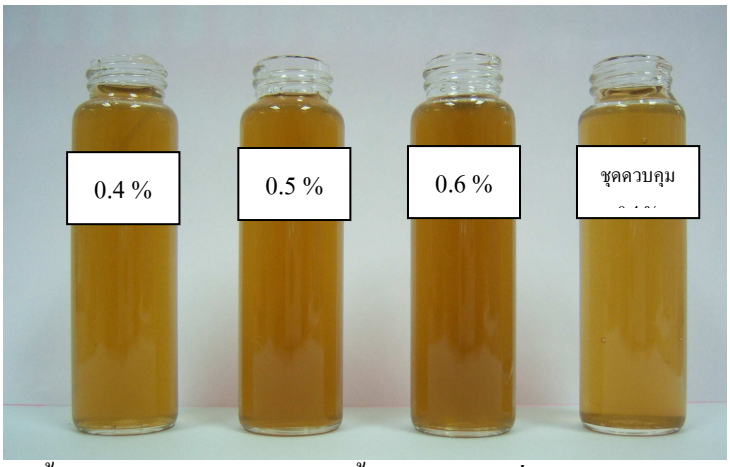
ตารางภาคผนวก ข 1 ผลการตรวจวัดคุณภาพน้ำเข้าบ่อบำบัดน้ำชะมูลฝอย และน้ำออกจากระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอย เทศบาลนครหาดใหญ่ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ณ วันที่ 29 พฤษภาคม 2550

พารามิเตอร์	หน่วย	ผลการตรวจวัด		มาตรฐาน[1]
		น้ำเข้าบ่อบำบัดน้ำชะมูลฝอย	น้ำออกจากบ่อบำบัดน้ำชะมูลฝอย	
pH	-	8.03	8.25	5.5-9
Temperature	$^{\circ}C$	30.5	30	<40
Color	-	เป็นที่น่ารังเกียจ	เป็นที่น่ารังเกียจ	ไม่เป็นที่น่ารังเกียจ
Odor	-	เป็นที่น่ารังเกียจ	เป็นที่น่ารังเกียจ	ไม่เป็นที่น่ารังเกียจ
Oil- Grease	mg/L	4	4	<5
Total Dissolved Solid (TDS)	mg/L	6.462	5.609	<3000
Suspended Solid (SS)	mg/L	93	115	<50
Sulphide (H_2S)	mg/L	0.01	0.01	<1.0
Free Chlorine (Cl_2)	mg/L	<0.01	<0.01	<1.0
Biochemical Oxygen Demand (BOD)	mg/L	360	162	<20
Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)	mg/L	533	202	<100
Chemical Oxygen Demand (COD)	mg/L	1735	1133	<120
Zinc (Zn)	mg/L	0.1	0.04	<5
Copper (Cu)	mg/L	<0.04	<0.04	<2
Manganese (Mn)	mg/L	0.37	0.21	<5
Chromium Hexavalent (Cr VI)	mg/L	<0.02	<0.02	<0.25
Chromium Trivalent (Cr VI)	mg/L	0.08	0.05	<0.75
Cadmium (Cd)	mg/L	<0.01	<0.01	<0.03
Barium (Ba)	mg/L	<0.1	<0.1	<1
Lead (Pb)	mg/L	<0.05	<0.05	<0.2
Nickel (Ni)	mg/L	0.11	0.07	<1
Arsenic (Se)	mg/L	0.21	<0.01	<0.25
Selenium (Se)	mg/L	<0.01	<0.01	<0.02
Mercury (Hg)	mg/L	<0.001	<0.001	<0.005

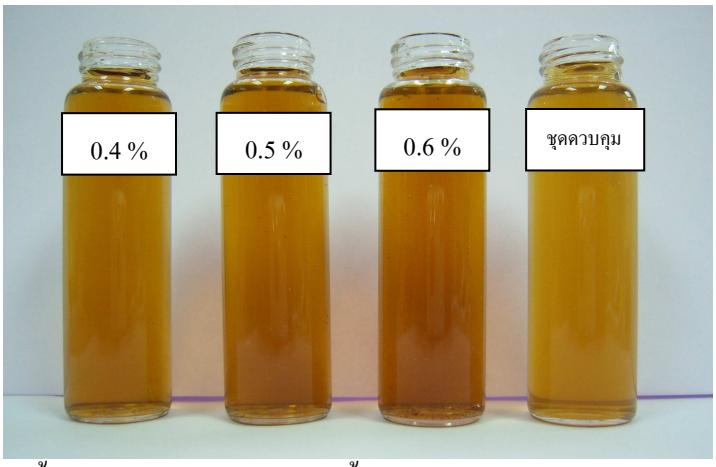
หมายเหตุ 1 ประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 3 (พ.ศ. 2539) เรื่องกำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม

ภาคผนวก ค
ภาพสีของน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาเฟนตัน

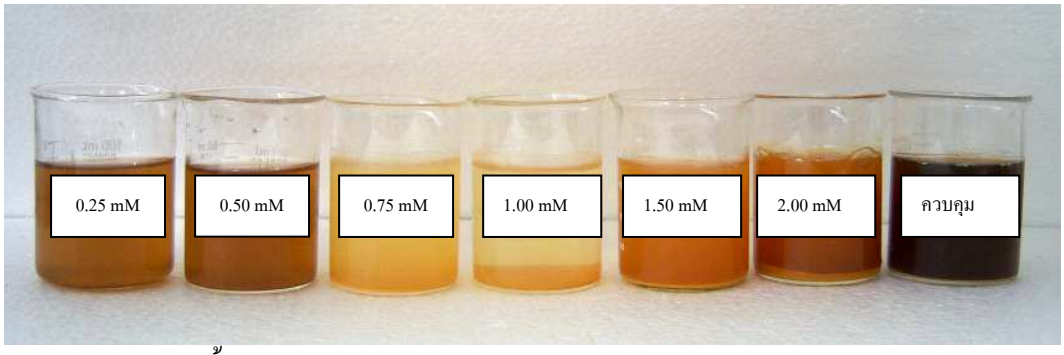
ภาคผนวก ค



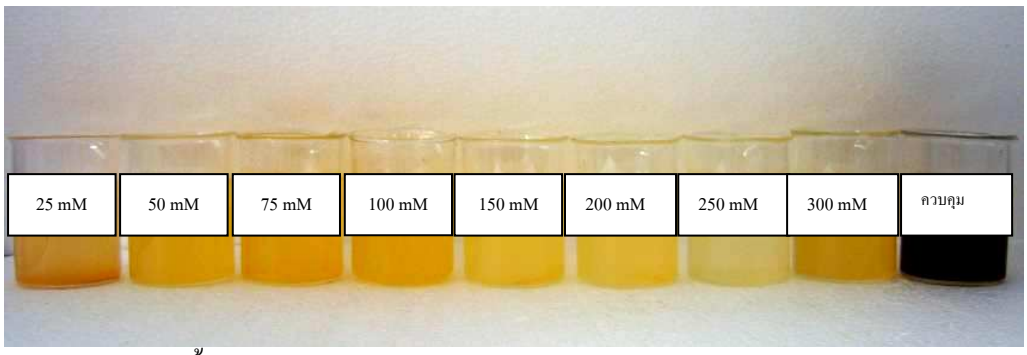
ภาพภาคผนวก ค 1 น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพยี่ห้อ คิวเซ



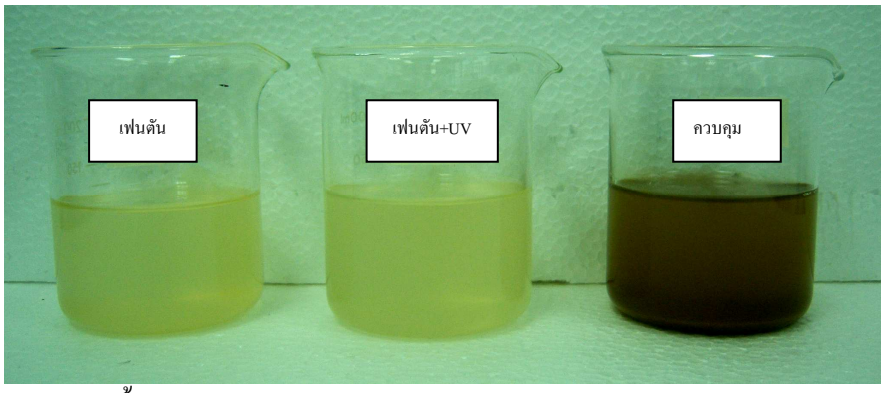
ภาพภาคผนวก ค 2 น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่



ภาพภาคผนวก ค 3 น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.25 ─ 2.00 มิลลิโมลาร์ และ$[H_2O_2]$เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)



ภาพภาคผนวก ค 4 น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์และ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



ภาพภาคผนวก ค 5 น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันและปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์และ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

ภาคผนวก ง
การทดสอบทางสถิติประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

ภาคผนวก ง

การทดสอบทางสถิติประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

ตารางภาคผนวก ง 1 ค่า COD เฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด ต่ำสุดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

			Std.		95% Confidence			
	N	Mean	Deviation	Std. Error	Interval for Mean		Minimum	Maximum
	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound
0.40%	9	1338.667	286.4303	95.47678	1118.497	1558.837	1016	1854
0.50%	9	1535.111	336.7207	112.2402	1276.285	1793.938	1084.667	2066
0.60%	9	1668.185	350.3734	116.7911	1398.864	1937.506	1196.333	2221.333
ควบคุม	9	1351.222	147.1284	49.04281	1238.129	1464.315	1110.667	1558
Total	36	1473.296	311.3162	51.88603	1367.962	1578.631	1016	2221.333

ตารางภาคผนวก ง 2 การวิเคราะห์ความแปรปรวน (Analysis of variance) ของค่า COD เมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

			Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	(Combined)		673469.7	3	224489.9	2.642368	0.066099
	Linear Term	Contrast	13118.58	1	13118.58	0.154413	0.696959
		Deviation	660351.1	2	330175.6	3.886345	0.030835
Within Groups			2718652	32	84957.86		
Total			3392121	35			

* The mean difference is significant at the .05 level

ตารางผนวก ง 3 การเปรียบเทียบความแตกต่างของค่า COD ในน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุมใช้วิธี least-significant different (LSD)

(I) grcod	(J) grcod	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
		Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound
1	2	-196.444	137.4028	0.162495	-476.325	83.43587
	3	-329.519	137.4028	0.02248	-609.399	-49.6382
	4	-12.5556	137.4028	0.927762	-292.436	267.3248
2	1	196.4444	137.4028	0.162495	-83.4359	476.3248
	3	-133.074	137.4028	0.34006	-412.954	146.8062
	4	183.8889	137.4028	0.190224	-95.9914	463.7692
3	1	329.5185	137.4028	0.02248	49.63821	609.3988
	2	133.0741	137.4028	0.34006	-146.806	412.9544
	4	316.963	137.4028	0.02769	37.08265	596.8433
4	1	12.55556	137.4028	0.927762	-267.325	292.4359
	2	-183.889	137.4028	0.190224	-463.769	95.99142
	3	-316.963	137.4028	0.02769	-596.843	-37.0827

The mean difference is significant at the .05 level.

1 = น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 %

2 = น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.5 %

3 = น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.6 %

4= ชุดควบคุม

ตารางภาคผนวก ง 4 ค่า COD เฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด ต่ำสุดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error	95% Confidence Interval for Mean		Minimum	Maximum
	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound
0.40%	9	1363.926	338.8904	112.9635	1103.432	1624.42	1031.667	2108
0.50%	9	1416.407	345.0124	115.0041	1151.207	1681.607	1084	2147.333
0.60%	9	1693.222	367.0803	122.3601	1411.059	1975.385	1146.667	2181
ควบคุม	9	1351.222	147.1284	49.04281	1238.129	1464.315	1110.667	1558
Total	36	1456.194	330.2761	55.04602	1344.445	1567.944	1031.667	2181

ตารางภาคผนวก ง 5 การวิเคราะห์ความแปรปรวน (Analysis of variance) ของค่า COD เมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

			Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	(Combined)		695680.4	3	231893.5	2.376719	0.088306
	Linear Term	Contrast	25640.76	1	25640.76	0.262797	0.611726
		Deviation	670039.6	2	335019.8	3.433679	0.04457
Within Groups			3122200	32	97568.75		
Total			3817881	35			

* The mean difference is significant at the .05 level

ตารางผนวก ง 6 การเปรียบเทียบความแตกต่างของในน้ำชะมูลฝอย COD เมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุมใช้วิธี least-significant different (LSD)

(I)	(J)	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
		Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound
1	2	-52.4815	147.2479	0.723869	-352.416	247.4527
	3	-329.296	147.2479	0.032428	-629.23	-29.3621
	4	12.7037	147.2479	0.931786	-287.23	312.6379
2	1	52.48148	147.2479	0.723869	-247.453	352.4156
	3	-276.815	147.2479	0.069249	-576.749	23.11935
	4	65.18519	147.2479	0.660968	-234.749	365.1194
3	1	329.2963	147.2479	0.032428	29.36213	629.2305
	2	276.8148	147.2479	0.069249	-23.1194	576.749
	4	342	147.2479	0.026718	42.06583	641.9342
4	1	-12.7037	147.2479	0.931786	-312.638	287.2305
	2	-65.1852	147.2479	0.660968	-365.119	234.749
	3	-342	147.2479	0.026718	-641.934	-42.0658

The mean difference is significant at the .05 level.

1 = น้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4 %

2 = น้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.5 %

3 = น้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.6 %

4= ชุดควบคุม

ตารางภาคผนวก ง 7 ค่า BOD_5 เฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด ต่ำสุดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error	95% Confidence Interval for Mean		Minimum	Maximum
	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound
0.40%	9	81.55556	4.123106	1.374369	78.38626	84.72486	76	87.66667
0.50%	9	70.7037	12.2774	4.092467	61.26646	80.14095	61.66667	95.33333
0.60%	9	65.55556	2.828427	0.942809	63.38143	67.72968	63	72
ควบคุม	9	75.18519	6.508778	2.169593	70.1821	80.18828	68	84.66667
Total	36	73.25	9.243573	1.540596	70.12242	76.37758	61.66667	95.33333

ตารางภาคผนวก ง 8 การวิเคราะห์ความแปรปรวน (Analysis of variance) ของค่า BOD_5 เมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

			Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	(Combined)		1245.738	3	415.2459	7.61574	0.000559
	Linear Term	Contrast	264.8302	1	264.8302	4.85707	0.034846
		Deviation	980.9074	2	490.4537	8.995075	0.000795
Within Groups			1744.79	32	54.52469		
Total			2990.528	35			

* The mean difference is significant at the .05 level

ตารางผนวก ง 9 การเปรียบเทียบความแตกต่างของ BOD_5 ในน้ำชะมูลฝอยgมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุมใช้วิธี least-significant different (LSD)

(I)	(J)	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
		Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound
1	2	10.85185	3.48089	0.003839	3.76151	17.94219
	3	16	3.48089	6.39E-05	8.909658	23.09034
	4	6.37037	3.48089	0.076564	-0.71997	13.46071
2	1	-10.8519	3.48089	0.003839	-17.9422	-3.76151
	3	5.148148	3.48089	0.148925	-1.94219	12.23849
	4	-4.48148	3.48089	0.207171	-11.5718	2.60886
3	1	-16	3.48089	6.39E-05	-23.0903	-8.90966
	2	-5.14815	3.48089	0.148925	-12.2385	1.942194
	4	-9.62963	3.48089	0.009336	-16.72	-2.53929
4	1	-6.37037	3.48089	0.076564	-13.4607	0.719971
	2	4.481481	3.48089	0.207171	-2.60886	11.57182
	3	9.62963	3.48089	0.009336	2.539288	16.71997

The mean difference is significant at the .05 level.

1 = น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4 %

2 = น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.5 %

3 = น้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.6 %

4= ชุดควบคุม

ตารางภาคผนวก ง 10 ค่า BOD_5 เฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด ต่ำสุดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

			Std.		95% Confidence			
	N	Mean	Deviation	Std. Error	Interval for Mean		Minimum	Maximum
	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound
0.40%	9	88.58025	16.33057	5.443524	76.02746	101.133	71.33333	109
0.50%	9	86.95062	13.3522	4.450733	76.68721	97.21403	73	117.3333
0.60%	9	87.76543	13.92129	4.64043	77.06458	98.46628	72.16667	113.1667
ควบคุม	9	75.18519	6.508778	2.169593	70.1821	80.18828	68	84.66667
Total	36	84.62037	13.65839	2.276398	79.99904	89.2417	68	117.3333

ตารางภาคผนวก ง 11 การวิเคราะห์ความแปรปรวน (Analysis of variance) ของค่า BOD_5 เมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

			Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	(Combined)		1080.223	3	360.0744	2.114554	0.117842
	Linear Term	Contrast	697.5117	1	697.5117	4.096171	0.051397
		Deviation	382.7115	2	191.3558	1.123746	0.337551
Within Groups			5449.082	32	170.2838		
Total			6529.306	35			

* The mean difference is significant at the .05 level

ตารางผนวก ง 12 การเปรียบเทียบความแตกต่างของค่า BOD_5 ในน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4 ,0.5 , 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุมใช้วิธี least-significant different (LSD)

(I)	(J)	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
		Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound	Upper Bound	Lower Bound
1	2	1.62963	6.151492	0.792773	-10.9005	14.15981
	3	0.814815	6.151492	0.895451	-11.7154	13.34499
	4	13.39506	6.151492	0.036925	0.864883	25.92524
2	1	-1.62963	6.151492	0.792773	-14.1598	10.90055
	3	-0.81481	6.151492	0.895451	-13.345	11.71536
	4	11.76543	6.151492	0.064783	-0.76475	24.29561
3	1	-0.81481	6.151492	0.895451	-13.345	11.71536
	2	0.814815	6.151492	0.895451	-11.7154	13.34499
	4	12.58025	6.151492	0.049145	0.050068	25.11043
4	1	-13.3951	6.151492	0.036925	-25.9252	-0.86488
	2	-11.7654	6.151492	0.064783	-24.2956	0.764746
	3	-12.5802	6.151492	0.049145	-25.1104	-0.05007

The mean difference is significant at the .05 level.

1 = น้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4 %

2 = น้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.5 %

3 = น้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.6 %

4= ชุดควบคุม

ภาคผนวก จ

การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์

ภาคผนวก จ
การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์

Plate count agar (PCA) Himedia

casein enzymic hydrolysate	5.00	กรัมต่อลิตร
yeast extract	2.50	กรัมต่อลิตร
dextrose	1.00	กรัมต่อลิตร
agar	15.00	กรัมต่อลิตร

ละลาย PCA 23.5 กรัม ในน้ำกลั่นปริมาตร 1 ลิตร แล้วนำไป autoclave ที่ 121 °C ภายใต้ความดันไอน้ำนาน 15 นาที ทิ้งไว้ให้เย็นประมาณ 50-60 °C ก่อนเทใส่จานอาหารเลี้ยงเชื้อ

Potato dextrose agar (PDA) (Lab-scan)

potato infusion	4.0	กรัมต่อลิตร
dextrose	20.0	กรัมต่อลิตร
bacteriological agar	15.0	กรัมต่อลิตร

ละลาย PDA 39 กรัม ในน้ำกลั่นปริมาตร 1 ลิตร แล้วนำไป autoclave ที่ 121 องศาเซลเซียส ภายใต้ความดันไอน้ำนาน 15 นาที ทิ้งไว้ให้เย็นประมาณ 50°C จากนั้นทำการเติมยาปฏิชีวนะ โดยใช้ที่ความเข้มข้นสุดท้ายของ gentamycin 0.05 mg/L ต่อปริมาตรอาหารเลี้ยงเชื้อเพื่อยับยั้งเชื้อแบคทีเรีย ก่อนเทใส่จานอาหารเลี้ยงเชื้อ

Deman Rogosa and Sharpe agar (MRS agar) (Lab-scan)

dextrose	20.0	กรัมต่อลิตร
bacteriological peptone	10.0	กรัมต่อลิตร
beef extract	8.0	กรัมต่อลิตร
sodium acetate	5.0	กรัมต่อลิตร
yeast extract	4.0	กรัมต่อลิตร
dipotassium phosphate	2.0	กรัมต่อลิตร
ammonium citrate	2.0	กรัมต่อลิตร
tween 80	1.0	กรัมต่อลิตร

magnesium sulfate	0.2	กรัมต่อลิตร
manganese sulfate	0.05	กรัมต่อลิตร
bacteriological agar	10.0	กรัมต่อลิตร

ละลาย PCA 62 กรัม ในน้ำกลั่นปริมาตร 1 ลิตร แล้วนำไป autoclave ที่ 121 °C ภายใต้ความดัน ไอน้ำนาน 15 นาที ทิ้งไว้ให้เย็นประมาณ 50-60 °C ก่อนเทใส่จานอาหารเลี้ยงเชื้อ

Spread plate method (ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์, 2541)

1. ทำการเจือจางตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยที่ระดับความเข้มข้นที่ต้องการ

2. จากนั้นดูดตัวอย่าง 0.1 มิลลิลิตรด้วยปิเปต ใส่ในอาหารเลี้ยงเชื้อ PDA ซึ่งใช้ทดสอบรา และยีสต์ และ MRS agar ใช้ทดสอบ แลคติก แอสิด แบคทีเรีย และ PCA ใช้ทดสอบแบคทีเรียทั้งหมด

3. จุ่ม spreaderในบีกเกอร์ที่มีแอลกอฮอล์ นำมาเผาไฟ รอจนเย็น ใช้ spreader กวาดไปบนอาหารที่มีตัวอย่างให้ทั่ว

4.จากนั้นนำไปบ่มในตู้บ่มเชื้อ (incubator) โดยอาหาร PDA บ่มที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส PCA บ่มที่ 35 องศาเซลเซียส และอาหาร MRS agar บ่มที่ 35 องศาเซลเซียสในสภาวะไร้อากาศ

ภาคผนวก ฉ

การคำนวนต้นทุนการบำบัด

ภาคผนวก ฉ
การคำนวณต้นทุนการบำบัด

คำนวณจากราคาสารเคมีชนิด Analytical chemical reagent grade

รายการ	ปริมาตร/น้ำหนัก	ราคา (บาท)/ปริมาตร	ราคา/หน่วย
Hydrogen peroxide (H_2O_2) 30%	1,000 mL	820.00	0.82 บาท/ml
Ferrous sulfate heptahydrate ($FeSO_4.7H_2O$)	500 g	400.00	0.80 บาท/g
Sulfuric acid (H_2SO_4 conc) 98%	2,500 mL	400.00	0.16 บาท/ml
Sodium hydroxyl (NaOH)	500 g	370.00	0.75 บาท/ g

H_2O_2 1,000 ml 820 บาท

H_2O_2 1 ml 0.82 บาท

H_2O_2 ความเข้มข้น 30 % density 1.11 kg/L

H_2O_2 มีเนื้อสารจริง 9.8 mol/L

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ H_2O_2 150 mM หรือ 15.3 ml คิดเป็นเงิน 15.30 x 0.82 **= 12.54 บาท**

$FeSO_4.7H_2O$ 500 g 400 บาท

$FeSO_4.7H_2O$ 1 g 0.80 บาท

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ $FeSO_4.7H_2O$ เท่ากับ 0.75 mM หรือ 0.208 g คิดเป็นเงิน 0.208 x 0.80

= 0.16 บาท

H_2SO_4 2,500 ml 400 บาท

H_2SO_4 1 ml 0.16 บาท

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ H_2SO_4 ประมาณ 1 ml คิดเป็นเงิน 1 x 0.16 **= 0.16 บาท**

เพราะฉะนั้น น้ำเสีย 1 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด เท่ากับ **12.54** + **0.16** + **0.16** **= 12.86 บาท**

หรือ น้ำเสีย 1,000 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด เท่ากับ **= 12,860 บาท**

แต่น้ำชะมูลฝอยหลังทำปฏิกิริยาเฟนตันมีค่าพีเอช ประมาณ 3 ทำให้ก่อนปล่อยน้ำสู่ธรรมชาติต้องมีการปรับพีเอชด้วย NaOH ให้อยู่ในช่วง 5.5-9

โดยหลังจากปรับพีเอชประมาณ 5.5 น้ำชะมูลฝอย 1 ลิตรต้องใช้ NaOH = 0.2 g

คิดเป็นเงิน 0.2 x 0.74 **= 0.14 บาท**

เพราะฉะนั้น น้ำเสีย 1 ลิตร มีต้นทุนการบำบัดรวม เท่ากับ **12.54 + 0.16 + 0.16 + 0.14 = 13 บาท**

หรือ น้ำเสีย 1,000 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด เท่ากับ **= 13,000 บาท**

กรณีอนุมาณคำนวณจากราคาสารเคมีชนิด Commercial chemical reagent grade

รายการ	**ปริมาตร/ น้ำหนัก**	**ราคา (บาท) / ปริมาตร**	**ราคา/หน่วย**
Hydrogen peroxide (H_2O_2) (50%)	30 kg	674.00	0.0260 บาท/ml
Ferrous sulfate heptahydrate ($FeSO_4.7H_2O$)	25 kg	240.00	0.0096 บาท/g
Sulfuric acid (H_2SO_4 conc) 98%	35 kg	450.00	0.0236 บาท/ml
Sodium hydroxyl (NaOH)	25 kg	642.00	0.0256 บาท/ g

H_2O_2 25,862 ml 674 บาท

H_2O_2 1 ml 0.0260 บาท

H_2O_2 ความเข้มข้น 50 % density 1.16 kg/L

H_2O_2 มีเนื้อสารจริง 17.05 mol/L

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ H_2O_2 150 mM หรือ 8.79 ml คิดเป็นเงิน 8.79 x 0.0260 = **0.2285 บาท**

$FeSO_4.7H_2O$ 25,000 g 240 บาท

$FeSO_4.7H_2O$ 1 g 0.0096 บาท

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ $FeSO_4.7H_2O$ เท่ากับ 0.75 mM หรือ 0.208 g คิดเป็นเงิน 0.208 x 0.0096 **= 1.99 x10^{-3} บาท**

H_2SO_4	19,021	ml	450	บาท
H_2SO_4	1	ml	0.0236	บาท

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ H_2SO_4 ประมาณ 1 ml คิดเป็นเงิน 1 x 0.0236 **= 0.0236 บาท**

เพราะฉะนั้น

น้ำเสีย 1 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด เท่ากับ **0.2285 +1.99x10^{-3} + 0.0236 = 0.2540 บาท**

หรือ น้ำเสีย 1,000 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด เท่ากับ **= 254 บาท**

แต่น้ำชะมูลฝอยหลังทำปฏิกิริยาเฟนตันมีค่าพีเอช ประมาณ 3 ทำให้ก่อนปล่อยน้ำสู่ธรรมชาติต้องมีการปรับพีเอชด้วย NaOH ให้อยู่ในช่วง 5.5-9

โดยหลังจากปรับพีเอชประมาณ 5.5 น้ำชะมูลฝอย 1 ลิตรต้องใช้ NaOH = 0.2 g คิดเป็นเงิน 0.2 x 0.0256 **= 0.0051 บาท**

เพราะฉะนั้น น้ำเสีย 1 ลิตร มีต้นทุนการบำบัดรวม เท่ากับ **0.2285 +1.99x10^{-3} + 0.0236 + 0.0051 = 0.2591 บาท**

หรือ น้ำเสีย 1,000 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด เท่ากับ **= 259.1 บาท**

ภาคผนวก ช

การคำนวณสารเคมีในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน

ภาคผนวก ช

การคำนวณสารเคมีในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน

1.การคำนวณสัดส่วนเฟอรัสไอออน (Fe^{2+})

ใช้ $Feso_4.7H_2O$ มีมวลโมเลกุล = 56+32+(16*4)+(14)+(16*7)

= 278 mg

1 mM ของ $Feso_4.7H_2O$ มี Fe อยู่ 56 mg

ถ้า 2.5 mM ของ $Feso_4.7H_2O$ มี Fe อยู่ = $\frac{2.5 * 56}{1}$

= 140 mg

มี Fe อยู่ 56 mg ใน $Feso_4.7H_2O$ = 278 mg

ถ้าต้องการ Fe อยู่ 140 mg ต้องใช้ $Feso_4.7H_2O$ เท่าไหร่ = $\frac{140*278}{56}$

= 695 mg

ในกรณีทำ stock สารละลาย $FeSo_4.7H_2O$

1 M มี Fe เท่ากับ 56 g

0.5 M มี Fe เท่ากับ 0.5 * 56 g = 28 g

มี Fe 56 g .ใน $Feso_4.7H_2O$ 278 g

ถ้าต้องการ Fe เท่ากับ 28 g ต้องใช้ $Feso_4.7H_2O$ = $\frac{28*278}{56}$

= 139 g

แต่ การคำนวณ Fe [0.5 M] เทียบกับน้ำ 1,000 mlต้องใช้ $FeSo_4.7H_2O$ = 139 g

ในการทดลองจริงเตรียมปริมาตร 25 ml คือ $\frac{25 * 139}{1,000}$

= 3.475 g

คำนวณปริมาตรที่ต้องเติมในน้ำตัวอย่าง

ต้องการ Fe [2.5 mM]

จากสูตร $M_1V_1 = M_2V_2$

$2.5*10^{-3}*1,000 = 0.5\ M*V_2$

V_2 = 5 ml

แต่น้ำตัวอย่างที่ใช้เพียง 300 ml

$$= \frac{300*5}{1,000}$$

เพราะนั้นต้องใช้สารละลาย $Feso_4.7H_2O$ 1.5 ml

2.การคำนวณสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2)

H_2O_2 มี density = 1.11 kg/L

H_2O_2 มีมวลโมเลกุล = (1*2)+(16*2)

= 34 g/M

จาก $\frac{1,110 \text{ g/L}}{34 \text{ g/M}} = 32.65$ M/L

ความเข้มข้น 30 %

100 ml มีเนื้อสารจริง 30 ml

ถ้า 32.65 M/L มีเนื้อสารจริง = $\frac{32.65 \text{ M/L}*30 \text{ ml}}{100 \text{ ml}}$

= 9.8 M/L

ต้องการเติม 50 mM ต้องใช้ H_2O_2 เท่าไหร่

จากสูตร $M_1V_1 = M_2V_2$

$9.80 \text{ M/L} * V_1 = 50*10^{-3} \text{ M/L} * 1,000 \text{ ml}$

$V_1 = 5.1$ ml

แต่น้ำตัวอย่างที่ใช้เพียง 300 ml

$M_1V_1 = M_2V_2$

$9.80 \text{ M/L} * V_1 = 50*10^{-3} \text{ M/L} * 300 \text{ ml}$

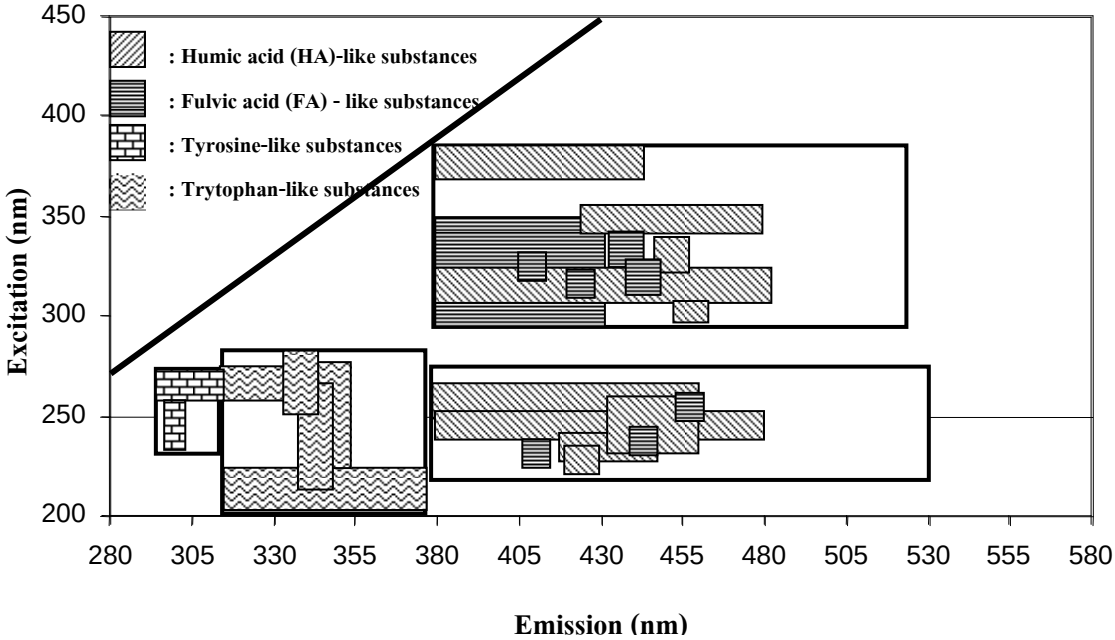
$V_1 = 1.53$ ml

ภาคผนวก ซ

ขอบเขตการจำแนกสารอินทรีย์ putative origin

ภาคผนวก ซ

ขอบเขตการจำแนกสารอินทรีย์ putative origin



ภาคผนวก ฌ

ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

ภาคผนวก ฌ

ตารางภาคผนวก ฌ 1 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสี (ความเข้มข้นเฟอร์รัสไอออนเริ่มต้น)

Fe^{2+}(mM)	H_2O_2(mM)	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสงเริ่มต้น	การดูดกลืนแสงสุดท้ายเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการกำจัดสี
0.25	100	1	0.2704	0.1212	55.17751479
		2	0.2729	0.12	56.02784903
		3	0.2733	0.1216	55.50676912
		ค่าเฉลี่ย	0.2722±0.0015	0.1209±0.0008	55.57±0.42
		SD	0.0015	0.0008	0.4287
0.50	100	1	0.2704	0.0954	64.71893491
		2	0.2729	0.0954	65.04213998
		3	0.2733	0.0951	65.20307355
		ค่าเฉลี่ย	0.2722±0.0015	0.0953±0.0001	64.98±0.24
		SD	0.0015	0.0001	0.2465
0.75	100	1	0.2704	0.0863	68.75
		2	0.2729	0.0866	68.26676438
		3	0.2733	0.0862	68.45956824
		ค่าเฉลี่ย	0.2722±0.0015	0.0863±0.0002	68.49±0.24
		SD	0.0015	0.0002	0.2432
1	100	1	0.2704	0.0863	67.46060828
		2	0.2729	0.087	68.0204903
		3	0.2733	0.0862	68.73622337
		ค่าเฉลี่ย	0.2722±0.0015	0.0957±0.0001	68.07±1.64
		SD	0.0015	0.0001	1.6407
1.50	100	1	0.2704	0.09	66.71597633
		2	0.2729	0.0988	63.79626237
		3	0.2733	0.0985	63.95901939
		ค่าเฉลี่ย	0.2722±0.0015	0.0957±0.0049	64.82±1.64
		SD	0.0015	0.0049	1.6407

ตารางภาคผนวก ณ 1 (ต่อ)

Fe^{2+}(mM)	H_2O_2(mM)	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสงเริ่มต้น	การดูดกลืนแสงสุดท้ายเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการกำจัดสี
2.00	100	1	0.2704	0.0974	63.97928994
		2	0.2729	0.0972	64.38255771
		3	0.2733	0.0973	64.39809733
		ค่าเฉลี่ย	0.2722±0.0015	0.0973±0.001	64.2533±0.23
		SD	0.0015	0.0001	0.2374

ตารางภาคผนวก ณ 2 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD (ความเข้มข้นเฟอร์รัสไอออนเริ่มต้น)

ความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน (mM)	ซ้ำที่ 1	ซ้ำที่ 2	ซ้ำที่ 3	ค่าเฉลี่ย±SD
0.25	94.4363104	93.77745242	93.70424597	93.97±0.32
0.50	96.77891654	96.92532943	96.63250366	96.77±0.14
0.75	96.48609078	96.77891654	96.92532943	96.73±0.22
1.00	79.32650073	79.79502196	79.42898975	79.51±0.24
1.50	74.0556369	74.3045388	74.81698389	74.39±0.38
2.00	74.15812592	74.08491947	74.08491947	74.1±0.04

ตารางภาคผนวก ณ 3 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสี (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

H_2O_2(mM)	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสงเริ่มต้น	การดูดกลืนแสงสุดท้ายเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการกำจัดสี
25	1	0.2667	0.0987	62.99
	2	0.2664	0.0981	63.21
	3	0.2668	0.0984	63.1
	ค่าเฉลี่ย	0.2666±0.0002	0.0984±0.0003	63.1±0.11
	SD	0.0002	0.0003	0.1124
50	1	0.2667	0.0896	66.4
	2	0.2664	0.0899	66.29
	3	0.2668	0.0895	66.44
	ค่าเฉลี่ย	0.2666±0.0002	0.0896±0.0002	66.37±0.07

ตารางภาคผนวก ณ 3 (ต่อ)

H_2O_2(mM)	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสงเริ่มต้น	การดูดกลืนแสงสุดท้ายเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการกำจัดสี
	SD	0.0002	0.0001	0.078
75	1	0.2667	0.0873	67.26
	2	0.2664	0.0871	67.34
	3	0.2668	0.0875	67.19
	ค่าเฉลี่ย	0.2666±0.0002	0.0873±0.0002	67.26±0.24
	SD	0.0002	0.0002	0.0749
100	1	0.2667	0.0872	67.3
	2	0.2664	0.085	68.12
	3	0.2668	0.0874	67.22
	ค่าเฉลี่ย	0.2666±0.0002	0.0865±0.0013	67.55±0.49
	SD	0.0002	0.0013	0.4993
150	1	0.2667	0.0844	68.35
	2	0.2664	0.0842	68.42
	3	0.2668	0.084	68.5
	ค่าเฉลี่ย	0.2666±0.0002	0.0845±0.0002	64.42±0.07
	SD	0.0002	0.0002	0.0749
200	1	0.2667	0.0974	63.97928994
	2	0.2664	0.0972	64.38255771
	3	0.2668	0.0973	64.39809733
	ค่าเฉลี่ย	0.2666±0.0002	0.0973±0.001	64.2533±0.23
	SD	0.0002	0.0001	0.2374

ตารางภาคผนวก ณ 3 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสี (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

H_2O_2 (mM^1)	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสงเริ่มต้น	การดูดกลืนแสงสุดท้ายเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการกำจัดสี
250	1	0.2667	0.0895	66.44
	2	0.2664	0.0893	66.51
	3	0.2668	0.087	67.37
	ค่าเฉลี่ย	0.2666±0.0002	0.0886±0.0013	66.77±0.52
	SD	0.0002	0.0013	0.5209
300	1	0.2667	0.0883	66.89
	2	0.2664	0.0882	66.92
	3	0.2668	0.0886	66.77
	ค่าเฉลี่ย	0.2666±0.0002	0.0883±0.0002	66.86±0.00
	SD	0.0002	0.0002	0.0002

ตารางภาคผนวก ณ 4 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (mM)	ซ้ำที่ 1	ซ้ำที่ 2	ซ้ำที่ 3	ค่าเฉลี่ย±SD
25	87.5929	87.4057	87.8900	87.62±0.24
50	89.8217	89.8944	90.0446	89.92±0.11
75	92.6449	92.5339	92.7935	92.65±0.13
100	94.7994	94.4947	94.5765	94.62±0.15
150	96.0624	95.7768	95.9881	95.94±0.14
200	95.9881	95.7768	95.8395	95.86±0.10
250	95.8395	95.7768	95.9881	95.86±0.10
300	95.5423	95.0980	95.5423	95.39±25

ตารางภาคผนวก ณ 5 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD_5 (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (mM)	ซ้ำที่ 1	ซ้ำที่ 2	ซ้ำที่ 3	ค่าเฉลี่ย±SD
25	63.80952381	63.8095238	66.9902913	64.86±1.83
50	78.0952381	78.0952381	81.5533981	79.24±1.99
75	80.57142857	80.5714286	81.5533981	80.89±0.56
100	80	80	79.6116505	79.87±0.22
150	81.14285714	81.1428571	81.9417476	81.4±0.46
200	80	80	81.9417476	80.64±1.12
250	79.04761905	75.2380952	74.7572816	76.34±2.35
300	77.14285714	77.1428571	74.7572816	76.34±1.37

ตารางภาคผนวก ณ 6 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD_5/ COD (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (mM)	ซ้ำที่ 1	ซ้ำที่ 2	ซ้ำที่ 3	ค่าเฉลี่ย±SD
25	0.167883212	0.17164179	0.14179104	0.16±0.01
50	0.206060606	0.20606061	0.19587629	0.20±0.00
75	0.22754491	0.22754491	0.20858896	0.22±0.01
100	0.3	0.28767123	0.28767123	0.29±0.00
150	0.373584906	0.35357143	0.34444444	0.35±0.01
200	0.388888889	0.375	0.33214286	0.36±0.02
250	0.392857143	0.46428571	0.48148148	0.44±0.04
300	0.4	0.36923077	0.43333333	0.40±0.03

ตารางภาคผนวก ณ 7 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่าสี (ผลของแสง UV)

uv	Fe^{2+}	H_2O_2	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสงเริ่มต้น	การดูดกลืนแสงสุดท้ายเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการกำจัดสี
-	0.75	150	1	0.2631	0.0729	72.29
			2	0.2623	0.0721	75.51
			3	0.2624	0.0725	72.37
			ค่าเฉลี่ย	0.2626±0.0004	0.0725±0.11	72.39±0.11
			SD	0.0004	0.11	0.1117
254	0.75	150	1	0.2631	0.0719	72.67
			2	0.2623	0.0716	72.7
			3	0.2624	0.0717	72.67
			ค่าเฉลี่ย	0.2626±0.0004	0.07171±0	72.68±0.01
			SD	0.0004	0	0.1117

ตารางภาคผนวก ณ 8 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD (ผลของแสง UV)

uv	Fe^{2+}	H_2O_2	ซ้ำที่ 1	ซ้ำที่ 2	ซ้ำที่ 3	ค่าเฉลี่ย±SD	SD
-	0.75	150	96.72	96.55	96.55	96.6±0.09	0.0995
254	0.75	150	97.41	97.24	97.24	97.29±0.09	0.0995

ตารางภาคผนวก ณ 9 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD (ผลของแสง UV)

uv	Fe^{2+}	H_2O_2	ซ้ำที่ 1	ซ้ำที่ 2	ซ้ำที่ 3	ค่าเฉลี่ย±SD	SD
-	0.75	150	78.46	77.42	80.65	78.84±1.64	1.6462
254	0.75	150	83.43	84.50	85.12	84.35±0.85	0.8542

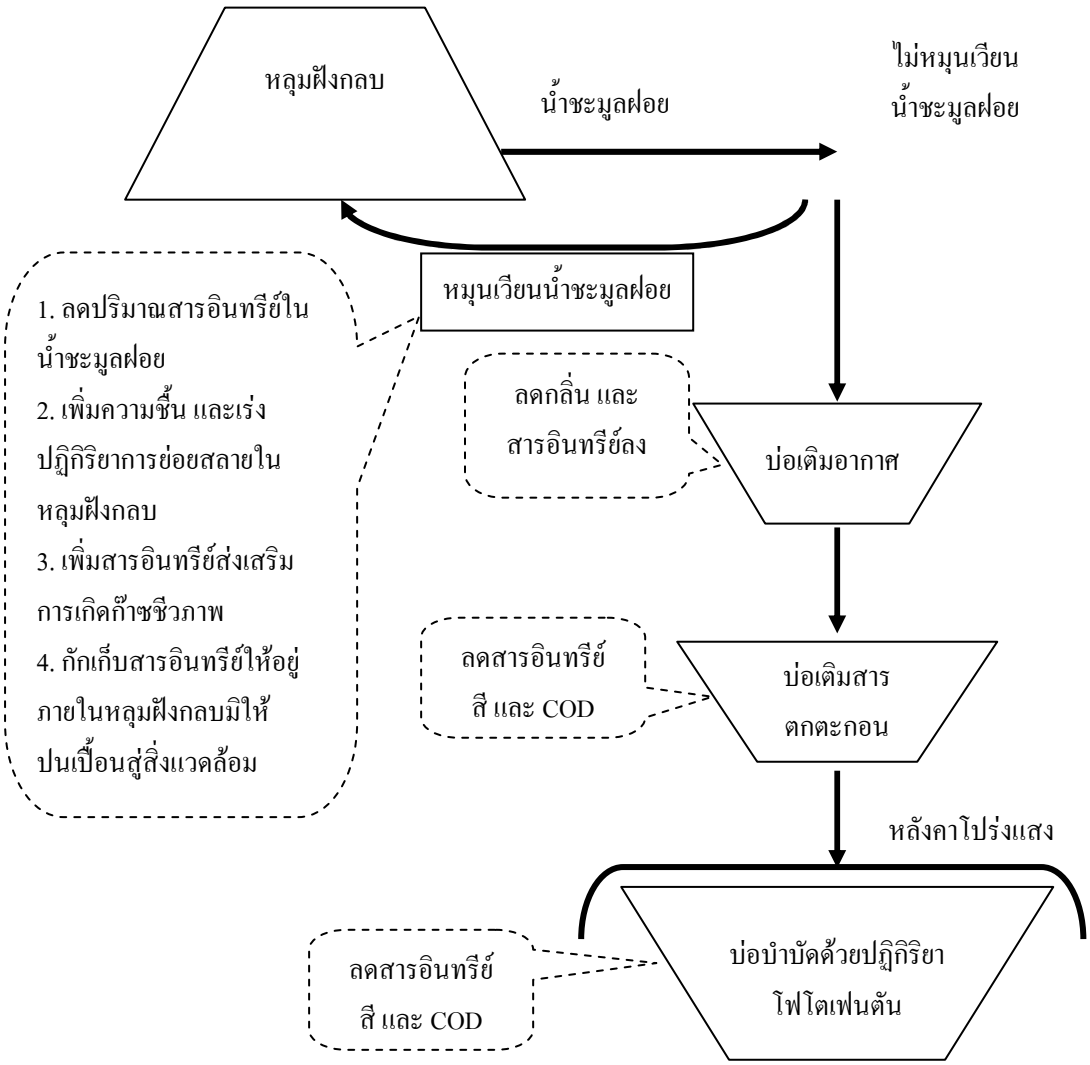
ตารางภาคผนวก ณ 10 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD_5/ COD (ผลของแสง UV)

uv	Fe^{2+}	H_2O_2	ซ้ำที่ 1	ซ้ำที่ 2	ซ้ำที่ 3	ค่าเฉลี่ย±SD	SD
-	0.75	150	0.37	0.35	0.30	0.33±0.03	0.0354
254	0.75	150	0.43	0.38	0.36	0.39±0.03	0.0374

ภาคผนวก ญ

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยแบบองค์รวม

ภาคผนวก ญ



แนวทางการบำบัดและจัดการน้ำชะมูลฝอยแบบองค์รวม

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล นางสาวปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์

รหัสประจำตัวนักศึกษา 4910920019

วุฒิการศึกษา

วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตร์บัณฑิต (การจัดการประมง)	สถาบันเทคโนโลยีราชมงคล	2546

ทุนการศึกษาที่ได้รับ

- ทุนราชกรีฑาสโมสร ประจำปี พ.ศ. 2549-2550
- ทุนงบประมาณแผ่นดิน (สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ) ประจำปี พ.ศ. 2551

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

ปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์, ชัยศรี สุขสาโรจน์, จรีรัตน์ สกุลรัตน์. และธันวดี เตชะภัททวรกุล. 2551. **ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของน้ำ EM**. บทความการประชุมเสนอผลงานวิจัย การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ครั้งที่ 6 ระหว่างวันที่ 8-9 พฤษภาคม 2551 ณ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

Pinrat Siripanpong, Chaisri Suksaroj, Thunwadee Tachapattaworakul, Jareerat Sakunrat , and Charongpun Musikavong.2008. **Treatment of Organic Matters in Landfill Leachate by Bioextract juice**. International Symposium on Southeast Asian Water Environment, Vol. 6, 29-31 October 2008 . Bandung Indonesia

ปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์, ชัยศรี สุขสาโรจน์, ธันวดี เตชะภัททวรกุล และจรีรัตน์ สกุลรัตน์. 2551. **ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของน้ำหมักชีวภาพ**. บทความการประชุมเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาแห่งชาติ ครั้งที่ 10 ระหว่างวันที่ 11-12 กันยายน 2551. ณ มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช