



รายงานการวิจัยฉบับสมบูรณ์

ศักยภาพของน้ำหมักชีวภาพ (EM) ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยชุมชน

Effects of Effective Microorganisms on Leachate Treatment



คณะผู้วิจัย

ผศ.จรีรัตน์ สกุลรัตน์

ผศ.ดร.ชัยศรี สุขสารโรจน์

ดร.กมลธรรม อ่ำสกุล

คณะวิศวกรรมศาสตร์

คณะวิศวกรรมศาสตร์

คณะวิทยาศาสตร์

งานวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัย จากเงินงบประมาณแผ่นดิน

ประจำปีงบประมาณ 2551

มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

2553

กิตติกรรมประกาศ

คณะผู้วิจัยขอขอบพระคุณเงินทุนอุดหนุนการวิจัยจากเงินงบประมาณแผ่นดิน มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ สัญญาเลขที่ ENG5111990030S ที่ให้สนับสนุนการวิจัยในครั้งนี้

ขอขอบคุณศูนย์ความเป็นเลิศแห่งชาติด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย ศูนย์เครือข่ายมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม ห้องปฏิบัติการด้านเคมี ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ และห้องปฏิบัติการจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้ความอนุเคราะห์ใช้สถานที่ห้องปฏิบัติการ อุปกรณ์ และ เครื่องมือ เพื่อ งานวิจัยนี้ และขอขอบคุณผู้ช่วยวิจัย นางสาวปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์ นายนิติ เหมพัฒน์ และ นายเรืองฤทธิ์ บานเย็น ที่ทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

ผศ. จีรวัฒน์ สกลรัตน์

ผศ.ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์

ดร.กมลธรรม อ่ำสกุล

คณะผู้วิจัย

พ.ศ. 2553

คำนำ

วิธีการจัดการมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาลที่นิยมในปัจจุบันของประเทศไทย คือ การฝังกลบ ซึ่งคิดเป็นร้อยละ 35 เนื่องจากการฝังกลบสามารถรองรับมูลฝอยได้ในปริมาณมากและหลากหลายประเภท อีกทั้งระบบสามารถดำเนินการได้ง่าย โดยไม่จำเป็นต้องใช้ผู้มีความรู้สูงเฉพาะด้านในควบคุมดูแลระบบ แต่มีข้อด้อย คือ ต้องการพื้นที่มากและส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจากน้ำชะมูลฝอย ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารละลายของโลหะหนัก ของแข็งละลาย และสารอินทรีย์สูง และสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในล้วนอยู่ในรูปที่ย่อยสลายยาก ลักษณะทางกายภาพของน้ำชะละลายมูลฝอยโดยทั่วไปมีกลิ่น สีดำคล้ำ เป็นที่น่ารังเกียจ หากน้ำชะละลายมูลฝอยเหล่านี้สามารถแทรกซึมลงสู่แหล่งน้ำใต้ดินและแหล่งน้ำผิวดิน ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อสุขภาพมนุษย์ และสิ่งแวดล้อมอย่างประเมินค่าไม่ได้

ดังนั้นหลุมฝังกลบมูลฝอย ต้องมีการรวบรวมและบำบัดน้ำชะละลายมูลฝอยก่อนออกสู่ธรรมชาติ โดยการบำบัดสามารถทำได้หลายวิธีทั้งวิธีทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำชะละลายมูลฝอยในแต่ละแหล่ง การบำบัดน้ำชะละลายมูลฝอยที่ดำเนินการอยู่โดยทั่วไปเป็นการบำบัดโดยบ่อฝัง ทั้งนี้เพราะมีค่าก่อสร้าง และค่าดำเนินการต่ำ สามารถลดค่าบีโอดีได้ร้อยละ 80-90 โดยอาศัยกระบวนการบำบัดโดยธรรมชาติ ทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องพร้อมกันภายในบ่อบ่อเดียว แต่ระยะเวลาพักเก็บของบ่อฝังสั้นประมาณ 5 วัน และรองรับสารอินทรีย์ได้ไม่สูงมาก และองค์ประกอบของน้ำชะละลายมูลฝอยมีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยาก ในความเข้มข้นสูง จุลินทรีย์ในบ่อฝังต้องใช้ระยะเวลาอันจึงสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้หมดทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดโดยบ่อฝังที่ดำเนินการอยู่ในปัจจุบันต่ำลง

ดังนั้นจึงมีการพัฒนาการบำบัดน้ำชะละลายมูลฝอยขึ้นหลายวิธีเพื่อลดเวลาในการบำบัด ได้แก่ การใช้สารตกตะกอน การใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุดูดซับ แต่มีข้อด้อยที่กระบวนการบำบัดด้วยสารเคมีจะเกิดกากตะกอนที่ต้องนำไปบำบัดต่อทำให้ต้นทุนการบำบัดรวมเพิ่มขึ้น เพื่อเป็นการแก้ปัญหาการใช้ปฏิกิริยาเฟนตอน-ออกซิเดชันในจึงเป็นที่นิยมในการบำบัดการบำบัดน้ำชะละลายมูลฝอย ซึ่งเป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีที่มีประสิทธิภาพสูง และไม่ก่อให้เกิดกากตะกอน แต่มีข้อด้อยอยู่ที่ การใช้สารเคมีในการทำปฏิกิริยากับน้ำชะละลายมูลฝอยที่มีสารอินทรีย์สูงจะต้องใช้สารเคมีมาก ทำให้ต้นทุนการบำบัดค่อนข้างสูง จึงมีแนวทางในการลดต้นทุนโดยอาศัยกระบวนการอื่นๆ เข้ามาช่วย เช่น กระบวนการทางชีวภาพ ก่อนเข้าสู่กระบวนการทางเคมี ซึ่งวิธีการทางชีวภาพอย่างหนึ่งที่ใช้บำบัดน้ำเสียแต่ยังไม่ได้นำมาใช้บำบัดน้ำชะละลายมูลฝอย ซึ่งเป็นทางเลือกหนึ่งสำหรับประเทศไทย คือ น้ำจุลินทรีย์ประสิทธิภาพ (Effective microorganism, EM) หรือ น้ำสกัดชีวภาพ แต่ยังคงขาดการศึกษาทางวิชาการ

ดังนั้นในการนำน้ำจืดในทรีย์ประสิทธิภาพมาใช้เพื่อบำบัดชะละลายมูลฝอยควรได้รับการศึกษาที่ชัดเจนยิ่งขึ้น

การศึกษาในครั้งนี้จึงมีเป้าหมายที่จะเพิ่มประสิทธิภาพระบบบำบัดแบบบ่อฝิ่งที่มีอยู่เดิมเพื่อบำบัดสารอินทรีย์เป็นหลัก โดยใช้วิธีการการแบบผสมผสานทั้งเคมี-ชีวภาพ สามารถเพิ่มประสิทธิภาพลดต้นทุน ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมน้อย โดยใช้วิธีทางเคมี คือ การเติมสารทำปฏิกิริยาเฟนตัน-ออกซิเดชั่น และ วิธีทางชีวภาพ คือ การเติมน้ำจืดในทรีย์ประสิทธิภาพ โดยมีเป้าหมายเพื่อหารูปแบบการผสมผสานที่ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะละลายมูลฝอยดีที่สุด โดยพิจารณาประสิทธิภาพจากค่าเปอร์เซ็นต์การกำจัดสารอินทรีย์ในรูป TCOD (Total chemical oxygen demand) การกำจัดสี และการกำจัดกลิ่นที่เพิ่มขึ้น

คณะผู้วิจัยหวังว่าผู้อ่านคงได้รับประโยชน์จากรายงานฉบับนี้ และหากมีส่วนบกพร่องใดๆ คณะผู้วิจัยต้องขออภัยไว้ ณ ที่นี้

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ	iii
Abstract	iv
รายการตาราง	v
รายการรูปประกอบ	vi
บทที่	1
1. บทนำ	1
1.1. บทนำค้นเรื่อง	1
1.2. การตรวจเอกสาร	3
1.3. วัตถุประสงค์	24
1.4. ขอบเขตการวิจัย	24
1.5. ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	24
2. วิธีการวิจัย	25
2.1. วัสดุ อุปกรณ์และวิธีการวิจัย	25
2.2. วิธีการดำเนินการวิจัย	25
2.3. การวิเคราะห์ข้อมูล	30
3. ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการทดลอง	31
3.1. ผลการทดลองเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดของน้ำหมักชีวภาพเมื่อ เติมและไม่เติมอากาศ	31
3.2. ผลการศึกษาทดลองเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดของน้ำหมักชีวภาพใน ปริมาณต่างๆ	33
3.3. ผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย	48
3.4. การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน	59
3.5. แนวทางการบำบัดและจัดการน้ำชะมูลฝอยแบบองค์รวม: กรณีศึกษาเทศบาล นครหาดใหญ่	80

	หน้า
4. สรุปผลการทดลอง	87
4.1. ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ	87
4.3. ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน	87
4.2. ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่ในปัจจุบัน	90
4.4. ข้อเสนอแนะ	90
บรรณานุกรม	92
ภาคผนวก	105
ภาคผนวก ก ขึ้นตอนการเตรียมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่	106
ภาคผนวก ข การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์	109
ภาคผนวก ค การคำนวณสารเคมีในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน	112
ภาคผนวก ง คุณภาพน้ำชะมูลฝอย เทศบาลนครหาดใหญ่	115
ภาคผนวก จ การทดสอบทางสถิติประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย	117
ภาคผนวก ฉ ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน	126
ภาคผนวก ช ขอบเขตการจำแนกสารอินทรีย์ putative origin	133
ภาคผนวก ซ การคำนวณต้นทุนการบำบัด	135
ภาคผนวก ฅ ภาพสีของน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาเฟนตัน	139

บทคัดย่อ

น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอยเป็นน้ำเสียที่มีสีเข้ม กลิ่นเหม็น และปนเปื้อนสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปย่อยสลายยากจำพวก กลุ่มกรดฟูลวิก และกรดฮิวมิกในปริมาณสูง โดยกระบวนการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยทั่วไปเป็นระบบบ่อผึ่ง ซึ่งมีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ ทำให้น้ำทิ้งหลังการบำบัดยังคงมีสีเข้ม กลิ่นเหม็น และมีสารอินทรีย์สูง งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อบำบัดสี และสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ส่วน ได้แก่ การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ และการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

สำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเทศบาลนครสงขลาและเทศบาลนครหาดใหญ่ ด้วยน้ำหมักชีวภาพ 5 ชนิด ซึ่งผลการศึกษาพบว่า สามารถบำบัดค่า COD ได้ประมาณ 95% แต่ต้องเติมน้ำหมักชีวภาพในปริมาณน้อยกว่า 0.67% โดยปริมาตรของน้ำชะมูลฝอย แต่อย่างไรก็ตามคุณภาพน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัด ก็ยังไม่สามารถผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งได้ แต่จากผลการประเมินความพอใจของกลิ่นและสีก่อนทดลองและหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ พบว่าสามารถเพิ่มระดับความพึงพอใจจากระดับพึงพอใจน้อยเป็นระดับพึงพอใจปานกลาง

สำหรับผลการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน พบว่าสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการดังกล่าวคือ ที่ความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เท่ากับ 0.75 และ 150 มิลลิโมลาร์ ในสภาวะกรดที่พีเอชเท่ากับ 3 ± 0.2 โดยที่สภาวะดังกล่าว ปฏิกิริยาเฟนตันสามารถบำบัดค่าสี BOD₅ และ COD ในน้ำชะมูลฝอยได้เท่ากับ 65.4 81.4 และ 95.9 เปอร์เซ็นต์ เมื่อใช้แสงอุลตราไวโอเลตร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตันสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดเป็น 72.7, 84.4 และ 97.3 เปอร์เซ็นต์ โดยสามารถลดสารอินทรีย์กลุ่มกรด ฟูลวิก และกรดฮิวมิกได้ 98.5 เปอร์เซ็นต์ และมีตะกอนเกิดขึ้น 155 มิลลิกรัมต่อลิตร และจากการประเมินความพึงพอใจต่อกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับแสงอุลตราไวโอเลต พบว่าเพิ่มจากระดับความพึงพอใจน้อยก่อนบำบัดเป็นพึงพอใจมากหลังบำบัด และจากผลการวิเคราะห์ปริมาณ โลหะหนัก 3 ชนิด คือ โครเมียม นิกเกิล และแคดเมียม พบว่าปฏิกิริยา เฟนตันมีประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนัก 3 ชนิด เท่ากับ 40, 50 และ 50 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และในน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดมีโลหะหนักเหล่านี้ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง

จากผลการศึกษาจะเห็นได้ว่า น้ำหมักชีวภาพเพียงอย่างเดียวไม่เหมาะสมในการนำมาใช้บำบัดน้ำชะมูลฝอย เนื่องจากน้ำหมักชีวภาพประกอบด้วยสารที่ย่อยสลายทางชีวภาพยากด้วยเช่นกัน จึงต้องใช้ในปริมาณที่เหมาะสม เพื่อลดกลิ่นและสารอินทรีย์ในขั้นต้น และใช้ปฏิกิริยาเฟนตันร่วม โดยใช้สารเคมีชนิด Commercial chemical reagent grade เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และลดต้นทุน

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 EM culture treatment, leachate from Songkhla and Hatyai municipalities' landfills were tested with five types of EM liquid. The study found that EM culture could treat leachate COD by 95 %. However, the quality of leachate with EM liquid was better than leachate without EM liquid only when less than 0.67% EM by volume was added. Anyway the effluent quality does not meet the standard of wastewater discharge. 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 $[\text{Fe}^{2+}]$ and $[\text{H}_2\text{O}_2]$ 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 using only EM culture is not appropriate for landfill leachate treatment because EM also contains hardly degradable organic substances. Thus, limited amount of EM can be used as primary treatment to reduce leachate odor and organic substances, followed by the Fenton's reagent (commercial chemicals reagent grade) to reduce BOD_5 and COD of landfill leachate to meet the effluent standard.

รายการตาราง

ตารางที่		หน้า
1-1	การเปรียบเทียบ ข้อดี ข้อด้อยวิธีการจัดการมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาลแบบต่างๆ	4
1-2	ลักษณะสมบัติน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่ระยะเวลาดำเนินการต่างกัน	8
1-3	ค่าศักย์รีดอกซ์ของสารออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ	9
1-4	สรุปวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยรูปแบบต่างๆ	16
1-5	การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	17
1-6	การใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ	22
3-1	คุณลักษณะน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่	31
3-2	คุณลักษณะน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา	34
3-3	คุณลักษณะสมบัติของน้ำ EM	34
3-4	ลักษณะสมบัติของน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่	47
3-5	ปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เฉลี่ยใน EM คิวเซ และ EM หาดใหญ่ (หน่วย CFU/mL)	51
3-6	ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตำแหน่ง peak a และ peak b ในน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ	56
3-7	ผลการประเมินความพึงพอใจของกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอยเมื่อบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ	58
3-8	ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตำแหน่ง peak a และ peak b ในน้ำชะมูลฝอย และน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน	71
3-9	ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตำแหน่ง peak a และ peak b ในน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254	78
3-10	ผลการประเมินความพึงพอใจต่อกลิ่น และสีของน้ำชะมูลฝอย เมื่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254	78
3-11	ค่าโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยเมื่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254	80
3-12	ค่า COD ในน้ำชะมูลฝอยจากแ่งรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 และ % Removal	81
3-13	ค่า BOD ₅ ในน้ำชะมูลฝอยจากแ่งรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 และ % Removal	82
4-1	สรุปวิธีการทดลอง และประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย	89

รายการรูปประกอบ

รูปที่		หน้า
1-1	องค์ประกอบของหลุมฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล	5
1-2	องค์ประกอบสารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบ	7
1-3	องค์ประกอบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากในน้ำชะมูลฝอย	7
3-1	การเปรียบเทียบสีของน้ำชะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศครั้งที่ 1	32
3-2	การเปรียบเทียบค่า COD ของน้ำชะขยะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศครั้งที่ 1	32
3-3	การเปรียบเทียบสีของน้ำชะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศครั้งที่ 2	33
3-4	ลักษณะของน้ำ EM ที่ใช้ทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา	35
3-5	การเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ K-EM และ EM ไบโอคริส ในน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา ชุดการทดลองที่ 1	36
3-6	การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ K-EM และ EM ไบโอคริส ในน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา ชุดการทดลองที่ 1	37
3-7	การเปรียบเทียบสีของน้ำชะขยะมูลฝอยจากการเติม EM คิวเซ ชุดการทดลองที่ 1	38
3-8	การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ K-EM และ EM ไบโอคริส ในน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา ชุดการทดลองที่ 1	39
3-9	การเปลี่ยนแปลงค่า TDS ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ K-EM และ EM ไบโอคริส ในน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา	40
3-10	การเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ K-EM และ EM ไบโอคริส ในน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา ชุดการทดลองที่ 2	41
3-11	การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ K-EM และ EM ไบโอคริส ในน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา ชุดการทดลองที่ 2	42
3-12	การเปรียบเทียบสีของน้ำชะขยะมูลฝอยจากการเติม EM คิวเซ ชุดการทดลองที่ 2	44
3-13	การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ K-EM และ EM ไบโอคริส ในน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา ชุดการทดลองที่ 2	45
3-14	สีของน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่ก่อนบำบัด	46
3-15	การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่ชุดที่ 2	47
3-16	การดูดกลืนแสงของน้ำชะมูลฝอยที่ความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร	49
3-17	ค่า BOD ₅ เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติม EM คิวเซ และ EM หาดใหญ่สัดส่วนต่างๆ	50
3-18	ค่า BOD ₅ /COD เฉลี่ยของน้ำชะมูลฝอยเติม EM คิวเซ และ EM หาดใหญ่สัดส่วนต่างๆ	50

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่		หน้า
3-19	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเมื่อมีการเติม EM ทิวเซ 0.4, 0.5, และ 0.6%	52
3-20	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเมื่อมีการเติม EM หาดใหญ่ 0.4, 0.5, และ 0.6%	53
3-21	ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยชุดควบคุม	54
3-22	ค่า FEEM ในน้ำชะมูลฝอย	55
3-23	ผลการลดลงของค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาต่างๆ ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)	60
3-24	ผลของความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอร์รัสไอออนต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่าสี ณ 60 นาที ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)	61
3-25	ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)	62
3-26	ผลการลดลงของค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาต่างๆ ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	63
3-27	ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่าการดูดกลืนแสง ณ 60 นาที ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	64
3-28	ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า COD ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์ และ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	65
3-29	ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า BOD_5 ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	66
3-30	ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า BOD_5/COD ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์ และ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	67
3-31	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า	68
3-32	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250, และ 300 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	68
3-33	ความสัมพันธ์ระหว่างค่าประสิทธิภาพการบำบัดในรูปตัวแปรต่างๆ	73
3-34	ประสิทธิภาพการบำบัดในรูปตัวแปรต่างๆ ของปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน + UV-254 ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)	75
3-35	ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า ของปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+ UV-254	77
3-36	ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันและปฏิกิริยาเฟนตัน+ UV-254	79

รายการรูปประกอบ (ต่อ)

รูปที่		หน้า
3-37	กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรที่ 1 และ 2 เทศบาลนคร หาดใหญ่	83
3-38	สีของน้ำชะมูลฝอยก่อน และหลังบำบัดด้วยระบบบ่อปรับเสถียรร่วมกับการเติมน้ำหมัก ชีวภาพของเทศบาลนครหาดใหญ่	84
3-39	แนวทางการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาโฟโตเฟนตัน	85

บทที่ 1

บทนำ

1.1. บทนำต้นเรื่อง

การพัฒนาทางด้านเทคโนโลยี และความก้าวหน้าทางการแพทย์ส่งผลเอื้ออำนวยต่อการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของประชากร โดยในปี พ.ศ. 2548 ประชากรโลกมีประมาณ 6,450 ล้านคน และมีการพยากรณ์ในอีก 20 ปีข้างหน้าว่าจะมีประชากรโลกถึง 7,850 ล้านคน (สำนักงานสถิติแห่งชาติ, 2547) และการอุปโภค-บริโภคของประชากรที่เพิ่มขึ้นย่อมก่อให้เกิดมูลฝอยปริมาณมากอย่างต่อเนื่องเช่นกัน ทำให้ปัญหามูลฝอยเป็นปัญหาสำคัญด้านสิ่งแวดล้อมที่เกิดขึ้นทั่วโลก ในปัจจุบันการจัดการมูลฝอยเหล่านี้มีหลายรูปแบบ ซึ่งขึ้นอยู่กับความเหมาะสมในแต่ละพื้นที่ โดยวิธีการที่นิยมในปัจจุบัน ได้แก่ 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) โดยหลักการจัดการมูลฝอยโดยทั่วไปต้องคัดแยกมูลฝอยที่สามารถรีไซเคิลได้ออกจากมูลฝอยทั้งหมดก่อน ซึ่งในปี พ.ศ. 2548 ประเทศไทยมีมูลฝอยที่สามารถรีไซเคิลได้ 30 เปอร์เซ็นต์ ของมูลฝอยทั้งหมด ส่วนมูลฝอยที่เหลือจากการคัดแยกเพื่อรีไซเคิลจะถูกนำไปกำจัด ซึ่งวิธีกำจัดมูลฝอยหลักในปัจจุบันของประเทศไทย สามารถจำแนกออกเป็นวิธีการหลักๆ คือ เทกองเผากลางแจ้ง 64 เปอร์เซ็นต์ ฝังกลบตามหลักสุขาภิบาล 35 เปอร์เซ็นต์ และเผาในเตาเผา 1 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งการจัดการมูลฝอยที่ถูกต้องตามหลักสุขาภิบาล คือ การฝังกลบ และการเผาในเตาเผา โดยพบว่าปริมาณมูลฝอยเพียง 36 เปอร์เซ็นต์ ของปริมาณมูลฝอยทั้งหมดที่ถูกนำมากำจัดอย่างถูกต้อง (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

จากข้อมูลข้างต้นจะเห็นได้ว่า การจัดการกับปัญหามูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาลในประเทศไทยส่วนใหญ่เป็นการฝังกลบ เนื่องจากการฝังกลบสามารถรองรับมูลฝอยได้ในปริมาณมาก และหลากหลายประเภท นอกจากนี้ยังสามารถดำเนินการได้ง่ายโดยไม่จำเป็นต้องใช้ผู้เชี่ยวชาญสูงในการควบคุมดูแลระบบ แต่มีข้อด้อย คือ ต้องการพื้นที่มาก และส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจากน้ำชะมูลฝอย ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารละลายปนเปื้อนหลายชนิดในปริมาณสูง โดยสามารถ แบ่งสารปนเปื้อนออกเป็น 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) ซึ่งเป็นสารพิษและสารก่อมะเร็ง (Tizaoui

et al., 2007) โดยสามารถส่งผลกระทบต่อสุขภาพมนุษย์ และสิ่งแวดล้อม (Kurmiawan *et al.*, 2006b) ส่วนการปนเปื้อนของสีซึ่งเป็นสารอินทรีย์จะบดบังแสงแดด ทำให้พืชน้ำไม่สามารถสังเคราะห์แสงได้ และจุลินทรีย์เกิดการแย่งออกซิเจนเพื่อใช้ย่อยสลายสารอินทรีย์ จนทำให้แหล่งน้ำประสบกับภาวะออกซิเจนต่ำเป็นมลพิษต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ (Gotvajin *et al.*, 2009) และสภาพแวดล้อม ส่งผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่ช่วยย่อยสลายสิ่งเจือปนในน้ำ และเป็นผู้ผลิตเริ่มต้นในห่วงโซ่อาหารของแหล่งน้ำ (Slokar and Marechal, 1997) ดังนั้นหลุมฝังกลบมูลฝอยที่ถูกต้องตามหลักสุขาภิบาลต้องรวบรวม และบำบัดน้ำชะมูลฝอยก่อนปล่อยทิ้งออกสู่ธรรมชาติ โดยการบำบัดสามารถทำได้หลายวิธีทั้งวิธีทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำชะมูลฝอยในแต่ละแหล่ง (Versilind *et al.*, 2002)

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่ดำเนินการอยู่โดยทั่วไปเป็นการบำบัดโดยระบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization pond) เพราะค่าก่อสร้างและค่าดำเนินการต่ำ (สายชล มือขุนทด, 2546) สามารถบำบัดค่า BOD₅ (Biochemical oxygen demand) ได้ประมาณ 80-90 เปอร์เซ็นต์ (Gray, 1989) โดยระบบบ่อปรับเสถียรจะอาศัยกระบวนการบำบัดทางธรรมชาติ (self-purification) ทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องพร้อมกันภายในบ่อเดียว โดยทั่วไปบ่อมีความลึกประมาณ 1-2 เมตร (ซีระ เกรอต, 2539) ซึ่งสารอินทรีย์ และของแข็งอนุภาคใหญ่ที่ตกตะกอนอยู่ก้นบ่อ จะถูกจุลินทรีย์กลุ่มไม่ใช้ออกซิเจนทำหน้าที่ย่อยสลาย ซึ่งสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำจะถูกจุลินทรีย์กลุ่มใช้ออกซิเจนย่อยสลาย ข้อจำกัดของระบบนี้คือระยะเวลาพักเก็บของบ่อสั้น และสามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ไม่สูงมากนัก ในขณะที่องค์ประกอบของน้ำชะมูลฝอยมีสารอินทรีย์สูง และย่อยสลายได้ยากปริมาณสูง จุลินทรีย์ในบ่อปรับเสถียรจึงต้องใช้ระยะเวลานานจึงสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้หมด ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดโดยบ่อปรับเสถียรที่ดำเนินการอยู่ในปัจจุบันต่ำลง

การพัฒนาวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยเพื่อลดเวลาการบำบัดสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นมีหลายวิธีโดยปฏิกิริยาเฟนตันเป็นวิธีการทางเคมีอีกวิธีหนึ่ง 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) ข้อดีในการใช้ปฏิกิริยาเฟนตัน คือ เป็นวิธีการบำบัดกากตะกอน (sludge) น้อยมาก เพราะเป็นปฏิกิริยาออกซิเดชันเคมีที่เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ (mineralization) ได้ผลิตภัณฑ์สุดท้ายจากปฏิกิริยา คือ น้ำ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซออกซิเจน (Primo *et al.*, 2007; Renou *et al.*, 2008) แต่มีข้อด้อยที่ต้องใช้สารเคมีจำนวนมาก ในการทำปฏิกิริยากับน้ำชะมูลฝอยที่มีสารอินทรีย์สูง ทำให้ต้นทุนในการบำบัดค่อนข้างสูง (Iaconi *et al.*, 2006; Kurmiawan *et al.*, 2006a) ดังนั้นจึงต้องมีแนวทางในการลดต้นทุนลงโดยอาศัยกระบวนการอื่นๆ เข้ามาช่วยบำบัด เช่น กระบวนการทางชีวภาพก่อนเข้าสู่กระบวนการทางเคมี (Gonze *et al.*, 2003)

วิธีการทางชีวภาพอย่างหนึ่งที่เริ่มนิยมใช้บำบัดน้ำเสียในประเทศไทย คือ การเติม น้ำหมักชีวภาพ (effective microorganisms, EM) แต่ในปัจจุบันยังขาดการศึกษาทางวิชาการ ดังนั้น การนำน้ำหมักชีวภาพมา ใช้เพื่อบำบัดน้ำชะมูลฝอย อาจเป็นทางเลือกหนึ่งสำหรับประเทศไทย

การวิจัยในครั้งนี้จึงมีเป้าหมายเพื่อศึกษาประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัด สารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยระบบบำบัดของเทศบาลนครหาดใหญ่ และในระดับห้องปฏิบัติการซึ่งเป็นการศึกษาอิทธิพลของน้ำหมักชีวภาพโดยไม่มีอิทธิพลอื่นๆ รบกวน ส่วนวิธีทางเคมี คือ การเติมสารทำปฏิกิริยา เบนตัน เพื่อให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยเกิดขึ้นดีที่สุดในที่สุด โดยพิจารณาประสิทธิภาพการ บำบัดจาก ค่าเปอร์เซ็นต์การบำบัดสารอินทรีย์ในรูป การกำจัดซี COD และ BOD₅

1.2. การตรวจเอกสาร

1.2.1. มูลฝอย และการจัดการมูลฝอย

มูลฝอย (waste) หมายถึง สิ่งของเหลือทิ้งจากกระบวนการผลิต และอุปโภคซึ่งเสื่อมสภาพจนใช้ การไม่ได้ หรือไม่ต้องการใช้แล้ว บางชนิดเป็นของแข็งหรือกากของเสีย (solid- waste) มีผลเสียต่อสุขภาพ ทางกาย และจิตใจ เนื่องจากความสกปรก เป็นแหล่งเพาะเชื้อโรคทำให้เกิดมลพิษ และทัศนะอุจาด (กรม ควบคุมมลพิษ, 2547ข) โดยในปี พ.ศ. 2543 พบว่า มีมูลฝอยที่เกิดขึ้นทั่วทั้งประเทศปริมาณ 38,170 ตันต่อวัน และเพิ่มขึ้นเป็น 39,221 ตันต่อวันในปี พ.ศ. 2548 และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) จึงต้องมีการจัดการมูลฝอย ซึ่งการกำจัดมูลฝอยที่ปฏิบัติโดยทั่วไปมีอยู่ด้วยกันหลายวิธี เช่น การเผา กลางแจ้ง การเทกองบนดินในพื้นที่ว่าง และการทิ้งลงทะเล วิธีการเหล่านี้เป็นการกำจัดที่ง่ายแต่ไม่เหมาะสม เนื่องจากเป็นสาเหตุให้เกิดมลภาวะต่อสิ่งแวดล้อม และสุขภาพอนามัย (กรมควบคุมมลพิษ, 2547ก) รูปแบบ การจัดการมูลฝอยที่ถูกหลักสุขาภิบาล ได้แก่ การฝังกลบ การหมักทำปุ๋ย และการเผาในเตาเผา ซึ่งแต่ละวิธีมี ข้อดีและข้อด้อย รวมทั้งวิธีการดำเนินการแตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับสภาพทางเศรษฐกิจสังคม ความพร้อมด้าน องค์กร และบุคลากร ตลอดจนสภาพของพื้นที่ ดังแสดงใน (ตารางที่ 1-1)

ตารางที่ 1-1 การเปรียบเทียบ ข้อดี ข้อด้อยวิธีการจัดการมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาลแบบต่างๆ

วิธีการจัดการมูลฝอย	ข้อดี	ข้อด้อย
1. การฝังกลบ (sanitary landfill)	<ol style="list-style-type: none"> 1. ระบบไม่ยุ่งยากซับซ้อนและใช้เงินลงทุนในการก่อสร้างต่ำ 2. สามารถกำจัดมูลฝอยทุกประเภท 3. ก๊าซที่เกิดขึ้นสามารถใช้เป็นเชื้อเพลิง 4. พื้นที่หลังการฝังกลบสามารถใช้เป็นสวนสาธารณะ หรือ ทွ่งหญ้าเลี้ยงสัตว์ สนามกอล์ฟ 	<ol style="list-style-type: none"> 1. ใช้พื้นที่มาก 2. ค่าใช้จ่ายในการซื้อดินถมทับต่อวันสูง 3. ในฤดูฝนไม่สามารถฝังกลบได้ต่อเนื่อง 4. มีผลกระทบต่อด้านน้ำชะมูลฝอยและกลิ่นรบกวน
2. การหมักทำปุ๋ย (composition)	<ol style="list-style-type: none"> 1. ลดปริมาตรมูลฝอยได้ประมาณ 30-65 เปอร์เซ็นต์ 2. ผลผลิตเป็นปุ๋ยอินทรีย์ 3. ใช้พื้นที่น้อย 	<ol style="list-style-type: none"> 1. มูลฝอยต้องย่อยสลายได้ง่าย 2. เป็นแหล่งของพาหะนำโรค
3. การเผา (incineration)	<ol style="list-style-type: none"> 1. พื้นที่น้อย 2. ทำลายมูลฝอยได้เกือบทุกชนิด 3. ได้พลังงานความร้อนจากการเผา 4. ขี้เถ้าสามารถนำไปถมที่ดินหรือ ทำวัสดุก่อสร้าง 	<ol style="list-style-type: none"> 1. ใช้เทคโนโลยีสูงลงทุนมาก 2. ค่าใช้จ่ายในการซ่อมบำรุงเตาเผาสูง 3. การเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ทำให้เกิดมลพิษและยังต้องติดตั้งระบบควบคุมมลพิษ 4. ต้องใช้ช่างชำนาญการในการควบคุมดูแล

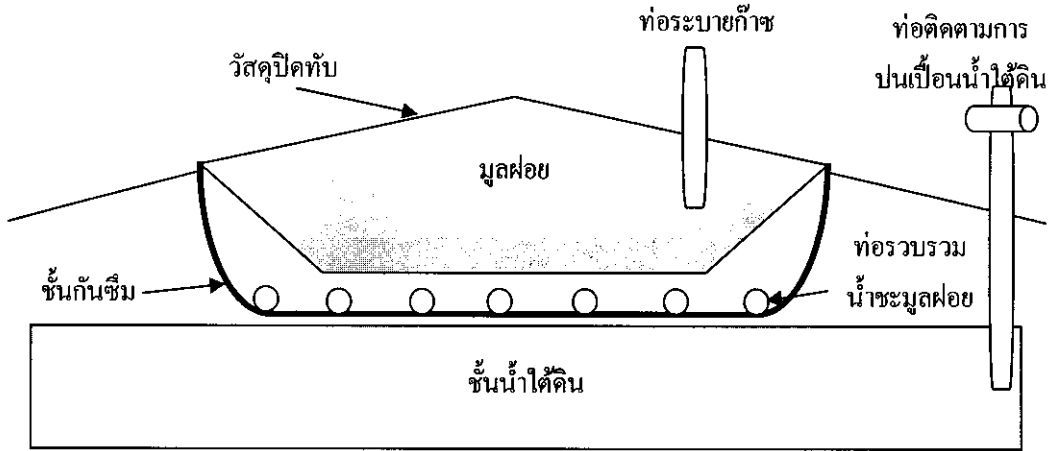
ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2547ก)

1.2.1.1 การฝังกลบมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาล (sanitary landfill)

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

การดำเนินการหลุมฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล ต้องมีการควบคุมดูแลผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม ดังรูปที่ 1-1 โดยต้องมีการควบคุมระบบระบายก๊าซ การควบคุมระบบระบายน้ำชะมูลฝอย การติดตามการปนเปื้อนน้ำใต้ดินและน้ำผิวดิน มิให้น้ำชะมูลฝอย แพร่กระจายไปสู่สิ่งแวดล้อมโดยรอบซึ่งต้อง

มีการปูพื้นหลุมด้วยวัสดุที่ป้องกันการไหลของน้ำที่ตี เช่น แผ่นวัสดุกันซึมสังเคราะห์ (geomembrane) หรือแผ่นพลาสติกชนิดความหนาแน่นสูง (high density polyethylene, HDPE) แล้วปูทับบนชั้นดินเหนียว นอกจากนี้ยังต้องมีการวางท่อรวบรวมน้ำชะมูลฝอยเพื่อไปบำบัดโดยวางเหนือชั้นวัสดุกันซึมสังเคราะห์ (กรมควบคุมมลพิษ, 2547 ก)



รูปที่ 1-1 องค์ประกอบของหลุมฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล

ที่มา : คัดแปลงจาก Versilind และคณะ (2002)

1.2.1.2 การหมักทำปุ๋ย (composition)

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

1.2.1.3 การเผาในเตาเผา (incineration)

การเผามูลฝอยเป็นการกำจัดมูลฝอยให้เหลือน้อยที่สุด และสามารถกำจัดมูลฝอยได้ทั้งของแข็งของเหลว และก๊าซ โดยใช้ความร้อน 850-1,200 องศาเซลเซียส เพื่อให้เกิดการเผาไหม้ที่สมบูรณ์ โดยเตาเผาต้องมีกระบวนการควบคุมอุณหภูมิ ความชื้น และก๊าซที่ปลิวออกทางปล่องควัน เตาเผามีหลายชนิด ขึ้นอยู่กับลักษณะของมูลฝอย มูลฝอยประเภทติดเชื้อได้ง่ายสามารถใช้เตาเผาชนิดที่ไม่ต้องใช้เชื้อเพลิง แต่ถ้ามูลฝอยมีความชื้นมากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ ควรใช้เตาเผาชนิดที่ใช้เชื้อเพลิงจำพวกน้ำมันเตาช่วย ซึ่งเชื้อเพลิงที่เหลือจากการเผามูลฝอย สามารถนำไปใช้ถมที่ดินหรือบำบัดน้ำเสียได้ (ศิริวิทย์ รัตนพันธ์, 2548)

1.2.2. น้ำชะมูลฝอย (leachate)

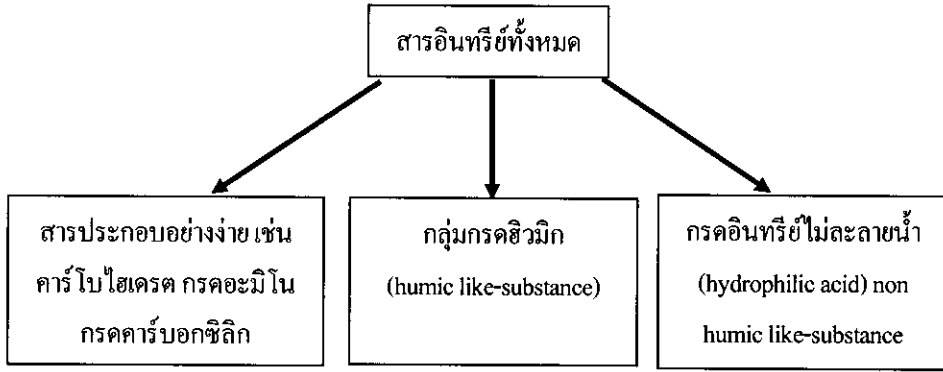
น้ำชะมูลฝอย เป็นน้ำชะซึมที่ออกมาจากหลุมฝังกลบมูลฝอย เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายมูลฝอยตามธรรมชาติ ของสารอินทรีย์ภายในหลุมฝังกลบ ด้วยกระบวนการย่อยสลายแบบใช้และไม่ใช้อากาศ โดยอาศัยความชื้นจากภายในมูลฝอยเอง รวมทั้งอิทธิพลจากความชื้นภายนอก เช่น ความชื้นจากดินปิดทับน้ำใต้ดิน และน้ำฝนซึ่งโดยทั่วไปมีอิทธิพลจากน้ำฝนเป็นหลัก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

มูลฝอยอินทรีย์ + ออกซิเจน \longrightarrow คาร์บอนไดออกไซด์ + น้ำ + ความร้อน + มูลฝอยย่อยสลาย
(กระบวนการย่อยแบบใช้อากาศ)

มูลฝอยอินทรีย์ \longrightarrow คาร์บอนไดออกไซด์ + มีเทน + น้ำ + กรดอินทรีย์ + มูลฝอยย่อยสลาย
(กระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ)

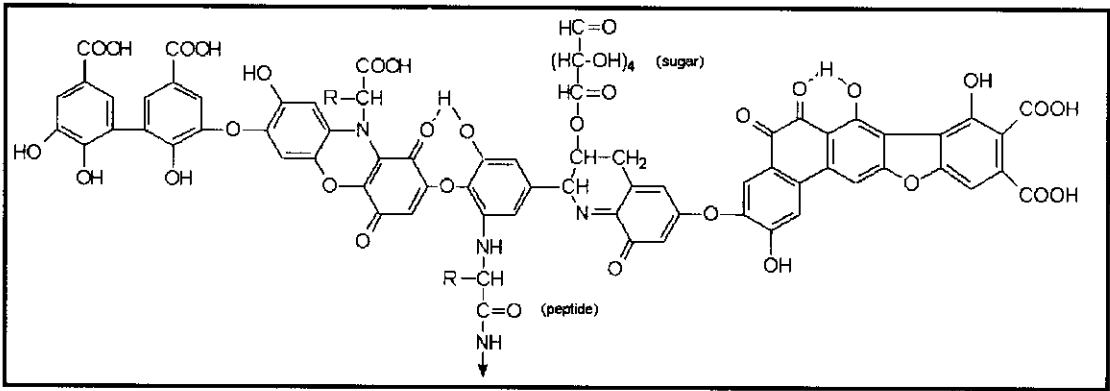
สำหรับคุณภาพน้ำของชะมูลฝอยนั้นจะขึ้นอยู่กับ องค์ประกอบของมูลฝอย อัตราน้ำฝน การหมุนเวียนน้ำ การออกแบบหลุมฝังกลบ อายุของมูลฝอย การอัดมูลฝอย และภูมิอากาศ (Versilind *et al.*, 2002) ซึ่ง Linde (1995) รายงานว่า 15-50 % ของน้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นมาจากฝนตก โดยในน้ำชะมูลฝอยประกอบด้วย สารประกอบอินทรีย์ ทั้งสารอินทรีย์ที่มาจากองค์ประกอบของ น้ำมันเบนซิน น้ำมันเชื้อเพลิง สารประกอบคลอรีน ยาม่าแมลง พลาสติก และสารอนินทรีย์ จำพวก ตะกั่ว แคดเมียม และนิเกิลจากแบตเตอรี่เก่า และหลอดไฟฟ้า รวมทั้งสีขุบเคลือบโลหะจำพวกโครเมียม และสารแขวนลอยจากซากพืช-เศษไม้ จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยเกิดความหลากหลายสูงต่างจากน้ำเสียแหล่งอื่นๆ นอกจากนี้อายุการดำเนินการของหลุมฝังกลบ ยังส่งผลกระทบต่อเปลี่ยนแปลงคุณภาพน้ำชะมูลฝอย (Tammemagi, 1999; Versilind *et al.*, 2002; Kumiawan *et al.*, 2006b)

น้ำชะมูลฝอยเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารละลายหลายชนิด ในปริมาณสูง โดยสามารถแบ่งออกเป็น 3 กลุ่มหลัก คือ โลหะหนัก ของแข็งที่ละลายน้ำ และสารประกอบอินทรีย์ (Tammemagi, 1999) ซึ่งสารประกอบอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย สามารถแบ่งออกเป็นกลุ่มย่อย เป็น 3 กลุ่มดังรูปที่ 1-2 โดยแบ่งออกเป็น สารอินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายได้ง่าย กลุ่มสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากจำพวก กลุ่มกรดฮิวมิก (humic like-substance) และกรดฟูลวิก (fulvic like-substance) ดังรูปที่ 1-3 และกรดอินทรีย์ไม่ละลายน้ำ ส่วนใหญ่ส่วนอยู่ในรูปที่ย่อยสลายยาก 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)

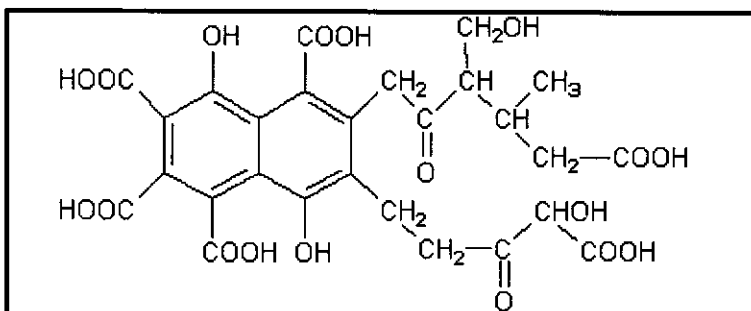


รูปที่ 1-2 องค์ประกอบสารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบ

ที่มา : คัดแปลจาก Berthe และคณะ (2008)



A ; กรดฮิวมิก (humic like-substance)



B ; กรดฟุลวิก (fulvic like-substance)

รูปที่ 1-3 องค์ประกอบสารอินทรีย์ย่อยสลายยากในน้ำชะมูลฝอย

นอกจากนี้อายุของหลุมฝังกลบมูลฝอยที่แตกต่างกัน นั้นยังทำให้น้ำชะมูลฝอยมีคุณลักษณะแตกต่างกันออกไปด้วย โดยมีลักษณะดังนี้คือ น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่มีอายุน้อยกว่า 1 ปี หลุมฝัง

กลบจะอยู่ในช่วงการย่อยสลาย และสร้างกรดอินทรีย์ (acidogenic phases) ทำให้น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบช่วงนี้มีค่าพีเอชต่ำ COD, BOD₅/COD, TOC/COD, โลหะหนัก และกรดอินทรีย์ระเหยง่ายสูง เมื่ออายุของหลุมฝังกลบสูงขึ้นทำให้ ช่วงการย่อยสลายภายในหลุมฝังกลบเปลี่ยนแปลงตามไปด้วย โดยมูลฝอยในหลุมฝังกลบถูกย่อยสลายจากกรดอินทรีย์ เปลี่ยนเข้าสู่ช่วงการเกิดก๊าซชีวภาพ เช่น มีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ (methanogenic phases) สารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบเหลือปริมาณน้อยลง ค่าพีเอชสูงขึ้น COD, BOD₅/COD, TOC/COD, โลหะหนัก และกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเริ่มลดลงในขณะที่ภายในหลุมฝังกลบมูลฝอยเริ่มเข้าสู่ช่วงคงตัว (mature or stabilization phases) สารอินทรีย์ปริมาณน้อยลง และคงเหลือเฉพาะมูลฝอยชนิดที่ย่อยสลายทางชีวภาพยาก จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยที่ออกมาจากหลุมฝังกลบในช่วงนี้มีลักษณะเฉพาะคือ BOD₅/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)

1.2.3. กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced oxidation process, AOP)

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงเป็นกระบวนการทางเคมีวิธีการหนึ่งโดยอาศัยสารออกซิไดซ์ (oxidizing agent) ที่มีค่าศักย์รีดอกซ์สูง เช่น O₃/UV, H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂/UV, H₂O₂/Fe²⁺, TiO₂/UV, และ

TiO₂/ H₂O₂ /UV กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง ต้องอาศัยความรู้ทางเคมีค่อนข้างมาก แต่มีข้อดี คือ ประสิทธิภาพสูงสามารถบำบัดได้ทั้ง สารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์ สารพิษ โลหะหนัก และสารที่ย่อยสลายยาก โดยการใช้เทคนิคออกซิเดชันขั้นสูงมีหลักการ คือ เมื่อสารออกซิไดซ์สัมผัสกับสารมลพิษในน้ำ เลี้ยวจะมีการแลกเปลี่ยนอิเล็กตรอนวงนอกสุด (valiant electron) สารออกซิไดซ์ซึ่งมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนสูงจะค่อยๆ ทำการแตกสลายพันธะ (break down) โดยสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนจำพวก พันธะวงแหวน และพันธะคู่ลดความซับซ้อนของโมเลกุลลง กลายเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายขึ้น จึงส่งผลให้ความเป็นพิษลดลงจนเกิดการกำจัดอย่างสมบูรณ์ของปฏิกิริยา (mineralization) จนกลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ออกซิเจน และน้ำ (Zhang, 2005a; Kurniawan, 2006a) โดยความสามารถของสารออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ ขึ้นอยู่กับค่าศักย์รีดอกซ์ ดังแสดงใน (ตารางที่ 1-3)

ตารางที่ 1-3 ค่าศักย์รีดอกซ์ของสารออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ

<i>Oxidizing agent</i>	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)

1.2.3.1 ทฤษฎีของการเกิดออกซิเดชันเคมี (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2548)

การเกิดออกซิเดชันเป็นปฏิกิริยาที่เพิ่มค่าออกซิเดชันของสาร หรือปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้องกับการสูญเสียอิเล็กตรอนของอะตอม ถ้าต้องการทราบถึงควมมีประสิทธิภาพสามารถพิจารณาได้จากค่าต่างๆ ดังนี้

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

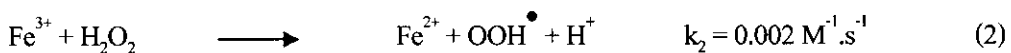
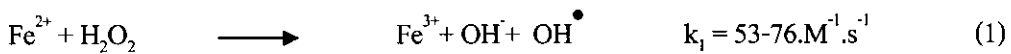
2. ค่าศักย์รีดอกซ์เป็นการวัดค่าความสามารถของสารใดๆ ในการรับ หรือสูญเสียอิเล็กตรอนโดยค่าศักย์รีดอกซ์สูง แสดงถึงการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันเพิ่มขึ้น
3. อุณหภูมิ โดยปกติแล้วการเกิดปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นต่ำที่อุณหภูมิปกติ แต่เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นปฏิกิริยาจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว
4. พีเอช มีผลทำให้ปฏิกิริยาเกิดอย่างมีประสิทธิภาพขึ้น โดยเฉพาะในปฏิกิริยาเฟนตันพีเอชนับว่ามีผลต่อการทำปฏิกิริยาโดยตรงเมื่ออยู่ในสภาวะกรด

1.2.3.2 สารออกซิไดซ์ที่นิยมใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

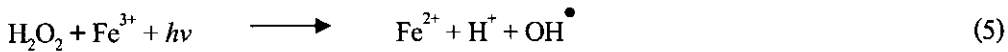
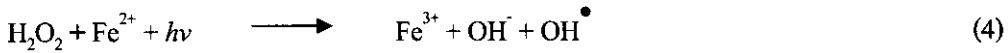
ในที่นี้ขอแนะนำสารละลายיעדสารออกซิไดซ์ที่นิยมนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย เช่น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และโอโซน

1.2.3.2.1 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (hydrogen peroxide, H₂O₂)

ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นสารออกซิไดซ์ที่มีค่าศักย์รีดอกซ์ 1.78 โวลต์ (Gao *et al.*, 2009) ความเข้มข้นที่ใช้มีค่าประมาณ 30 หรือ 50 เปอร์เซ็นต์ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นสารที่ย่อยสลายได้ง่าย และไวต่อแสง โดยอาจใช้สารยับยั้งจำพวก สารฟอสเฟตผสมลงไป เพื่อให้สามารถเก็บได้นานขึ้น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีราคาถูก สามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคัล (Hydroxyl radical, OH[•]) มาได้โดยไม่ต้องอาศัยตัวเร่งปฏิกิริยา (catalyst) แต่ความสามารถในการออกซิไดซ์น้อยไม่สามารถออกซิไดซ์สารที่ย่อยสลายยากได้ โดยเมื่อมีการใช้ร่วมกับสารเร่งปฏิกิริยา เช่น เฟอร์รัสไอออน (Fe²⁺) เฟอร์ริกไอออน (Fe³⁺) คอปเปอร์ไอออน (Cu²⁺) เลดไอออน (Pb²⁺) ซึ่งสามารถผลิตสารออกซิไดซ์ที่ให้ค่าศักย์รีดอกซ์สูง 2.80 โวลต์ ซึ่งการใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ร่วมกับสารเร่งปฏิกิริยา นิยมเรียกว่าปฏิกิริยาเฟนตัน (Fenton หรือ Fenton's reagent) ดังสมการที่ (1-2) (Kurniawan, 2006c; Zhang, 2006)



ในการประยุกต์ใช้สารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ร่วมกับแสงอุลตราไวโอเล็ต (Ultraviolet, UV) จะมีประสิทธิภาพมากขึ้น เนื่องจากสามารถกระตุ้นให้เกิดไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) มากขึ้น ดังแสดงในสมการที่ (3 ถึง 5) และเป็นเทคโนโลยีในการบำบัดของเสียอันตรายที่มีพิษค่อนข้างสูง เช่น โลหะหนัก หรือสารพิษที่ย่อยสลายยาก การใช้แสงอุลตราไวโอเล็ต (UV) ในการประยุกต์ใช้ร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตันทำให้น้ำเสียจำเป็นต้องผ่านวิธีการบำบัดแบบอื่นๆ มาก่อน เช่น การกำจัดสี การกำจัดเหล็ก และการกำจัดของเสียแขวนลอย เป็นต้น (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2548)



ประสิทธิภาพของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ มีการประเมินจากรายงานของ Kang and Hwang, 2000 อ้าง โดย Deng and Engleharat, 2006 ว่าประสิทธิภาพเป็นไปดังสูตร

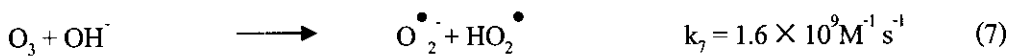
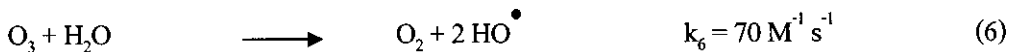
$$\eta = 2.12\text{COD}_{\text{oxi}} / [\text{H}_2\text{O}_2]$$

เมื่อ η หมายถึง ประสิทธิภาพของ H_2O_2 ในปฏิกิริยาเฟนตัน

เมื่อ COD_{oxi} หมายถึง ค่า COD ที่ถูกกำจัดโดยปฏิกิริยาเฟนตัน

1.2.3.2.2 โอโซน (ozone, O_3)

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



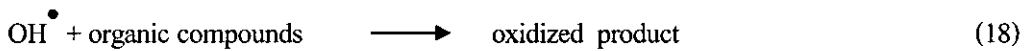
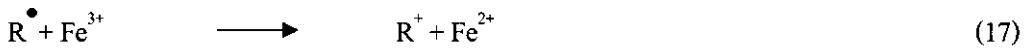
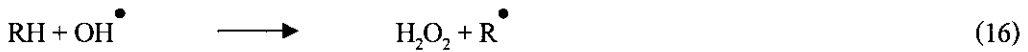
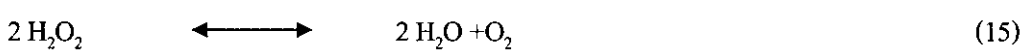
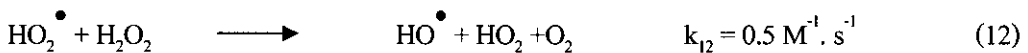
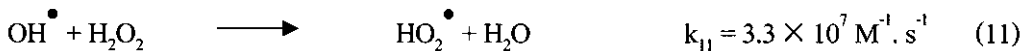
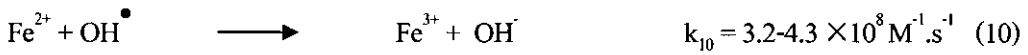
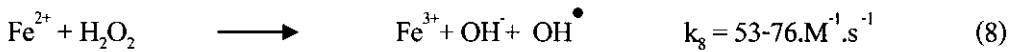
1.2.3.3 ปฏิกิริยาเฟนตัน

ปฏิกิริยาเฟนตันเป็นปฏิกิริยาที่ถูกค้นพบครั้งแรกในปี ค.ศ. 1894 จนกระทั่งถึงปีค.ศ. 1930 ได้มีการศึกษากลไกของปฏิกิริยานี้อย่างสมบูรณ์ และได้มีการนำมาใช้ในอุตสาหกรรมบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งมีสารประกอบอินทรีย์ปะปนอยู่ เช่น ฟีนอล ฟอรัลดีไฮด์ สารประกอบอะโรมาติก บี ที อี เอ็กซ์ และสารเคมีต่างๆ ที่ได้มาจากวัสดุที่ย้อมรวมทั้งกลุ่ม ยาน้ำแมลง (Gao, *et al.*, 2009) สารกันบูด พลาสติก และยาง โดยปฏิกิริยาเฟนตันสามารถนำมาประยุกต์ใช้กับน้ำเสีย และตะกอนดินที่มีสิ่งปนเปื้อนรวมไปถึงสามารถทำลายสารอินทรีย์ที่เป็นมลพิษ (Organic pollutant-destruction) จนกระทั่งใน ค.ศ. 1990 จึงเริ่มนำปฏิกิริยาเฟนตันมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย (Zhang, 2005a) ซึ่งเป็นน้ำเสียประเภทหนึ่งที่มีองค์ประกอบส่วนใหญ่ เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยาก จากสารประกอบกลุ่มฮิวมิก (humic substances) เช่น กรดฮิวมิก (humic acid-like substance) และกลุ่มกรดฟุลวิก (fulvic acid-like substance) เป็นหลัก (Berthe *et al.*, 2008) ในการบำบัดน้ำเสียด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการ

คำนวณปริมาณสารเคมี ในการทำปฏิกิริยา เพราะสัดส่วนระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) เป็นปัจจัยสำคัญต่อประสิทธิภาพของปฏิกิริยาเฟนตัน รวมทั้งต้นทุนในการดำเนินการ ปฏิกิริยาเฟนตันสามารถบำบัดค่า COD, BOD_5 เพิ่มค่า BOD_5/COD ลดกลิ่น และสี (จิราวรรณ ศรี โยม, 2547; Renou *et al.*, 2008)

1.2.3.3.1 กลไกของปฏิกิริยาเฟนตัน

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



นอกจากนี้สารประกอบอินทรีย์ (RH) ในน้ำเสียเมื่อรวมตัวกับไฮดรอกซิลเรดิคัลยังสามารถเกิดตัวออกซิไดซ์อินทรีย์ (organic radical, R^\bullet) ได้อีกทางหนึ่งด้วย ดังสมการที่ (16) รวมทั้งตัวออกซิไดซ์อินทรีย์ (R^\bullet) ยังสามารถทำปฏิกิริยากับเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) เกิดเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) กลับมาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเริ่มต้นใหม่ได้อีกครั้ง ดังสมการที่ (17) ปฏิกิริยาอันดับต่อมาจะมีการเกิดซ้ำโดยเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) จะช่วยเร่งให้มีการแตกตัวของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ไปเป็นก๊าซออกซิเจนและอนุมูลเปอร์ไฮดรอกซิล (perhydroxyl radicals) โดยที่ความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) จะคงที่ไม่มีการ

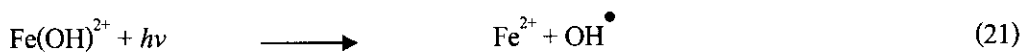
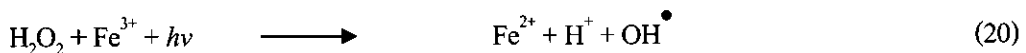
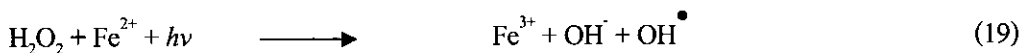
เปลี่ยนแปลงความเข้มข้นในขณะที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ จะค่อยลดลงตามเวลาการทำปฏิกิริยา

ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) สามารถทำปฏิกิริยากับสารประกอบอินทรีย์เกือบทั้งหมดดังสมการที่ (18) และเกิดปฏิกิริยาขึ้นอย่างสมบูรณ์ในขั้นสุดท้าย ปัญหาหลักของปฏิกิริยาเฟนตัน คือ การควบคุมสารเคมีเฟนตัน และพีเอช ซึ่งหากมีการควบคุมองค์ประกอบเหล่านี้ไม่ดีพอ ก็จะทำให้ผลิตภัณฑ์ของปฏิกิริยาได้เพียงน้ำ และออกซิเจนเท่านั้น ดังสมการที่ (14 ถึง 15) ซึ่งนอกจากเป็นการสูญเสียสารเคมีโดยเปล่าประโยชน์แล้ว ยังเป็นการสิ้นเปลืองต้นทุนการบำบัดอีกด้วย โดยหลักการศึกษการบำบัดน้ำเสียด้วยปฏิกิริยาเฟนตันมีขั้นตอนการหาปริมาณสารเคมีดังนี้

1. หาปริมาณของเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) เริ่มต้น โดยกำหนดค่าปริมาณ 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. ทราบสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ที่เหมาะสม ในขั้นแรก จากนั้นจึงหาระดับสารเคมีที่เหมาะสมต่อไป โดยทำการทดลองหลายๆ ครั้งเพื่อได้สัดส่วนที่แน่นอน (Lopez *et al* ., 2004; Zhang *et al* ., 2005)

1.2.3.3.2 ปฏิกิริยาโฟโตเฟนตัน

ในกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงการนำแสงอุลตราไวโอเลต (Ultraviolet, UV) มาประยุกต์ใช้ร่วมกับการออกซิเดชันอื่นๆ เช่น โอโซน และ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด ในปฏิกิริยาเฟนตันเองมีการนำแสงอุลตราไวโอเลต (UV) มาใช้ร่วมด้วยซึ่งเราเรียกการบำบัดแบบนี้ว่า โฟโตเฟนตัน (Photo-Fenton) หรือเฟนตันด้วยแสง โดยแสงอุลตราไวโอเลต (UV) ที่ใช้สามารถกระตุ้นให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ สามารถสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล ออกมามากและรวดเร็วขึ้นดังสมการที่ (19 และ 22) โดยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เองก็สามารถสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ได้ด้วยการกระตุ้นด้วยแสงอุลตราไวโอเลต (UV) ดังสมการที่ (22) ขึ้นได้เช่นกัน (Kurniawan, 2006a; Renou *et al.*, 2008)



แสงอุลตราไวโอเลต (UV) ในปฏิกิริยาโฟโตเฟนตันอาจทดแทนด้วย titanium dioxide: TiO_2 ซึ่งเป็นสาร semi-conductance ตัวหนึ่งที่ไม่ละลายน้ำ และสามารถดูดกลืนพลังงานแสงในช่วงความยาวคลื่น 387 นาโนเมตร (ซึ่งเป็นความยาวคลื่นที่ยาวกว่าช่วงแสงเหนือม่วง) และพบว่าการใช้ TiO_2 ควบคู่กับปฏิกิริยาเฟนตันจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของการออกซิเดชัน (Horikoshi, 2003) ของสารไฮโดรคาร์บอนดั่งสมการที่ (23) (Chen *et al.*, 1997 อ้างโดย ลือพงษ์ แก้วศรีจันทร์ และคณะ, 2548) แต่มีข้อจำกัดอยู่ที่ต้องใช้พลังงานสูง



1.2.3.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาเฟนตัน

1.2.3.3.3.1 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 จะทำให้ตัวเร่งปฏิกิริยาเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) มีสัดส่วนมากกว่า เฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) ก่อให้เกิดการสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ออกมาในปริมาณสูง แต่เมื่อพีเอชมีค่าสูงกว่า 3 สัดส่วน เฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) จะกลับมามีสัดส่วนสูงกว่าเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ทำให้เกิดปฏิกิริยาเฟนตันเสมือน (pseudo fenton) (Ntampegliotis *et al.*, 2006) ส่งผลให้ไฮดรอกซิลเรดิคัล (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)

1.2.3.3.3.2 ปริมาณสารในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน (dosage of Fenton reagents)

ปริมาณสารในการทำปฏิกิริยาต้องมีความเหมาะสมในการดำเนินการทั้งในด้านต้นทุน และประสิทธิภาพการบำบัด โดยทั่วไปแล้วประสิทธิภาพการบำบัดจะสูงขึ้น เมื่อเพิ่มสัดส่วน ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) แต่อย่างไรก็ตามประสิทธิภาพการกำจัดที่เพิ่มขึ้นอาจทำให้มีค่าต้นทุนเพิ่มขึ้น ซึ่งแนวโน้มนี้ยังพบเช่นเดียวกับการเพิ่มสัดส่วน ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ส่วนแนวโน้มการเพิ่มสัดส่วนของเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ถึงแม้ว่าจะเป็น การเพิ่มตัวเร่งปฏิกิริยา แต่ควรมีสัดส่วนที่เหมาะสมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เพื่อส่งผลให้ปฏิกิริยาเฟนตันสามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ออกมา มากเพียงพอในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำ การเพิ่มสัดส่วนเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) จะทำให้ค่าของแรงแม่เหล็กไฟฟ้า และตะกอนเพิ่มขึ้น (Gogote and Pandit, 2004) ส่วนสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์

ออกไซด์ที่มากขึ้นไป ยังทำให้เกิดตะกอนลอยจากออกซิเจน ซึ่งเป็นสาเหตุให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ตกค้างอาจไปยับยั้งกระบวนการทางชีวภาพในแม่น้ำ (Sun *et al.*, 2006) ทั้งนี้ประสิทธิภาพในการบำบัดจะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำชะมูลฝอยเป็นหลัก

1.2.3.3.3 อุณหภูมิ

อุณหภูมิในการทำปฏิกิริยานับว่ามีผลต่อประสิทธิภาพในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน (Lin and Lu, 1997) ซึ่งจากการศึกษาของ Zhang และคณะ (2005) พบว่าเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นจาก 10 เป็น 30 และ 13 เป็น 37 องศาเซลเซียส สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ได้ ในขณะที่ ตูลิวีย์ และคณะ (2548) พบว่า อุณหภูมิมีผลปฏิกิริยาเฟนตัน เช่นกัน โดยเมื่ออุณหภูมิเพิ่มสูงขึ้นส่งผลดีต่อการบำบัดสี แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบที่อุณหภูมิ 40 และ 60 องศาเซลเซียสพบว่า มีค่าการบำบัดสีใกล้เคียงกัน ดังนั้นอุณหภูมิที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาเฟนตันอยู่ในช่วง 20-40 องศาเซลเซียสหรือ สภาวะอุณหภูมิห้อง (Guedes *et al.*, 2003)

1.2.3.3.4 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)

1.2.3.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

น้ำชะมูลฝอยที่ชะออกมาจากหลุมฝังกลบ เมื่อถูกรวบรวมไว้จะถูกนำไปบำบัดต่อโดยพบว่า ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยมีความสัมพันธ์กับการเลือกวิธีบำบัด ซึ่งการบำบัดน้ำชะมูลฝอยแต่ละวิธี นั้นย่อมแตกต่างกันออกไป ตามลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอย ต้นทุน ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม และความเหมาะสมในแต่ละพื้นที่ โดยพบว่าในน้ำชะมูลฝอยช่วงเริ่มต้น (น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่ดำเนินการน้อยกว่า 1 ปี) น้ำชะมูลฝอยจะมีค่า BOD₅, BOD₅/COD, VOC และโลหะหนักในสัดส่วนสูง ดังนั้นวิธีการบำบัดที่เหมาะสม คือ วิธีชีวภาพ ส่วนน้ำชะมูลฝอยช่วงดำเนินการและคงตัว (น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบดำเนินการมากกว่า 5 ปี) น้ำชะมูลฝอยมีค่า BOD₅, BOD₅/COD, VOC และโลหะหนักต่ำ รวมทั้งมีสารที่ย่อยสลายได้ยากสูง ดังนั้นวิธีการบำบัดที่เหมาะสม คือ วิธีทางเคมี (Kumiwan *et al.*, 2006a; Vesilind *et al.*, 2002)

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยมีอยู่ด้วยกัน 3 กระบวนการหลัก ได้แก่ กระบวนการทางเคมี กายภาพ 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 ขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่เก็บสามารถบำบัดค่า 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
ออกซิเดชันเคมี (chemical oxidation)	COD	ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยคงตัวสูง แต่ใช้สารเคมีปริมาณสูง แต่สามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้อย่างสมบูรณ์
การแลกเปลี่ยนไอออน (ion exchange)	COD	สามารถบำบัดค่า COD ได้สูงกว่า 10-70 เปอร์เซ็นต์ และสามารถบำบัดโลหะหนักได้บ้างเล็กน้อย
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 การใช้ปฏิกริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัย	ประสิทธิภาพ	อ้างอิง
บำบัดน้ำทิ้งจากโรงงานฟอกย้อมผ้า และค้าย ด้วยปฏิกริยาเฟนตันในการบำบัดสี และสารอินทรีย์	การบำบัดสีทุกโทนสี คือ ดำ แดง ม่วง น้ำตาลอ่อน พบว่าสี โทน ม่วง สามารถบำบัดได้สูงกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ เมื่อใช้ H_2O_2 เท่ากับ 5.88 มิลลิโมลาร์	วุฒิ วิพันธ์พงษ์, 2543
ศึกษาการบำบัดสีจากน้ำชะมูลฝอยด้วย ถ่านกัมมันต์เมื่อดมชะขาม และ ถ่านกัมมันต์จากห้องตลาด	ถ่านกัมมันต์จากเมื่อดมชะขาม 0.5 กรัม พีเอช 8 เวลาสัมผัส 90 นาที มีประสิทธิภาพการกำจัดสีที่ดีที่สุด 58.68 - 61.78 เปอร์เซ็นต์ ส่วนถ่านกัมมันต์จากห้องตลาด มีค่า 92.81-92.08 เปอร์เซ็นต์	ชเรศ ศรีสถิต, 2544
บำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยระบบไร้อากาศ เพื่อศึกษาอิทธิพลของระยะเวลาพักเก็บ การหมุนเวียนน้ำทิ้ง ต่อการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป BOD_5 และ COD	การเพิ่มระยะเวลาพักเก็บ ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบสูงขึ้น ส่วนการหมุนตะกอนทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดต่ำลง ที่ระยะเวลาพักเก็บ 10 วัน สามารถบำบัดค่า BOD_5 ได้สูง 72 เปอร์เซ็นต์	ปิยะ พานิชปฐม, 2544
บำบัดน้ำชะมูลฝอย โดยระบบตะกอนเร่ง และแผ่นหมุนชีวภาพ เมื่อน้ำเข้าระบบมีค่า COD 2,500 มิลลิกรัมต่อลิตร ด้วยอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกัน	เมื่ออัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2.6 $kg/m^3/day$ และการหมุนเวียนตะกอน 75 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการบำบัดดีโดยการบำบัดค่า COD , BOD_5 , SS เท่ากับ 40, 94 และ 76 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	สาทร ชิงชนะ, 2544
บำบัดน้ำชะมูลฝอยคงตัวโดยใช้ โอโซน น้ำชะมูลฝอยมีค่า COD เริ่มต้น 3,076 มิลลิกรัมต่อลิตร	โอโซนสามารถบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยได้ เมื่อใช้โอโซน 215 มิลลิกรัมต่อลิตร และสี 83.68 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งเพิ่มค่า BOD_5/COD จาก 0.047 เป็น 0.084	นวพรรษ ลักขณานุกรณ์, 2545
ศึกษาการบำบัดตะกั่ว และปรอท ในน้ำชะมูลฝอยด้วยเกลือโคโคซานจากเปลือกกุ้ง	พบว่าโคโคซานประมาณ 20 g/L สามารถบำบัดโลหะหนักทั้ง 2 ชนิดได้ 94.0 ± 0.1 , 95.27 ± 0.07 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	จารุรัตน์ เชาวเลิศ, 2546
การบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยปฏิกริยาเฟนตัน ร่วมกับกระบวนการตกตะกอน	การใช้ปฏิกริยาเฟนตันร่วมกับการตกตะกอนด้วยแคลเซียมออกไซด์สามารถบำบัดค่า COD ได้ 86-99 เปอร์เซ็นต์	จิรวรรณ ศรี โยม, 2547
บำบัดน้ำชะมูลฝอย โดยถังไร้อากาศแบบแผ่นกั้น เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD , BOD_5 , SS ที่อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์แตกต่างกัน	อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ลดลง ทำให้ประสิทธิภาพบำบัดเพิ่มขึ้น โดยที่อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ 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

ตารางที่ 1-5 (ต่อ) การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัย	ประสิทธิภาพ	อ้างอิง
บำบัดสีโรงงานสิ่งทอด้วย H_2O_2 สังกะสี และน้ำทิ้งกระบวนการฟอกย้อม ณ สภาวะความเป็นกรด ค่า อุณหภูมิ และความเข้มข้นของเฟอร์ริสไอออน (Fe^{2+}) แตกต่างกัน	H_2O_2 มีค่า 117.76 มิลลิโมลาร์ ออกไซด์ 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 และโพลีเมอร์ช่วยลดเวลาการตกตะกอนเพิ่มการบำบัดสี และลดปริมาณการใช้เฟอร์ริสไอออน (Fe^{2+}) ส่วนการทำเฟนตัน 2 ขั้นตอน ไม่มีความคุ้มค่า	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 <i>et al.</i> , 2000
การบำบัดโดยใช้เฟอร์ริกไอออน (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 และ BOD_5/COD เพิ่มขึ้นจาก 0.13-0.37 หรือ 0.42	Morais and Zomora, 2005
บำบัดน้ำทิ้งชุมชนต่างๆ เมื่อค่า COD 1,750-3,323 มิลลิกรัมต่อลิตร ด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และตกตะกอน	การตกตะกอนสามารถบำบัดค่า COD ได้ 63 เปอร์เซ็นต์ และสี 44 เปอร์เซ็นต์ การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับ การตกตะกอนสามารถบำบัดค่า COD ได้ 90 เปอร์เซ็นต์ 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 <i>et al.</i> , 2006
บำบัดน้ำโรงงานสิ่งทอที่มีสี Procion H-ex1 ด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ร่วมกับการศึกษาผลของ 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 โฟโตเฟนตัน สามารถบำบัดค่า TOC จาก 39.7 เป็น 11.4 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า BOD_5/COD เพิ่มจาก 0.11 เป็น 0.72	Ntampeglitis <i>et al.</i> , 2006

ตารางที่ 1-5 (ต่อ) การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัย	ประสิทธิภาพ	อ้างอิง
บำบัดน้ำชะมูลฝอยจากตะกอนน้ำเสีย และ มูลฝอยชุมชนด้วยกระบวนการออกซิเดชันเคมีหลายแบบ	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 <i>et al.</i> , 2006
การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และ โฟโตเฟนตันเพื่อศึกษาการบำบัดสี และ สารอินทรีย์โดยติดตามผลของ H_2O_2 , Fe^{2+} , Cu^{2+} , UV โดยมีค่า COD เริ่มต้น 3,300-4,400 มิลลิกรัมต่อลิตร	ประสิทธิภาพการบำบัดรวมทั้งหมความีค่า 30-77 เปอร์เซ็นต์ โดย โฟโตเฟนตัน > เฟนตันเสมือน > เฟนตัน > UV ซึ่งโฟโตเฟนตันสามารถบำบัดค่า COD 49-78 เปอร์เซ็นต์	Primo <i>et al.</i> , 2007
การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยโดยการเติมอากาศ, ถ่านกัมมันต์, การตกตะกอน และปฏิกิริยาเฟนตัน	การเติมอากาศสามารถบำบัดกรดอินทรีย์ระเหยง่าย และแอมโมเนียได้ 33 เปอร์เซ็นต์ และ 84 เปอร์เซ็นต์ ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดค่า COD ได้ 86 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งสามารถเพิ่มค่า BOD_5/COD ได้	Gotvajin <i>et al.</i> , 2009
บำบัดน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมสิ่งพิมพ์ ด้วยสารตกตะกอนและปฏิกิริยาเฟนตันต่อการบำบัดค่า COD ในน้ำทิ้งเริ่มต้น 4,350-5,200 มิลลิกรัมต่อลิตร	การใช้สารตกตะกอน และปฏิกิริยาเฟนตันสามารถบำบัดค่า COD SS และสี ได้ 92.4, 87.2 และ 86.4 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยหลังทำปฏิกิริยา 30 นาที และการใช้สารตกตะกอน 2 ชนิด คือ PAC และเฟอร์ริกซัลเฟต สามารถบำบัดค่า COD และสี ได้ 93, 100 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ	Ma and Xia, 2009
บำบัดน้ำชะมูลฝอยคองคิ้ว ด้วยการ ใช้สารตกตะกอน ปฏิกิริยาเฟนตัน และกรองชีวภาพ เมื่อน้ำชะมูลฝอยมีค่า COD เริ่มต้น 600-700 มิลลิกรัมต่อลิตร	การใช้ poly ferric sulfate ร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตัน สามารถบำบัดค่า COD ได้ 66.67 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ เมื่อพีเอชเท่ากับ 5 ณ เวลาการเกิดปฏิกิริยา 3 ชม (H_2O_2 เท่ากับ 5.4 มิลลิโมลาร์)	Wang <i>et al.</i> , 2009

1.2.4. น้ำหมักชีวภาพ

น้ำหมักชีวภาพ หรือ จุลินทรีย์ประสิทธิภาพ (Effective Microorganisms, EM) ถูกค้นพบโดย ศาสตราจารย์ ดร.เทรูโอะ ฮิงะ ภาควิชาพืชสวน มหาวิทยาลัยริวกิว เมืองโอกินาวา ประเทศญี่ปุ่น ซึ่งได้ศึกษาแนวคิดเรื่อง “ดินมีชีวิต” ของท่าน โมกิอิ โอะกะดะ (พ.ศ. 2425-2498) บิดาแห่งการเกษตรธรรมชาติของโลก

โดยเมื่อปี พ.ศ. 2478 ท่านโมกิจิ โอกาคะได้ริเริ่มทำการเกษตรในแนวความคิดพื้นฐานที่ว่า หากการทำงานของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในดินเป็นไปตามธรรมชาติโดยทั่วไปแล้ว จะทำให้ดินมีชีวิตมีความสมบูรณ์สามารถเพิ่มผลผลิตขึ้นได้หลายเท่า ดร.ฮิงะ เริ่มค้นคว้าทดลองตั้งแต่ปี พ.ศ. 2510 และค้นพบกลุ่มจุลินทรีย์ประสิทธิภาพ เมื่อปี พ.ศ. 2526 โดย ดร.ฮิงะ ได้ศึกษาวิจัยค้นคว้าทดลองการทำงานของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ตามธรรมชาติทั่วไป ซึ่งพบว่ามียุคจุลินทรีย์หลักอยู่ร่วมกันกว่า 5 วงศ์ 10 สกุล 80 ชนิด มีทั้งชนิดใช้อากาศ (aerobic bacteria) และไม่ใช้อากาศ (anaerobic bacteria) โดยจะแลกเปลี่ยนอาหารซึ่งกัน และกันทำให้เกิดความสมดุล (สุพรชัย มั่งมีสิทธิ์, 2547; อานัฐ ตัน โข, 2549; Higa and Chinen, 1998)

1.2.4.1 ลักษณะการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ตามธรรมชาติ

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

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

3. กลุ่มจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดผลเสีย (pathogenic microorganism) เป็นกลุ่ม จุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดโรคมีประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ของกลุ่มจุลินทรีย์ทั้งหมดถ้ากลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มนี้มีมากกว่ากลุ่มดี สภาวะที่ไม่พึงปรารถนาจะเกิดขึ้น เช่น เกิดโรคต่างๆ

1.2.4.2 ลักษณะทั่วไปของน้ำหมักชีวภาพ

น้ำหมักชีวภาพ เป็นของเหลวหมัก สีสน้ำตาล กลิ่นหอมเปรี้ยวอมหวาน เกิดจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มต่างๆ สามารถช่วยปรับสภาพความสมดุลของสิ่งมีชีวิตในสิ่งแวดล้อม สามารถนำไปเพาะขยายพันธุ์ได้ง่าย การขยายให้จุลินทรีย์เพิ่มจำนวนสามารถทำได้โดยการเติมอาหารตามธรรมชาติเช่น น้ำตาล รำข้าว และสารประกอบอื่นๆ

1.2.4.3 องค์ประกอบของน้ำหมักชีวภาพ

กลุ่มที่ 1 กลุ่มจุลินทรีย์เชื้อราที่มีเส้นใย (filamentous fungi) ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ทำงานได้ดีในภาวะที่มีออกซิเจน ทนความร้อนได้ดี จุลินทรีย์ในกลุ่มนี้ ได้แก่ *Penicillium* spp. *Trichoderma* spp. และ *Aspergillus* spp.

กลุ่มที่ 2 จุลินทรีย์สังเคราะห์แสง (photosynthetic 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) เป็นหัวใจในการผลิตปุ๋ยหมัก 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 ผลิตภัณฑ์เป็นประโยชน์ต่อการเจริญเติบโตของพืช เช่น โปรตีน กรดอะมิโน กรดอินทรีย์ แป้ง น้ำตาล กรดไขมัน ฮอร์โมน วิตามิน จุลินทรีย์กลุ่มนี้ส่วนใหญ่ ได้แก่ *Azotobacter* spp. *Anabaena* spp. และ *Rhizobium* spp.

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

1.2.4.4 ประโยชน์ของอีเอ็ม

1.2.4.4.1 ด้านการเกษตร

- ช่วยปรับสภาพความเป็นกรด-ด่างในดินและน้ำ
- ช่วยแก้ปัญหาแมลงศัตรูพืช และ โรคระบาดต่างๆ
- ช่วยย่อยสลายอินทรีย์วัตถุ ดินร่วนซุย อุ่นน้ำ และอากาศผ่าน เพื่อให้พืชดูดซึมน้ำไปเป็นอาหารได้ดี

1.2.4.4.2. ด้านปศุสัตว์

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

1.2.4.4.3. ด้านประมง

- ช่วยควบคุมคุณภาพน้ำในบ่อเลี้ยงสัตว์น้ำได้
- ช่วยรักษาโรคแผลต่างๆ ในปลา กบ จระเข้ ได้
- ช่วยลดปริมาณจิ้งเหลนในบ่อและสามารถนำไปผสมเป็นปุ๋ยหมักต่างๆ

1.2.4.4.4. ด้านสิ่งแวดล้อม

- ช่วยปรับสภาพเศษอาหารจากครัวเรือนให้กลายเป็นปุ๋ย
- ช่วยดับกลิ่นจากกองมูลฝอย
- ใช้ในการบำบัดคุณภาพน้ำ

น้ำหมักชีวภาพนิยมใช้ในการบำบัดน้ำเสียหลายประเภท (สุพรชัย มั่งมีสิทธิ์, 2547) โดยในบางการศึกษาพบว่าน้ำหมักชีวภาพ สามารถบำบัดคุณภาพน้ำได้ ดังเช่นการใช้บำบัดน้ำทิ้งโรงพยาบาล และฟาร์มสุกร แต่น้ำทิ้งแหล่งอื่นๆ รวมทั้งในน้ำชะมูลฝอยยังขาดการรายงาน ดัง (ตารางที่ 1-6)

ตารางที่ 1-6 การใช้ น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำเสียแหล่งต่างๆ

ประเภทน้ำเสีย	ประสิทธิภาพการบำบัด	อ้างอิง
ฟาร์มสุกร	การใช้ น้ำหมักชีวภาพสามารถบำบัดค่า COD ได้สูง 91 เปอร์เซ็นต์	สมชัย จันทร์สว่าง และคณะ, 2537
การเพาะเลี้ยงปลา	น้ำทิ้งจากการเลี้ยงปลา ในระบบหมุนเวียนน้ำกึ่งปิดน้ำหมักชีวภาพไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลง พีเอช, ออกซิเจน BOD ₅ , แอมโมเนีย, ไนไตรท์, ไนเตรท, ออร์โทฟอสเฟต, ซัลไฟด์, สารแขวนลอย และคลอโรฟิลล์ อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) รวมไปถึงไม่มีผลต่ออัตราการเจริญเติบโต และรอดตาย	ยนต์ มุสิก และคณะ, 2539
สวนส้ม	ใช้ น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำสวนส้ม 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 อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.01$) และค่า NH ₃ -N เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) ส่วนค่า COD, BOD, TSS, Total coliform ยังคงไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐาน	เสาวนีย์ สุนทรพิทักษ์ และคณะ, 2539
โรงพยาบาล	น้ำหมักชีวภาพสามารถลดสารแขวนลอย น้ำมัน และไขมันรวมทั้งตะกอนหนักได้ 11.77, 11.89, 10.88 และ 50 เปอร์เซ็นต์รวมทั้งกลิ่นได้ดีแต่ไม่สามารถบำบัดค่า BOD ₅ ได้	สมศักดิ์ นุ กุล อุดม พาณิชย์, 2543
คูรอรับน้ำ	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 นิมรัตน์ และคณะ, 2550
น้ำทิ้งเศษอาหาร	การใช้ น้ำหมักชีวภาพสามารถบำบัด 4 ชนิด สามารถบำบัดไขมัน และน้ำมันน้ำทิ้งบ้านเรือนได้ 99.36, 91.41, 87.9 และ 85.91 เปอร์เซ็นต์	Siripomadulsil and Labtephanao, 2551
ชุมชน	น้ำหมักชีวภาพไม่สามารถบำบัดค่า BOD ₅ และตะกอนได้รวมทั้งยังทำให้พีเอชสูงขึ้น	Symanski and Patterson, 2003

1.2.5. การใช้เทคนิคฟลูออเรสเซนซ์ในการตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ

Fluorescence spectroscopy เป็นเทคนิคที่นำมาใช้ในการหาลักษณะแหล่งกำเนิดสารอินทรีย์ในทะเล สิ่งมีชีวิตในน้ำ และดิน ซึ่งเทคนิคการใช้ฟลูออเรสเซนซ์มีหลายรูปแบบ ดังนี้

1.2.5.1 Conventional fluorescence spectroscopy

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

1.2.5.2 Synchronous fluorescence spectroscopy

เป็นการสแกนทั้งความยาวคลื่นกระตุ้น (excitation wavelength) และ ความยาวคลื่นคายพลังงาน (emission wavelength) ในเวลาเดียวกัน โดยให้ความแตกต่างของความยาวคลื่น ($\Delta\lambda$) ระหว่างความยาวคลื่นที่ใช้กระตุ้น (excitation wavelength) และ ความยาวคลื่นคายพลังงาน (emission wavelength) คงที่แล้วจับบันทึกค่าความเข้มข้นของการคายแสง (intensity emission) หรือค่าความเข้มข้นของการกระตุ้น (intensity excitation)

1.2.5.3 Fluorescence Excitation-Emission Matrices (FEEM)

เป็นเทคนิคที่ได้มาจากการสแกน Synchronous ซ้ำๆ หลายครั้งแต่จะเร็วกว่าโดยมีกระบวนการตรวจวัดอย่างชัดเจน และตรงเป้าหมายข้อมูลทางเทคนิค FEEM จะอยู่ในรูปของ fluorescence contour plot ซึ่งจุดสูงสุดของความชัน (peck) ของ contour plot สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการแยกความแตกต่างของตัวอย่างที่มาจากแหล่งเดียวกัน ทำให้สามารถบ่งบอกกลุ่มชนิดสารอินทรีย์ที่ละลายในน้ำจากการอ่านค่า FEEM peck intensity (นัคดา โปคำ, 2550)

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

1.3. วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

1. ศึกษาการเปลี่ยนแปลงทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ของน้ำชะมูลฝอย เมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพ ภายใต้สภาวะที่แตกต่างกัน
2. ศึกษาสภาวะที่ทำให้น้ำหมักชีวภาพมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้สูงสุด
3. ศึกษาประสิทธิภาพของปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย
4. ศึกษาความเป็นไปได้และรูปแบบในการนำน้ำ EM มาใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอยชุมชนจริง

1.4. ขอบเขตของโครงการวิจัย

1. ศึกษา น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอยชุมชนในพื้นที่จังหวัดสงขลา
2. ศึกษา น้ำหมักชีวภาพที่มีจำหน่ายในจังหวัดสงขลา
3. ศึกษา น้ำหมักชีวภาพที่ใช้เพื่อบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยจริงในปัจจุบัน

1.5. ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

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

บทที่ 2

วิธีการวิจัย

บทนี้นำเสนอรายละเอียดของวิธีการวิจัย เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาเริ่มต้นในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบ

2.1. วัตถุประสงค์ และการทดลอง

2.1.1. ตัวอย่างน้ำเสีย

การวิจัยในครั้งนี้ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยมาจากหลุมฝังกลบในพื้นที่จังหวัดสงขลา โดยเลือกน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบของเทศบาลนครสงขลา อ.เมือง จ.สงขลา และเทศบาลนครหาดใหญ่ อ.หาดใหญ่ จ. สงขลา เป็นตัวแทน เนื่องจากน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบของเทศบาลเมืองบ้านพรุ และเทศบาลเมืองสะเดา มีค่าความสกปรกใกล้เคียงกับน้ำชะมูลฝอยจากเทศบาลนครหาดใหญ่ และเทศบาลนครสงขลา ตามลำดับ โดยทำการเก็บน้ำตัวอย่างจาก แอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอยในพื้นที่หลุมฝังกลบ อย่างไรก็ตาม ในการศึกษาความเป็นไปได้ในการนำไปใช้งานจริง จะศึกษาโดยละเอียดเฉพาะกรณีน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนครหาดใหญ่เท่านั้น เนื่องจากมีการใช้น้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยอยู่แล้วในปัจจุบันและต้องการที่จะปรับปรุงประสิทธิภาพ

2.1.2. น้ำหมักชีวภาพ

ในการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครสงขลา ได้เลือกใช้ EM หรือน้ำหมักชีวภาพ ที่มีขายทั่วไปตามท้องตลาดทั้งหมด 3 ชนิด คือ EM จากบริษัทอีเอ็มคิวเซ (EM คิวเซ), EM จากบริษัทเคอีเอ็มกรุงเทพ (K-EM) และ EM ไบโอกริส (ชนิดผง) ส่วนการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ ได้ใช้น้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด คือ EM คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพที่ผลิตโดยเทศบาลนครหาดใหญ่ หรือ EM หาดใหญ่ (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ก) เพื่อการนำไปใช้งานได้จริงต่อไปในอนาคต และพบว่า EM คิวเซ หาตามท้องตลาดได้ง่ายกว่า EM อีก 2 ชนิด และหากน้ำหมักชีวภาพที่ทางเทศบาลผลิตขึ้นเองนั้นสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้ดีเช่นกัน ก็สามารถลดต้นทุนในส่วนนี้ได้

2.1.3. สถานที่ศึกษาวิจัย

การศึกษานี้ดำเนินการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) ณ ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ และ คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ตำบลคอหงส์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

2.2. วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษาประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยแบ่งเป็น 2 ระยะ คือ ระยะแรก ศึกษาหาปริมาณน้ำหมักชีวภาพที่เหมาะสมในการบำบัดเท่านั้น โดยไม่ได้ศึกษาถึงรายละเอียดของกลไกที่เกิดขึ้น เพื่อนำปริมาณที่เหมาะสมไปศึกษาต่อในระยะที่ 2 อย่างละเอียดถึงกลไกที่เกิดขึ้น พร้อมทั้งศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตันเฉพาะกับน้ำชะมูลฝอยจากเทศบาลนครหาดใหญ่เท่านั้น เพื่อศึกษาความเหมาะสมในการนำไปใช้งานต่อไปในอนาคตเนื่องจากมีการใช้น้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจริงในปัจจุบัน

2.2.1. การทดลองเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดเมื่อเติมและไม่เติมอากาศ

1. เตรียมน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ ปริมาตร 1,500 มิลลิลิตร ในถังปฏิกิริยาปริมาตรสุทธิ 5,000 มิลลิลิตร จำนวน 2 ชุด ชุดละ 5 ใบ
2. เติมน้ำหมักชีวภาพที่ขายในท้องตลาด ในสัดส่วน 0, 1, 1.5, 2, และ 2.5 มิลลิลิตร (0%, 0.067%, 0.10%, 0.133% และ 0.167% ตามลำดับ) โดยถังที่ไม่เติมน้ำหมักชีวภาพเป็นชุดควบคุม
3. เติมอากาศ โดยใช้หัวฟู่ ในถังชุดที่ 1 ทั้ง 5 ใบ
4. เก็บตัวอย่างน้ำจากถังปฏิกิริยาทุกวันจนถึงสิ้นสุดการเปลี่ยนแปลง เพื่อตรวจวิเคราะห์ค่า pH, Temperature, TDS, COD, DO และ Color

2.2.2. การทดลองเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดของน้ำหมักชีวภาพในปริมาณต่างๆ

2.2.2.1. การศึกษาน้ำชะมูลฝอยจากเทศบาลนครสงขลา

1. เตรียมน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครสงขลา ปริมาตร 3,000 มิลลิลิตร ในถังปฏิกิริยาปริมาตรสุทธิ 5,000 มิลลิลิตร
2. เติมน้ำ EM ทั่วไปตามท้องตลาด ในสัดส่วนต่างๆ 2 ชุดการทดลอง โดยชุดการทดลองที่ 1 เติมน้ำ EM ในสัดส่วน 0%, 0.67%, 3.33%, 16.7% และ 83.3% โดยปริมาตร และชุดการทดลองที่ 2 เติมน้ำ EM 0%, 0.067%, 0.167%, และ 0.33% โดยปริมาตร เพื่อยืนยันการทดลองชุดที่ 1
3. เก็บตัวอย่างน้ำจากถังปฏิกิริยาทุกวันจนถึงสิ้นสุดการเปลี่ยนแปลง เพื่อตรวจวิเคราะห์ค่า pH, Temperature, TDS, Conductivity, Salinity, COD, DO และ Color

2.2.2.2. การศึกษาน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่

1. เตรียมน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ ปริมาตร 3,000 มิลลิลิตร ในถังปฏิกิริยาปริมาตรสุทธิ 5,000 มิลลิลิตร

2. ทำการทดลองชุดที่ 1 โดยเติมน้ำหมักชีวภาพของเทศบาลนครหาดใหญ่ในสัดส่วน 0%, 0.67%, 1.33 % และ 2 % โดยปริมาตร โดยไม่มีการเติมอากาศตามสภาพของระบบบำบัดจริง ซึ่งมีทั้งสัดส่วนที่เหมือนและแตกต่างกับที่ใส่ในน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา เพื่อยืนยันผลเดิมและศึกษาในสัดส่วนอื่นๆ เพิ่มเติม
3. เก็บตัวอย่างน้ำจากถังปฏิกริยาทุกวันจนสิ้นสุดการเปลี่ยนแปลง เพื่อตรวจวิเคราะห์ค่า pH, Temperature, TDS, Conductivity, Salinity, COD, DO และ Color
4. ทำการทดลองชุดที่ 2 โดยเติม EM คิวเซ และน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่ ในสัดส่วน 0.40%, 0.50%, และ 0.60% โดยปริมาตร และไม่มีการเติมอากาศ เพื่อยืนยันผลการทดลองชุดที่ 1
5. ทำการศึกษากลไกการบำบัดอย่างละเอียด โดยเก็บตัวอย่างจากถังปฏิกริยา ในวันที่ 1, 3, 5, 7, 14, 21, 25 และ 30 เพื่อวิเคราะห์ค่า COD, BOD₅, BOD₅/COD, pH, Conductivity, FEEM และปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ 4 กลุ่มคือ กลุ่มแบคทีเรีย กลุ่มยีสต์ กลุ่มรา และกลุ่มแบคทีเรียทั้งหมด (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ข)
6. เก็บน้ำตัวอย่าง 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 %

2.2.3. การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยปฏิกริยาเฟ้นตัน

2.2.3.1. การศึกษาสัดส่วนเฟอร์รัส (Fe^{2+}) ที่เหมาะสม

1. นำน้ำชะมูลฝอยปริมาตร 300 มิลลิลิตร (ปรับ pH ด้วยกรดซัลฟูริก และ โซเดียมไฮดรอกไซด์ให้มีค่า 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 ค)

3. เติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (30% ปริมาตร/ปริมาตร) สัดส่วน 100 มิลลิโมลาร์ ปิดล้อมบีกเกอร์ ด้วยวัสดุกันแสงรบกวนจากภายนอก ทำปฏิกิริยาเป็นระยะเวลา 60 นาที โดยเก็บตัวอย่างน้ำ ปริมาตร 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 วันเพื่อให้ไอออนเหล็กตกตะกอน จากนั้นนำน้ำตัวอย่างส่วนใสปริมาตร 20 มิลลิลิตร ไปจุ่มในอ่างควบคุมอุณหภูมิ ณ อุณหภูมิ 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 30 นาที เพื่อกำจัด ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ตกค้าง (Deng and Englehardt, 2009) แล้วจึงนำน้ำตัวอย่างไปหาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่คงเหลือ รวมทั้งค่า COD และ BOD₅

2.2.3.2. การศึกษาสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสม

1. นำน้ำชะมูลฝอยปริมาตร 300 มิลลิลิตร (ปรับ pH ด้วยกรดซัลฟูริก และ โซเดียมไฮดรอกไซด์ ให้มีค่า 3 ± 0.2) ลงในบีกเกอร์ขนาด 500 มิลลิลิตร
2. กวนด้วยเครื่องกวนแม่เหล็กไฟฟ้าที่ความเร็ว 3,000 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 2 นาที จากนั้นเติมสารละลายเฟอร์รัสซัลเฟตเฮกซะไฮเดรต ให้มีความเข้มข้นของสารละลายเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ (สัดส่วนที่เหมาะสมจากการทดลองที่ 2.2.3.1)
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 แล้วหยุดกวนน้ำตัวอย่าง โดยตั้งทิ้งไว้ 2 วันเพื่อให้ไอออนเหล็กตกตะกอน จากนั้นนำน้ำตัวอย่างส่วนใสปริมาตร 20 มิลลิลิตร ไปจุ่มในอ่างควบคุมอุณหภูมิ ณ อุณหภูมิ 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 30 นาที เพื่อกำจัด ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ตกค้าง จากนั้นจึงนำน้ำตัวอย่างไปหาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่คงเหลือ และค่า COD และ BOD₅ ด้วยแบ่งน้ำปริมาตร 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

2.2.3.3. ประสิทธิภาพการบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และเฟนตัน+UV-254

1. นำน้ำชะมูลฝอยปริมาตร 300 มิลลิลิตร (ปรับ pH ด้วยกรดซัลฟูริก และ โซเดียมไฮดรอกไซด์ให้มีค่า 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 จากนั้นจึงเติมสารละลายเฟอร์รัสซัลเฟตไฮเดรตสัดส่วน 0.75 มิลลิโมลาร์ แล้วเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ให้มีความเข้มข้นของสารละลายเท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ (สัดส่วนที่เหมาะสมจากการทดลองที่ 2.2.3.2)
3. เก็บตัวอย่างน้ำปริมาตร 10 มิลลิลิตร ณ เวลาทำปฏิกิริยานาทีที่ 1 30 และ 60 นาทีกรองด้วยแผ่นกรอง GF/C (Whatman) แล้วนำไปหาค่าการดูดแสงด้วยเครื่อง UV-visible spectrophotometer ระหว่างความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร
4. เมื่อทำปฏิกิริยาเป็นเวลา 60 นาที จึงหยุดกวนน้ำตัวอย่างแล้วตั้งทิ้งไว้ 2 วัน เพื่อให้ไอออนเหล็กตกตะกอน จากนั้นจึงนำน้ำตัวอย่างส่วนใสปริมาตร 20 มิลลิลิตรไปจุ่มในอ่างควบคุมอุณหภูมิ อุณหภูมิ 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 60 นาที เพื่อกำจัด ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ตกค้าง
5. นำน้ำตัวอย่างไปหาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่คงเหลือ ค่า COD และ BOD_5 ต่อจากนั้นแบ่งน้ำ 20 มิลลิลิตร เพื่อหาค่า FEEM โดยกรองด้วยแผ่นกรอง GF/F (Whatman) ที่ผ่านการอบอุณหภูมิ 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) นิกเกิล (Ni) และแคดเมียม (Cd) ด้วยเทคนิค Inductive Coupled Plasma Spectroscopy (ICP)

2.3. การวิเคราะห์ข้อมูล

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

2.3.1. การวิเคราะห์ทางสถิติเชิงพรรณนา

ค่าเฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ของค่าการบำบัดคุณภาพน้ำชะมูลฝอย

2.3.2. การวิเคราะห์ทางสถิติเชิงวิเคราะห์

วิเคราะห์ความแปรปรวนแบบทางเดียว (one-way ANOVA) และเปรียบเทียบการให้คะแนนระดับความพึงพอใจน้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัด ด้วยวิธี Least-significant different (LSD) ที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

2.3.3. การคำนวณประสิทธิภาพการบำบัด

-ประสิทธิภาพการบำบัดสี

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

C = ค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาหนึ่ง

C_0 = ค่าการดูดกลืนแสงเริ่มต้น

-ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ (COD และ BOD₅)

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

C_0 = ค่า COD และ BOD₅ ก่อนบำบัด

C_c = ค่า COD และ BOD₅ หลังบำบัด

บทที่ 3

ผลการทดลองและวิจารณ์ผลทดลอง

บทนี้นำเสนอผลการศึกษาประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบ

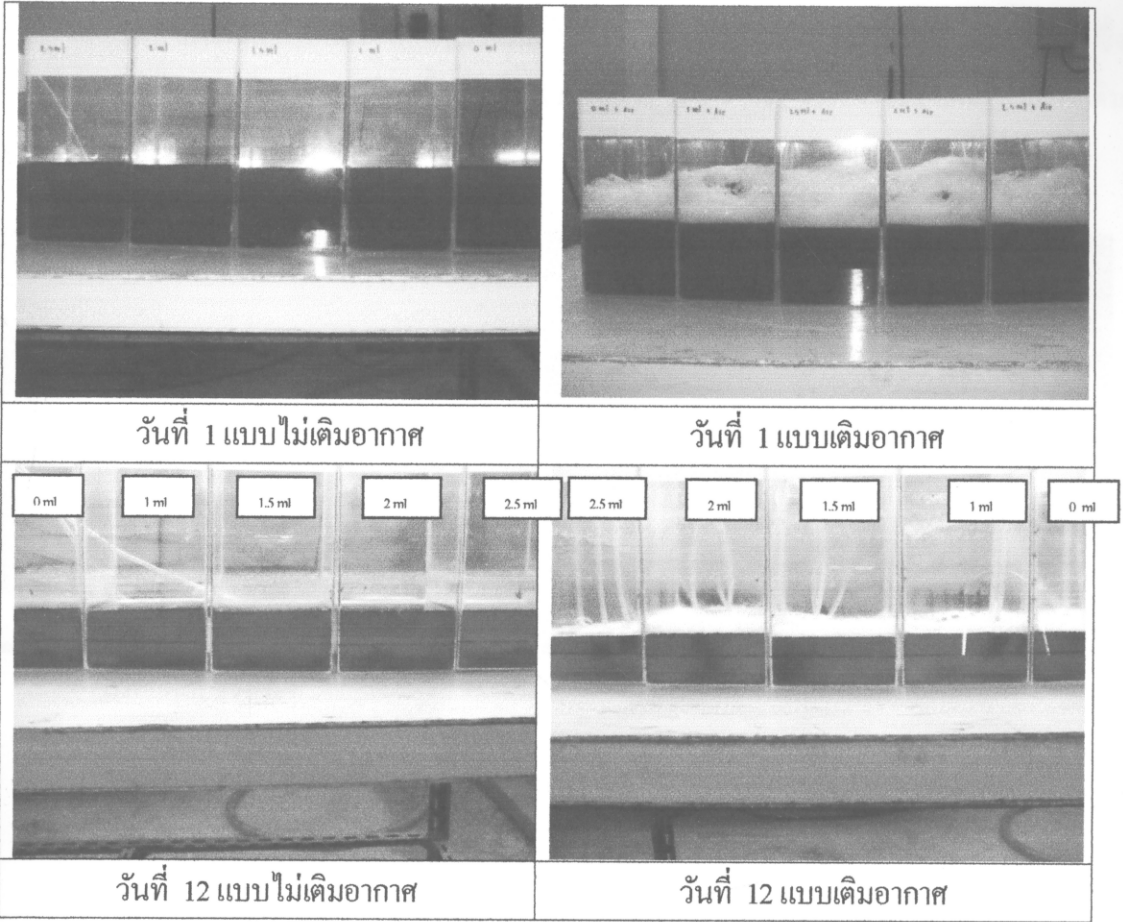
3.1. ผลการทดลองเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดของน้ำหมักชีวภาพเมื่อเติมและไม่เติมอากาศ

ลักษณะน้ำชะมูลฝอยที่เก็บมาจากแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนครหาดใหญ่ อ.หาดใหญ่ จ. สงขลา มีลักษณะดังตารางที่ 3-1

ตารางที่ 3-1 คุณลักษณะน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่

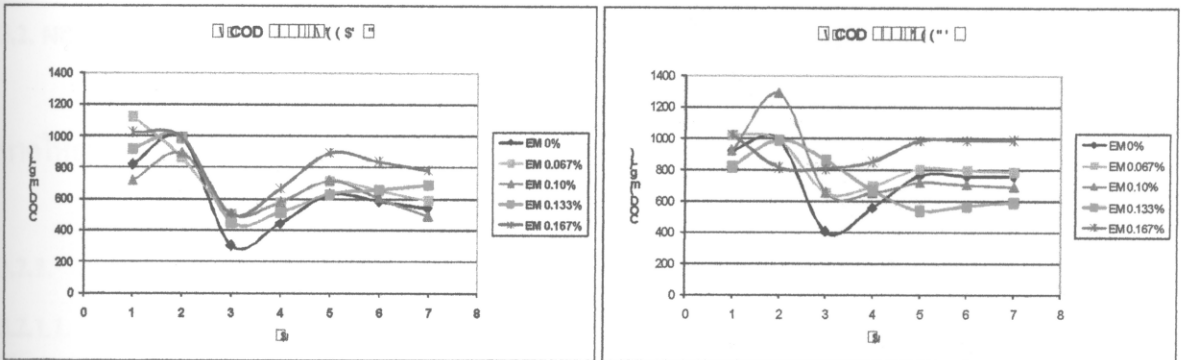
พารามิเตอร์	น้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่
pH	9.06
BOD ₅ (mg/L)	460
COD (mg/L)	1,280
Conductivity (ms/Cm)	8.172
DO (mg/L)	4.8
TDS (mg/L)	5,580
SS (mg/L)	200

โดยลักษณะทางกายภาพของน้ำชะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศภายหลังจากการเติมน้ำหมักชีวภาพที่ขายในท้องตลาดชนิดหนึ่ง ในสัดส่วน 1, 1.5, 2, และ 2.5 มิลลิลิตร (0.067%, 0.10%, 0.133% และ 0.167% ตามลำดับ) ในวันที่ 1 และ วันที่ 12 ดังแสดงในรูปที่ 3-1 ซึ่งเห็นได้ว่า สีของน้ำชะมูลฝอยจางลงอย่างชัดเจนเมื่อเวลาผ่านไป แต่ไม่เห็นความแตกต่างระหว่างน้ำชะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศ



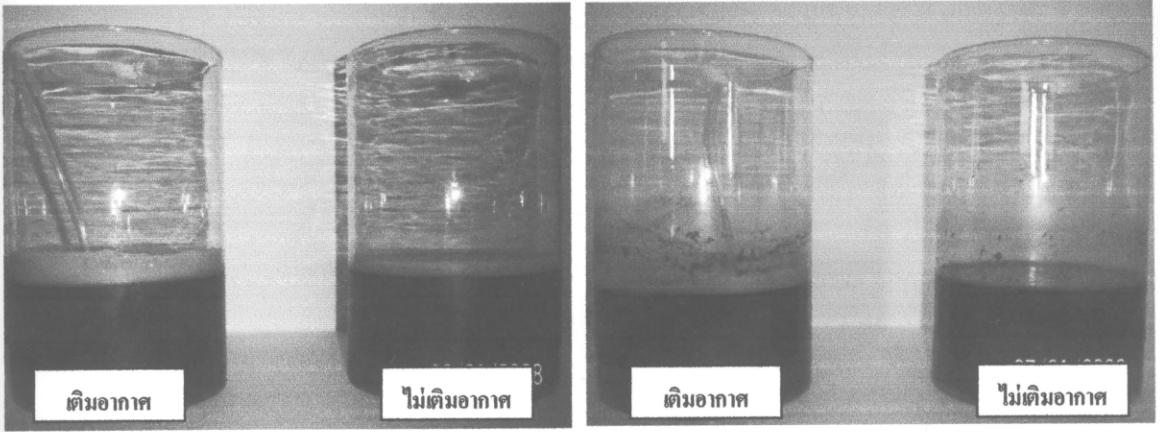
รูปที่ 3-1 การเปรียบเทียบสีของน้ำชะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศครั้งที่ 1

รูปที่ 3-2 แสดงให้เห็นว่า คุณภาพของน้ำชะมูลฝอยเมื่อไม่เติมอากาศในรูป COD ดีกว่าน้ำชะมูลฝอยแบบเติมอากาศ (ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยแบบไม่เติมอากาศ ต่ำกว่าของน้ำชะมูลฝอยแบบเติมอากาศ โดยประมาณ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร)



รูปที่ 3-2 การเปรียบเทียบค่า COD ของน้ำชะขยะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศครั้งที่ 1

และได้ทำการทดลองอีกครั้งโดยใช้น้ำหมักชีวภาพของเทศบาลนครหาดใหญ่ (EM หาดใหญ่) ซึ่งผลการทดลองที่ได้ ให้ผลเช่นเดียวกันกับครั้งแรกคือ ไม่เห็นความแตกต่างระหว่างน้ำชะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศ ดังแสดงใน รูปที่ 3-3



การทดลองวันที่ 1

การทดลองวันที่ 6

รูปที่ 3-3 การเปรียบเทียบสีของน้ำชะขยะมูลฝอยแบบไม่เติมและเติมอากาศครั้งที่ 2

โดยรวมเบื้องต้น จึงสรุปได้ว่า การเติมอากาศในน้ำชะมูลฝอยไม่ได้ช่วยให้ น้ำหมักชีวภาพทำงานได้ดีขึ้น ในทางกลับกัน น้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM แต่ไม่มีการเติมอากาศมีแนวโน้มที่จะมีคุณภาพดีกว่าน้ำชะมูลฝอยที่มีการเติมอากาศทั้งทางกายภาพและเคมี ซึ่งสอดคล้องกับข้อมูลทั่วไปที่ว่าเชื้อ EM เป็นกลุ่มไมใช้้อากาศ จึงน่าจะให้ประสิทธิภาพการบำบัดในสภาวะไม่เติมอากาศได้ดีกว่า ดังนั้น การทดลองต่อไปจึงศึกษาเฉพาะในสภาวะที่ไม่มีการเติมอากาศ ซึ่งสอดคล้องกับสถานการณ์การบำบัดจริงในปัจจุบันที่เป็นระบบบ่อฝังตามธรรมชาติโดยไม่มีการใช้เครื่องจักรเติมอากาศ เช่นกัน

3.2. ผลการทดลองเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดของน้ำหมักชีวภาพในปริมาณต่างๆ

ในขั้นตอนนี้ทำการศึกษาน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครสงขลาและเทศบาลนครหาดใหญ่

3.2.1. เทศบาลนครสงขลา

3.2.1.1. ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอย

ลักษณะน้ำชะมูลฝอยที่เก็บมาจากบ่อบำบัดของเทศบาลนครสงขลา อ.เมือง จ. สงขลา มีลักษณะดังตารางที่ 3-2

ตารางที่ 3-2 คุณลักษณะของน้ำชะมูลฝอยจากเทศบาลนครสงขลา

พารามิเตอร์	น้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา
pH	8.7
COD (mg/L)	7,120
Conductivity (ms/Cm)	2.732
DO (mg/L)	2.8
TDS (mg/L)	1,785

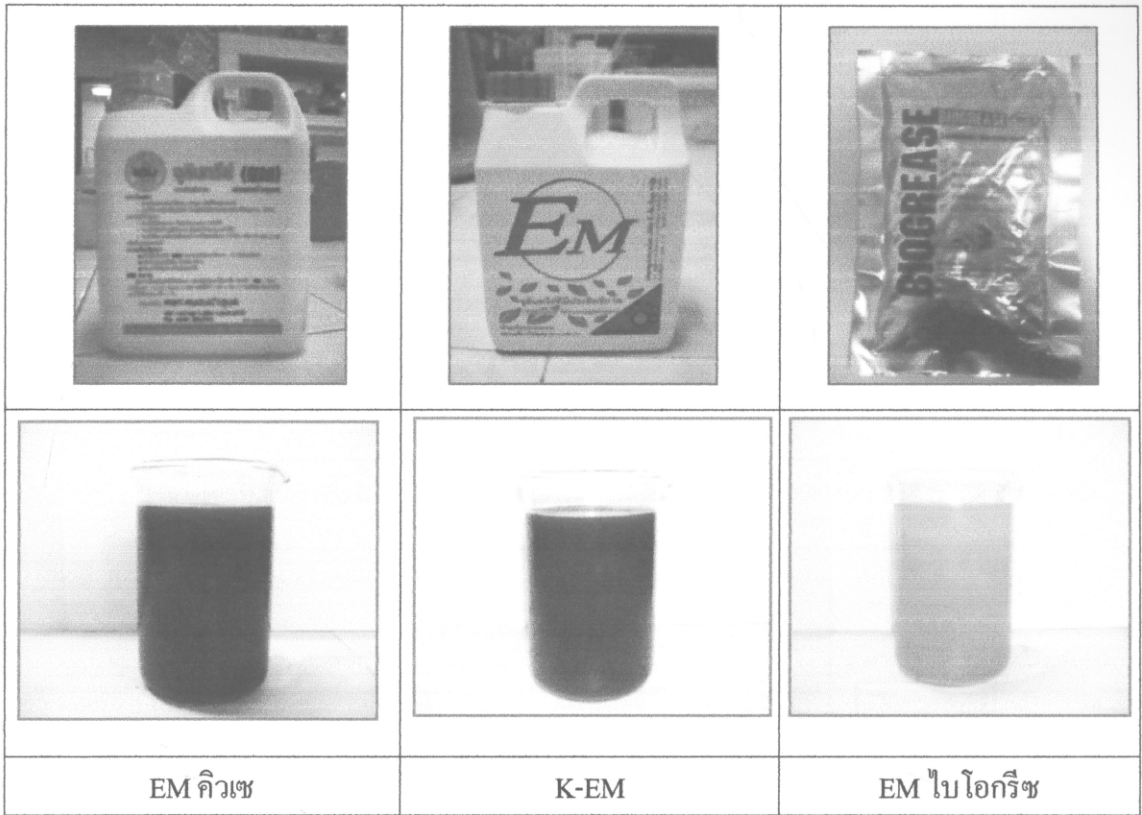
3.2.1.2. ลักษณะสมบัติของน้ำหมักชีวภาพ

ในการทดลองครั้งนี้ ได้เลือกใช้ EM ที่มีขายทั่วไปตามท้องตลาดทั้งหมด 3 ชนิด คือ EM จากบริษัทอีเอ็มคิวเซ (EM คิวเซ), EM จากบริษัทเคอีเอ็มกรุงเทพ (K-EM) และ EM ไบโอกรีส (ชนิดผงละลายน้ำ) ดังแสดงในตารางที่ 3-3 ซึ่งเห็นได้ว่ามีคุณสมบัติใกล้เคียงกัน

ตารางที่ 3-3 คุณลักษณะของน้ำ EM

พารามิเตอร์	ค่าที่ได้		
	EM คิวเซ	K-EM	EM ไบโอกรีส
pH	4.02	4.04	4.09
Temperature (°C)	28.3	28.6	29.1
Salinity (ppt)	4.1	4.1	4.3
TDS (mg/L)	5,054	5,032	5,128
COD (mg/L)	11,224	11,246	11,356
DO (mg/L)	0.25	0.27	0.30
Conductivity (mS/cm)	7.434	7.512	7.321

และเมื่อเปรียบเทียบคุณสมบัติทางกายภาพของน้ำ EM พบว่าสีของน้ำ EM ทั้ง 3 ชนิด แตกต่างกัน โดย EM คิวเซจะมีสีน้ำตาลเข้มในขณะที่ K-EM จะมีสีน้ำตาลอมแดง ส่วน EM ไบโอกรีส เมื่อนำมาผสมน้ำตามอัตราส่วนจะมีสีน้ำตาลอ่อนและพบว่า การละลายของ EM ไม่เป็นเนื้อเดียวกับน้ำและมีตะกอนของ EM ที่ไม่ละลายน้ำปนอยู่ ดังแสดงในรูปที่ 3-4



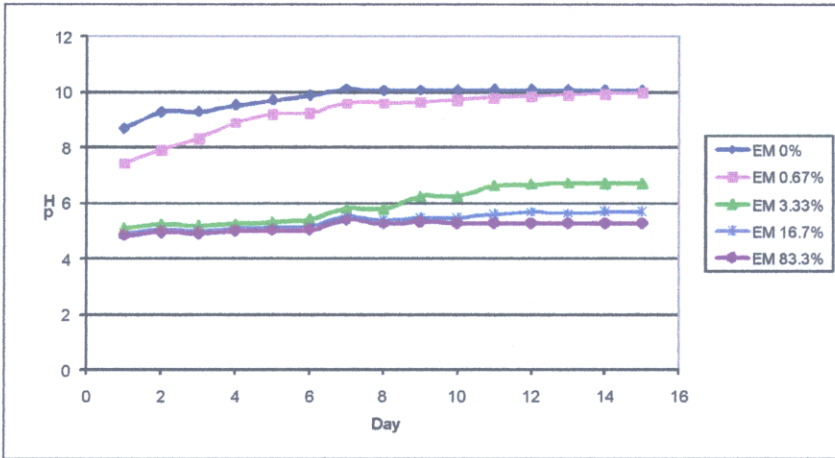
รูปที่ 3-4 ลักษณะของน้ำ EM ที่ใช้ทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา

3.2.1.3. ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ

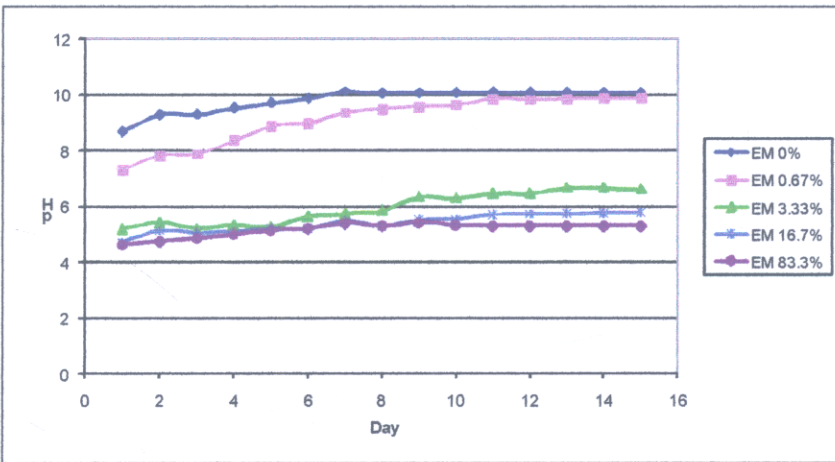
การทดลองแบ่งเป็น 2 ชุด ซึ่งได้ผลดังนี้

3.2.1.3.1. การทดลองชุดที่ 1

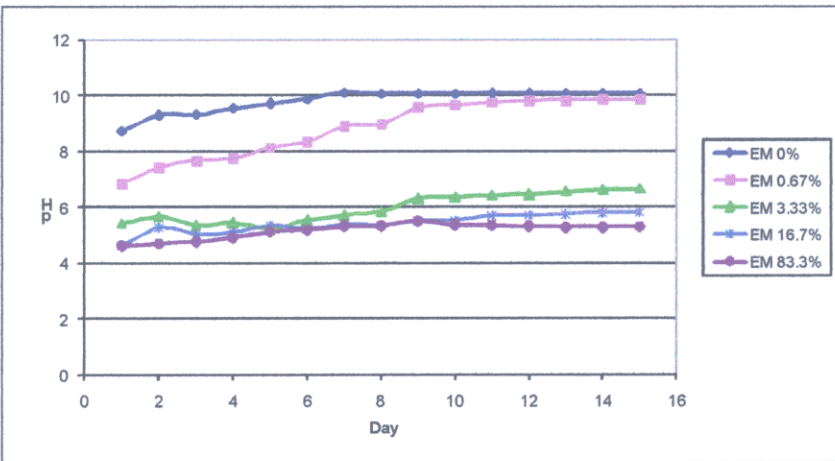
ค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ทั้งสามชนิด ในปริมาณ 0.67, 3.33, 16.7, และ 83.3% โดยปริมาตร ดังแสดงในรูปที่ 3-5 ซึ่งพบว่าเมื่อเติมน้ำ EM มากขึ้นทำให้ค่า pH ลดต่ำลง เนื่องจากน้ำ EM มีสภาพเป็นกรด แต่เมื่อเวลาผ่านไปจะมีค่าสูงขึ้น เนื่องจากกรดอินทรีย์ในน้ำ EM ถูกใช้ไปในการดำรงชีพของจุลินทรีย์และจะคงที่เมื่อสารอาหารหมดไป และมีแนวโน้มเดียวกันทั้ง 3 ชนิด



รูปที่ 3-5 (a) การเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ

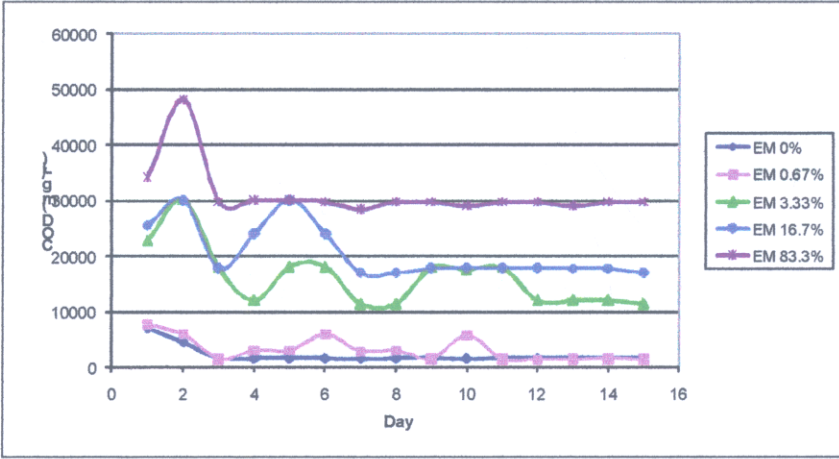


รูปที่ 3-5 (b) การเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM

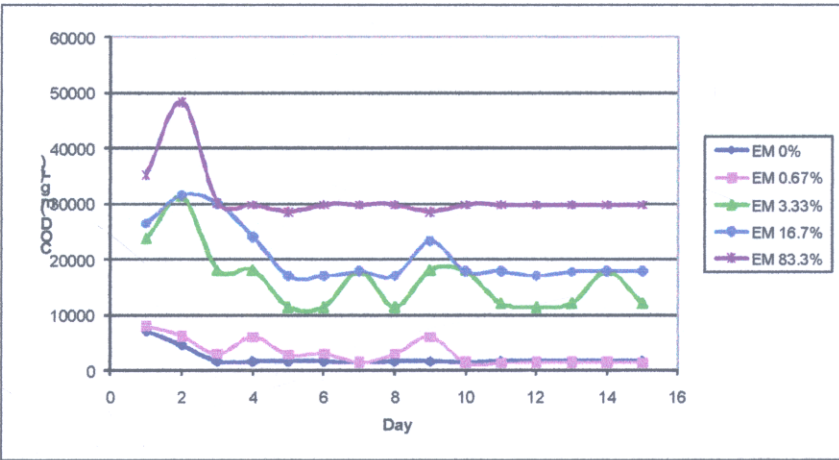


รูปที่ 3-5 (c) การเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ไบ โอกรีซ

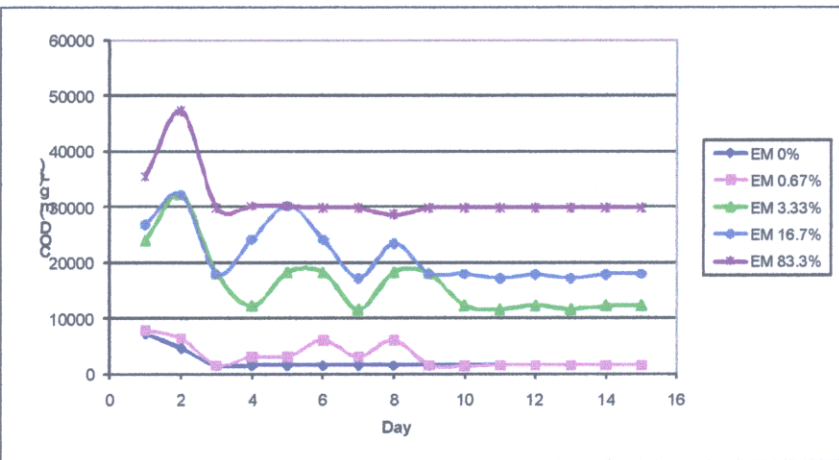
โดยการเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยจากการเติมน้ำ EM ทั้งสามชนิด ในปริมาณต่างๆ
 ดังแสดงในรูปที่ 3-6



รูปที่ 3-6 (a) การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวซ

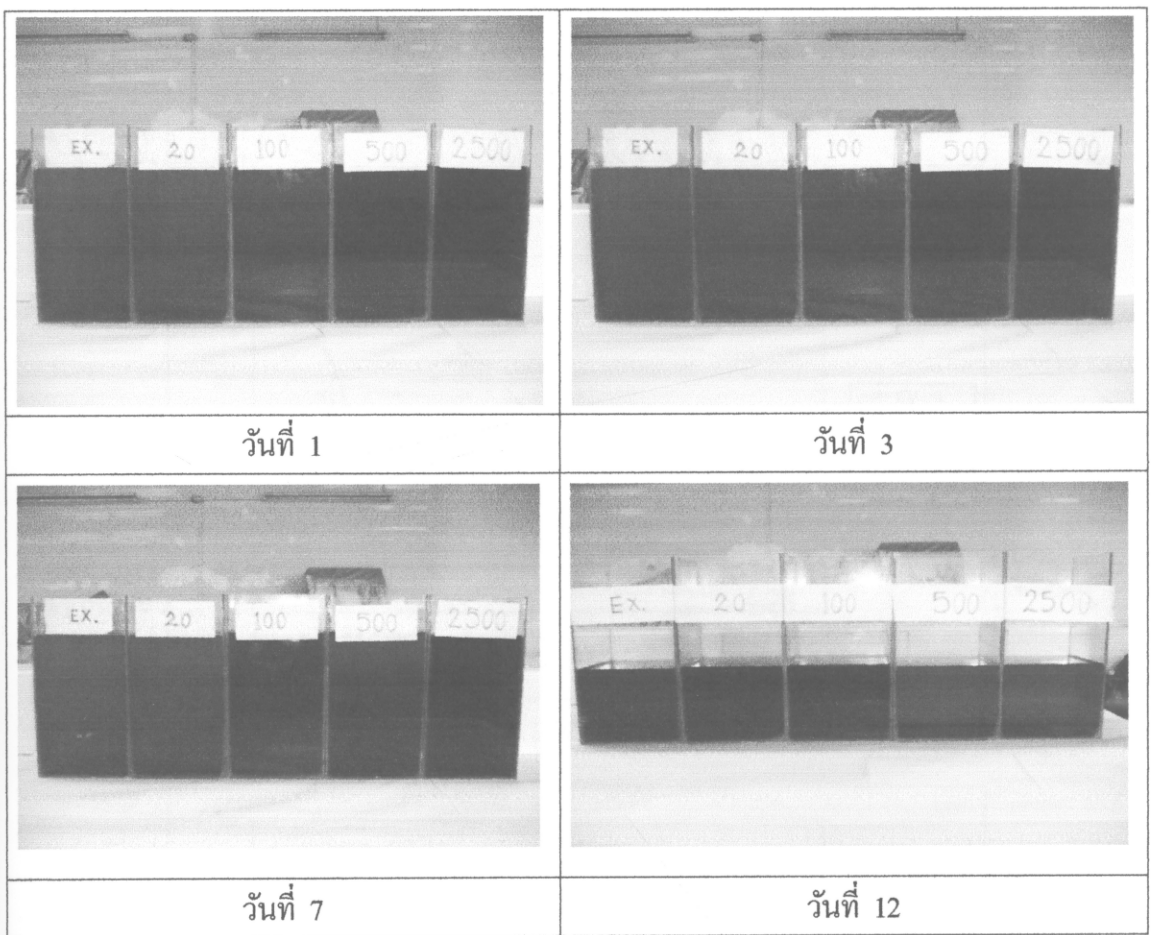


รูปที่ 3-6 (b) การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM



รูปที่ 3-6 (c) การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ไบโอกีร์ซ

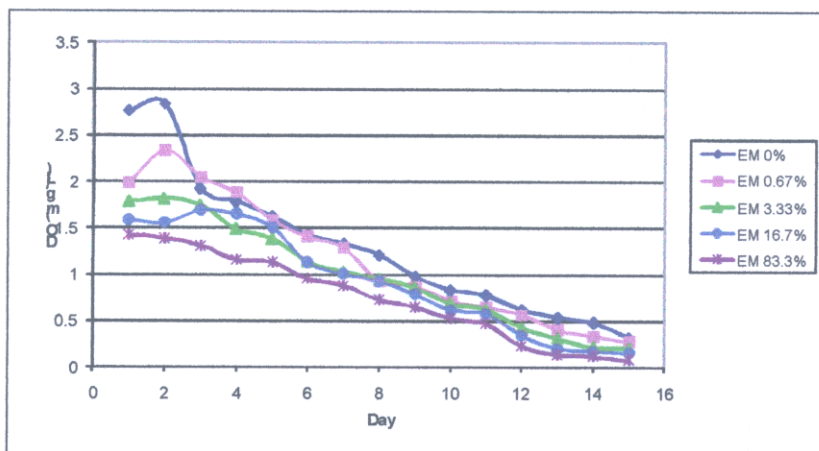
จากรูปที่ 3-6 พบว่าการเปลี่ยนแปลงค่า COD จากการเติมน้ำ EM ทั้ง 3 ชนิดมีแนวโน้มเหมือนกัน โดยค่า COD จะสูงขึ้นเมื่อเติม EM มากขึ้นเนื่องจากสารอินทรีย์ในน้ำ EM จากนั้นค่า COD จะลดลงชัดเจนในช่วง 3-5 วันแรกก่อนจะคงที่ทุกปริมาณน้ำ EM ที่เติมลงไป แต่พบว่าค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM ในวันสุดท้ายยังคงสูงกว่าค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติมน้ำ EM ยกเว้นน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM 20 มิลลิลิตร หรือ 0.67% จะมีค่า COD ใกล้เคียงกับน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติมน้ำ EM ซึ่งพฤติกรรมที่เกิดขึ้นเหมือนกับผลการทดลองกับน้ำชะมูลฝอยจากเทศบาลนครหาดใหญ่ โดยใช้น้ำชะขยะมูลฝอยเมื่อมีการเติมและไม่มีการเติมน้ำ EM จากบริษัทไอเอ็มคิวเซในวันที่ 1, 3, 7 และ 12 ของการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 3-7



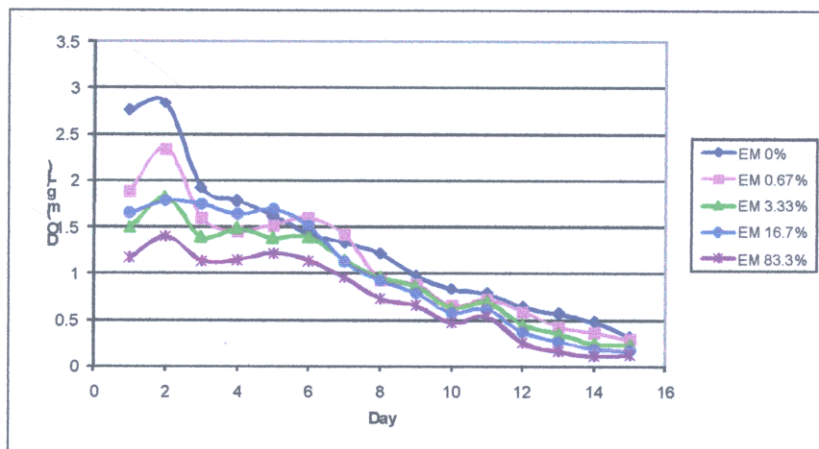
รูปที่ 3-7 การเปรียบเทียบสีของน้ำชะขยะมูลฝอยจากการเติม EM คิวเซ ชุดการทดลองที่ 1

จากรูปเห็นได้ว่า สีของน้ำชะมูลฝอยมีการเปลี่ยนแปลงอย่างชัดเจน ซึ่งส่วนหนึ่งคาดว่าเกิดจากการตกตะกอนของสารอินทรีย์ หลังจากเติมน้ำ EM 2-3 วัน ในทุกปริมาณและชนิดของน้ำ EM ที่เติม โดยเปลี่ยนจากสีน้ำตาลเป็นสีส้ม โดยลำดับการเริ่มเปลี่ยนสีสัมพันธ์กับปริมาณน้ำ EM จากน้อยไปมาก คือ

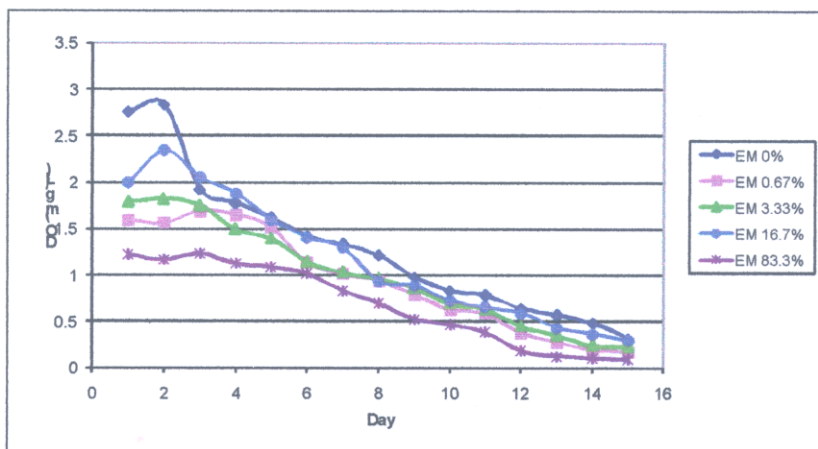
ปริมาณ EM 20 มิลลิลิตร (0.67%) จะเกิดการเปลี่ยนแปลงก่อนปริมาณ 100 มิลลิลิตร (3.33%), 500 มิลลิลิตร (16.7%), และ 2,500 มิลลิลิตร (83.3%) ตามลำดับ หลังจากนั้นพบว่า สีของน้ำชะมูลฝอยจะเข้มขึ้นและกลายเป็นสีดำในที่สุด โดยมีการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำดังแสดงในรูปที่ 3-8



รูปที่ 3-8 (a) การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ

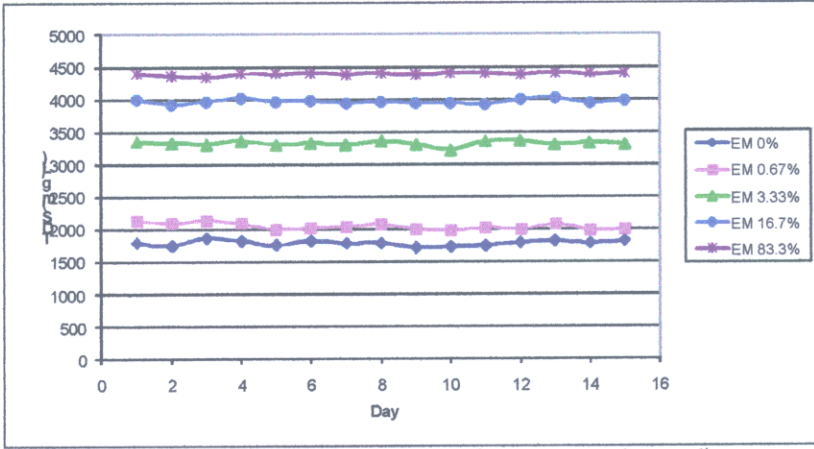


รูปที่ 3-8 (b) การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM

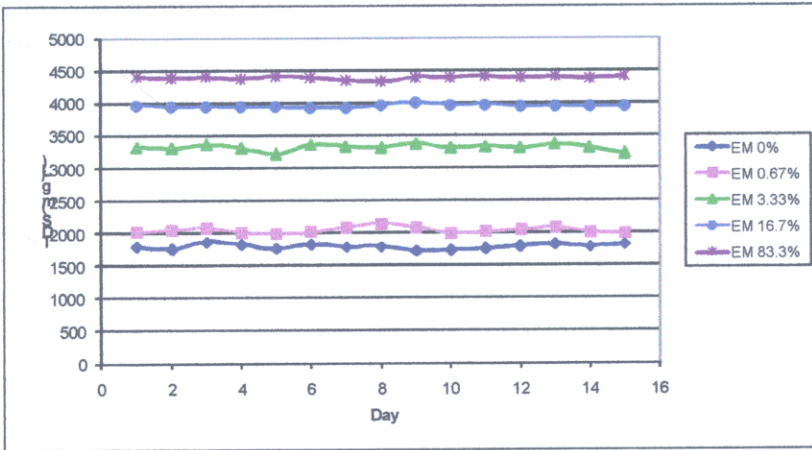


รูปที่ 3-8 (c) การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ไบโอกีชี

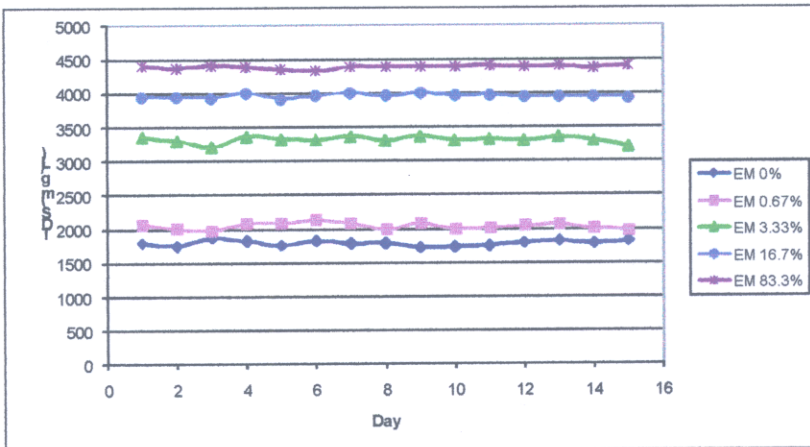
อย่างไรก็ตามพบว่า ไม่มีการเปลี่ยนแปลงในค่าของของแข็งละลายน้ำดังแสดงในรูปที่ 3-9 ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยอื่นๆ



รูปที่ 3-9 (a) การเปลี่ยนแปลงค่า TDS ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวซ



รูปที่ 3-9 (b) การเปลี่ยนแปลงค่า TDS ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM

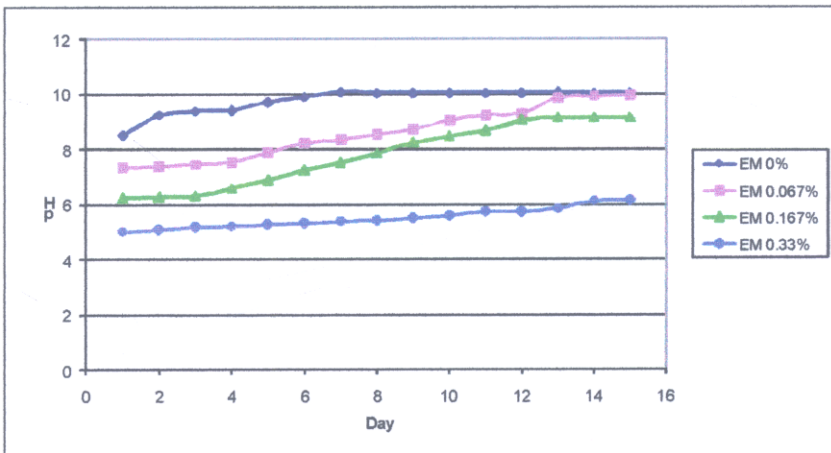


รูปที่ 3-9 (c) การเปลี่ยนแปลงค่า TDS ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ไบโโอกีซ

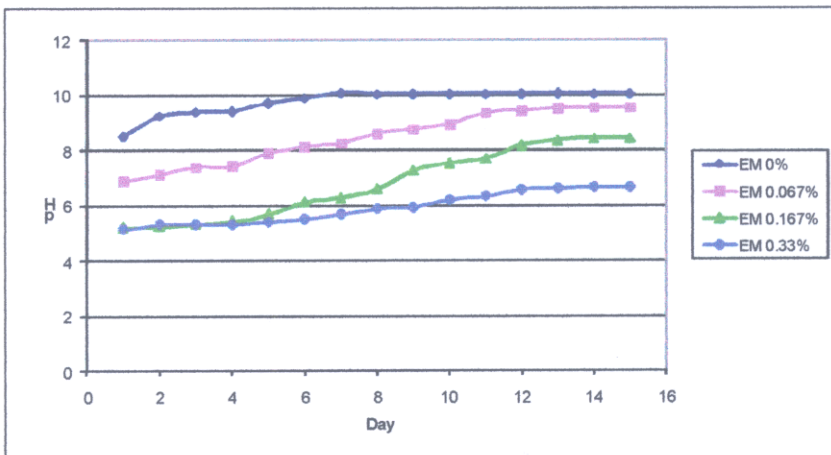
รูปที่ 3-9 แสดงให้เห็นว่าค่า TDS ของน้ำชะมูลฝอยเพิ่มขึ้นเมื่อเติมน้ำ EM มากขึ้น เนื่องจากน้ำ EM มีค่า TDS สูง และพบว่าค่า TDS ของน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM ทั้ง 3 ชนิดมีค่า TDS สูงกว่าน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติมน้ำ EM และไม่มีการเปลี่ยนแปลงตลอดการทดลอง

3.2.1.3.2. การทดลองชุดที่ 2

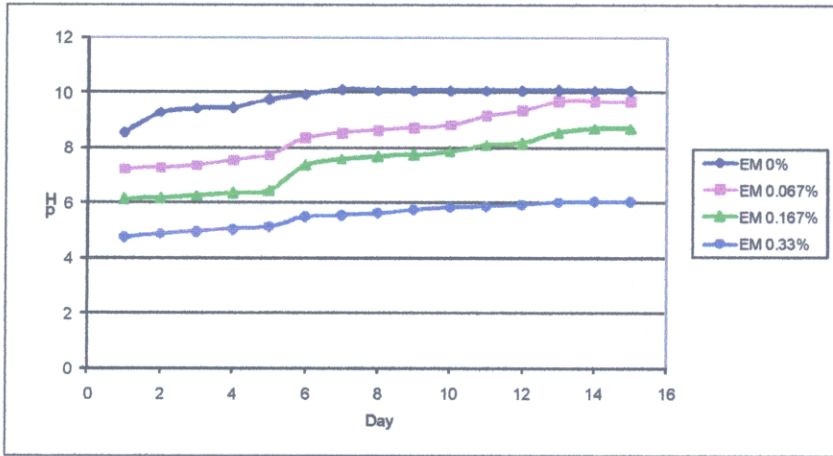
จากผลการทดลองในชุดที่ 1 ที่พบว่าน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM ปริมาณ 0.67% มีคุณภาพดีกว่าน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติม EM จึงทำการทดลองชุดที่ 2 โดยเติมปริมาณน้ำ EM ให้น้อยกว่า 0.67% คือ 0.067%, 0.167%, และ 0.33% ซึ่งการเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM ทั้ง 3 ชนิด ดังแสดงในรูปที่ 3-10 ซึ่งให้ผลเช่นเดียวกับการทดลองในชุดที่ 1 คือค่า pH ลดต่ำลง เมื่อเติมน้ำ EM มากขึ้น และมีค่าสูงขึ้นเมื่อเวลาผ่านไป



รูปที่ 3-10 (a) การเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวซ

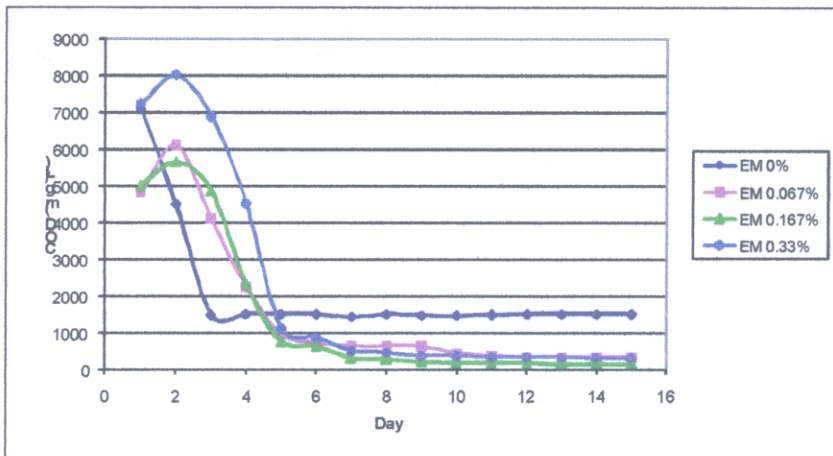


รูปที่ 3-10 (b) การเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM

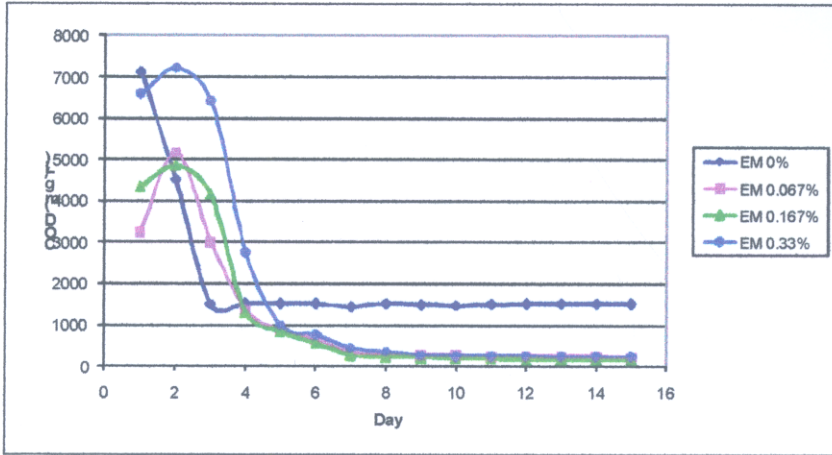


รูปที่ 3-10 (c) การเปลี่ยนแปลงค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ไบโอดีท

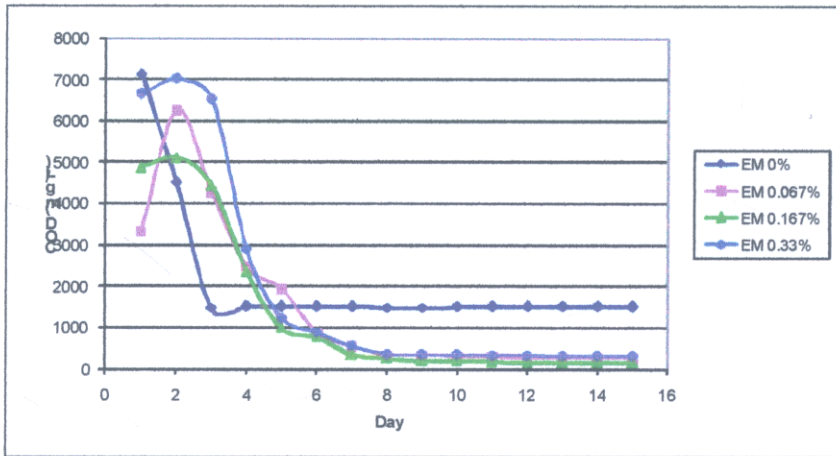
และการเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำ EM ทั้ง 3 ชนิด ดังแสดงในรูปที่ 3-11 ซึ่งพบว่าค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM ต่ำกว่า 0.67% ทั้งหมดมีคุณภาพดีกว่าน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติมน้ำ EM สอดคล้องกับการทดลองในชุดที่ 1



รูปที่ 3-11 (a) การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ

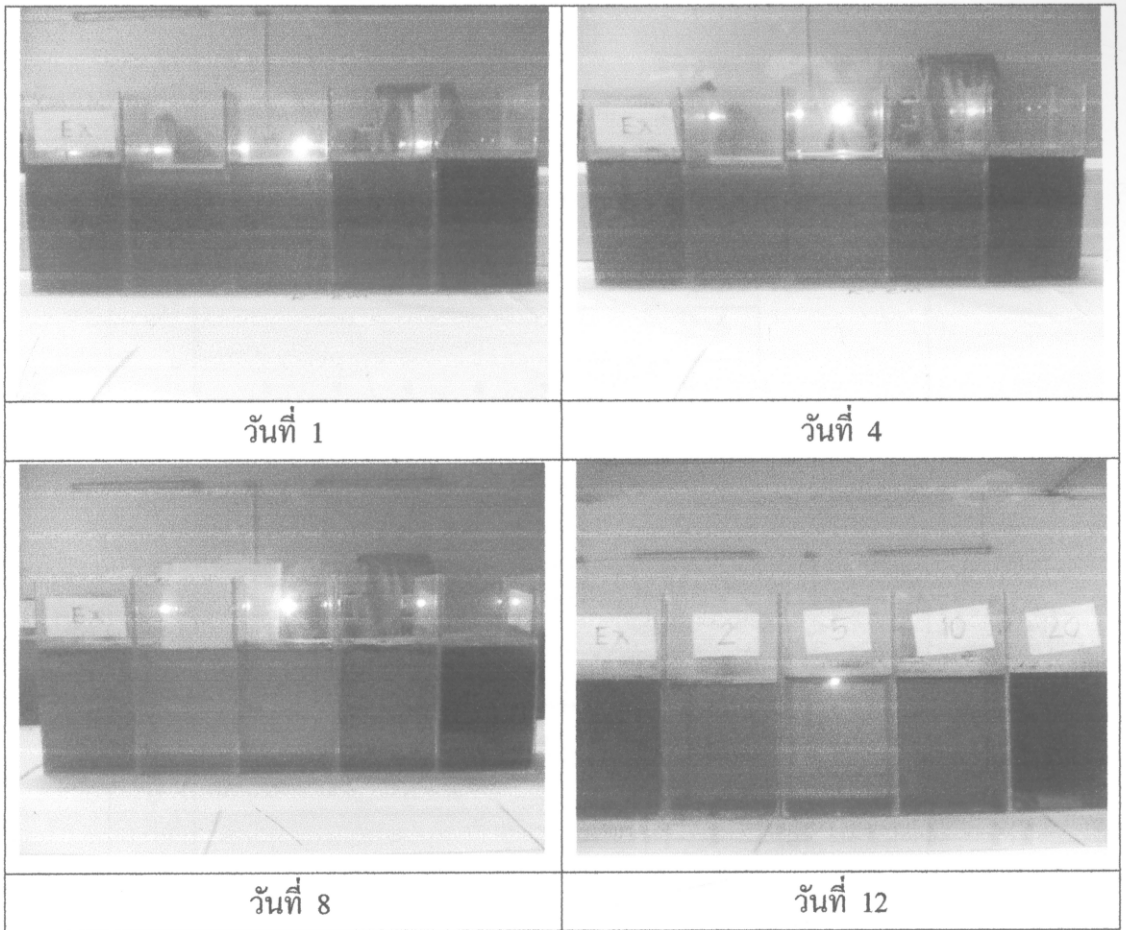


รูปที่ 3-11 (b) การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM



รูปที่ 3-11 (c) การเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ไบโอกีซ

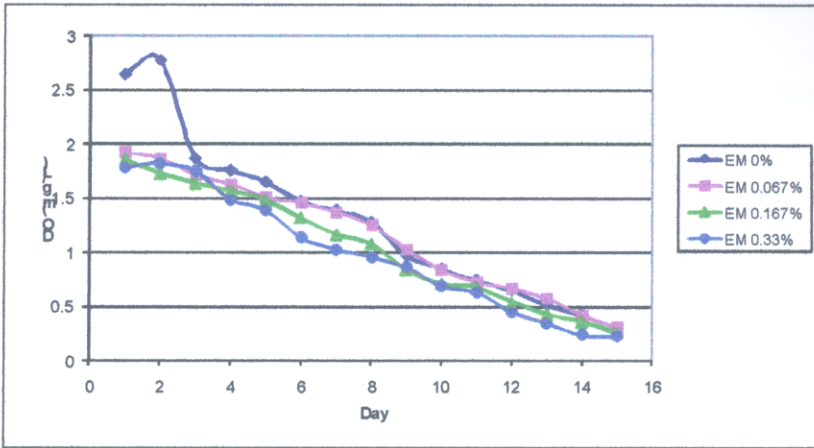
โดยที่น้ำชะมูลฝอยเมื่อมีการเติมและไม่มีการเติมน้ำ EM คิวซ ในวันที่ 1, 4, 7 และ 12 ของการทดลองชุดที่ 2 ดังแสดงในรูปที่ 3-12



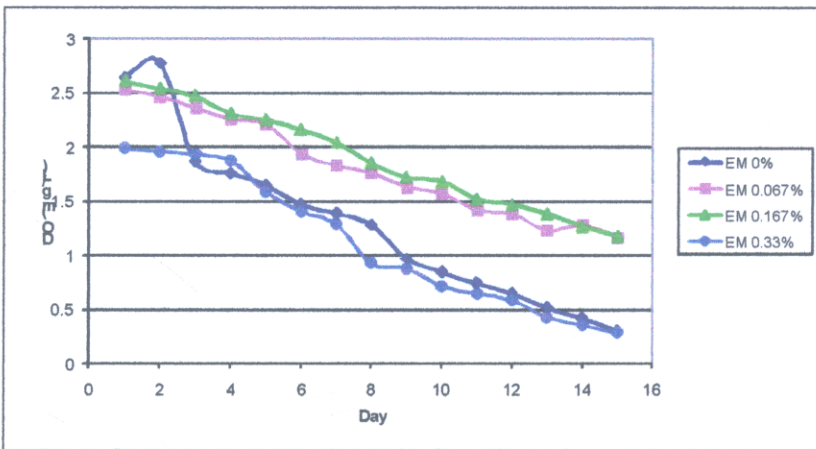
รูปที่ 3-12 การเปรียบเทียบสีของน้ำชะขยะมูลฝอยจากการเติม EM คิวเซ ชูดการทดลองที่ 2

รูปที่ 3-12 แสดงให้เห็นว่า สีของน้ำชะมูลฝอยเริ่มมีการเปลี่ยนแปลงอย่างชัดเจนหลังจากเติมน้ำ EM 3 วัน เช่นเดียวกับการทดลองในช่วงที่ 1 ในทุกปริมาณน้ำ EM ที่เติม โดยเปลี่ยนจากสีน้ำตาลเป็นสีส้ม โดยลำดับการเริ่มเปลี่ยนสีจากปริมาณ EM 5 มิลลิลิตร (0.167%) จะเกิดการเปลี่ยนแปลงก่อนปริมาณ 2 มิลลิลิตร (0.067%), และ 10 มิลลิลิตร (0.33%) ตามลำดับ หลังจากนั้นพบว่า สีของน้ำชะมูลฝอยจะใสขึ้นเรื่อยๆ โดยเฉพาะน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM ในปริมาณ 5 มิลลิลิตร มีความใสกว่าปริมาณอื่นๆ และจะเห็นได้ว่าสีของน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM ในปริมาณน้อยกว่า 0.67% มีความใสกว่าน้ำชะมูลฝอยที่ไม่ได้เติม EM

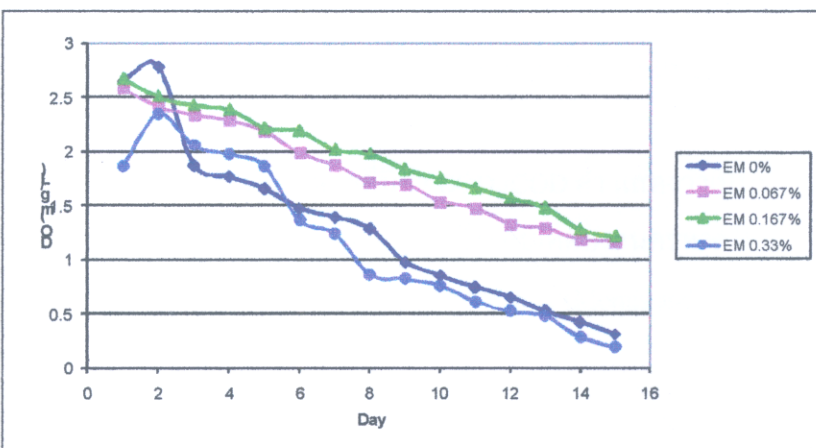
และพบว่าปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ หรือค่า DO จะต่ำลงเมื่อเวลาผ่านไปและมีแนวโน้มในทิศทางเดียวกันในน้ำ EM ทั้ง 3 ชนิด แต่พบว่าปริมาณ DO ที่ตรวจวัดได้โดยเฉลี่ยจากการทดลองชุดที่ 2 จะสูงกว่าค่า DO ของการทดลองในชุดที่ 1 คือมีค่า DO ที่มากกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ในวันสุดท้ายของการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 3-13



รูปที่ 3-13 (a) การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเซ



รูปที่ 3-13 (b) การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM



รูปที่ 3-13 (c) การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ไบโอกีริช

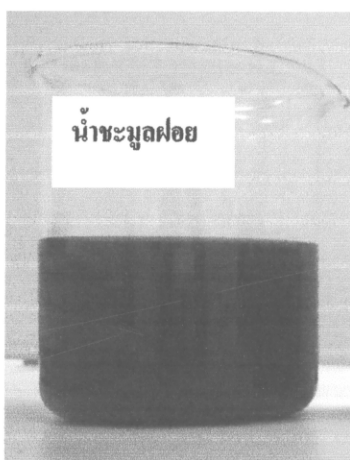
โดยสรุปจากการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา พบว่า คุณภาพของน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM น้อยกว่า 0.67% โดยปริมาตร มีคุณภาพดีกว่า น้ำชะมูลฝอยที่ไม่ได้เติม EM เมื่อสิ้นสุดการทดลอง

3.2.2. เทศบาลนครหาดใหญ่

การทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่เป็นการศึกษาต่อเนื่องจากการผลการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา ซึ่งหาปริมาณน้ำหมักชีวภาพที่เหมาะสมในการบำบัด โดยศึกษาถึงคุณสมบัติโดยละเอียดของน้ำ EM เพื่ออธิบายประสิทธิภาพการบำบัดที่เกิดขึ้น โดยศึกษาเฉพาะน้ำหมักชีวภาพของเทศบาลนครหาดใหญ่ (EM หาดใหญ่) เท่านั้น เพื่อประเมินความเป็นไปได้ในการนำไปใช้งานจริงต่อไป พร้อมทั้งศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตันเพิ่มเติมด้วย

3.2.2.1. ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอย

ลักษณะน้ำชะมูลฝอยที่เก็บมาจากบ่อบำบัดของเทศบาลนครหาดใหญ่ จ. สงขลา มีสีดำคล้ำ ดังรูปที่ 3-14 และมีกลิ่นเหม็นเป็นที่น่ารังเกียจ



รูปที่ 3-14 สีของน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่ก่อนบำบัด

จากลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่มีค่า BOD_5/COD ต่ำ แสดงว่าเป็นน้ำชะมูลฝอยที่ถูกชะออกมาจากหลุมฝังกลบระยะคงตัว (mature phase) หลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่มีการดำเนินการมานานกว่า 5 ปี ทำให้น้ำชะมูลฝอยที่ชะซึมออกมามีลักษณะดังกล่าว (Morais and Zamora, 2005; Badawy and Ali, 2006; Kurniawan *et al.*, 2006c)

3.2.2.2. ลักษณะสมบัติของน้ำหมักชีวภาพ

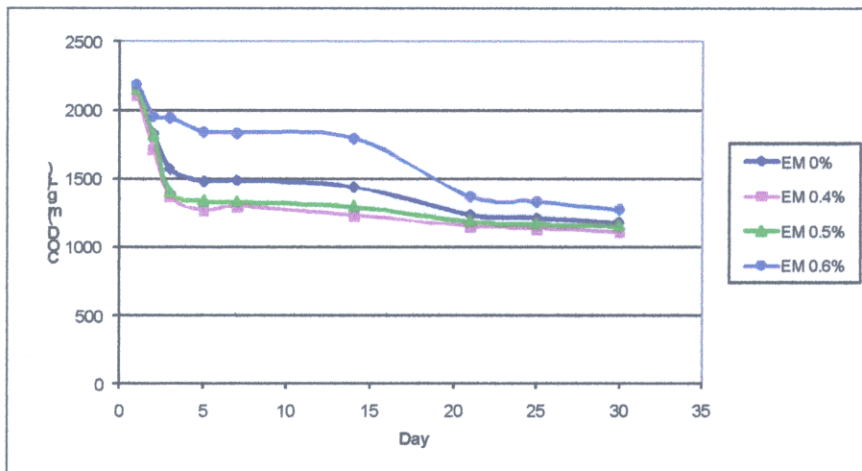
น้ำหมักชีวภาพที่ใช้ในการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่คือ EM หาดใหญ่ ที่ได้จากการเตรียม ณ หลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ง) ซึ่งเป็นของเหลว มีสีน้ำตาล และมีคุณสมบัติดังแสดงในตารางที่ 3-4

ตารางที่ 3-4 ลักษณะสมบัติของน้ำหมักชีวภาพจากเทศบาลนครหาดใหญ่

พารามิเตอร์	EM หาดใหญ่
pH	3.2
BOD ₅ (mg/L)	4,810
COD (mg/L)	68,400
BOD ₅ /COD	0.07
Conductivity (mS/cm)	6.8

3.2.2.3. ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ

จากการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลาพบว่า ควรเติม EM น้อยกว่า 0.67% โดยปริมาตร จึงทำให้คุณภาพน้ำชะมูลฝอยดีกว่าการไม่เติมน้ำ EM ดังนั้น จึงทำการทดลองโดยเติม EM หาดใหญ่ 0.40%, 0.50% และ 0.60% โดยปริมาตร (สัดส่วนแตกต่างจากการทดลองน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา เนื่องจากต้องการเปรียบเทียบผลที่ได้เมื่อเติมที่สัดส่วนอื่นๆ) ซึ่งผลการบำบัดค่า COD ของน้ำชะมูลฝอย ดังแสดงในรูปที่ 3-15



รูปที่ 3-15 การเปลี่ยนแปลงของค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่ชุดที่ 2

รูปที่ 3-15 แสดงให้เห็นว่า ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อมีการเติม EM หาดใหญ่ ในอัตราส่วนน้อยกว่า 0.60 % มีค่าต่ำกว่าค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติม EM ซึ่งสอดคล้องกับผลการบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครสงขลา

ดังนั้น จากการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบทั้ง 2 แห่ง ด้วย น้ำ EM 4 ชนิด ให้ผลการทดลองในรูปแบบเดียวกัน จึงได้ข้อสรุปของการทดลองในช่วงแรกคือ น้ำหมักชีวภาพมีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบชุมชนได้ แต่ต้องเติมในปริมาณที่เหมาะสมเท่านั้น ซึ่งจากการทดลองนี้คือ ควรน้อยกว่า 0.60% โดยปริมาตร แต่อย่างไรก็ตาม ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดแล้ว (ประมาณ 200 - 300 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือประสิทธิภาพในการบำบัดประมาณ 95%) ยังคงสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานการปล่อยน้ำทิ้งอุตสาหกรรมที่ค่า COD ไม่ควรเกิน 120 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งต้องการวิธีการบำบัดอื่นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพ

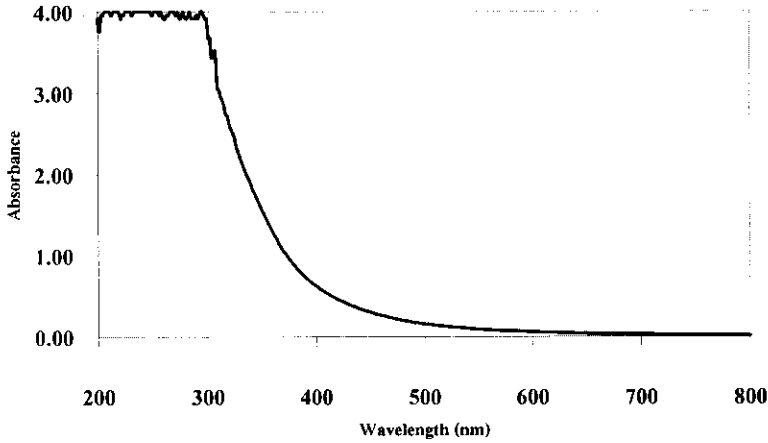
3.3. ผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

จากผลการศึกษาที่ได้การทดลองในระยะแรก พบว่า แม้การเติมน้ำหมักชีวภาพจะสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้ โดยเฉพาะด้านกายภาพ ทำให้สี และ กลิ่น ดีขึ้นในช่วงเวลา 2-3 วันภายหลังการเติม EM แต่ต้องเติมในปริมาณที่เหมาะสมเท่านั้น และอย่างไรก็ตาม คุณภาพของน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัดยังคงสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานการปล่อยน้ำทิ้งอุตสาหกรรม ดังนั้น หัวข้อนี้จึงวิเคราะห์ถึงประสิทธิภาพการบำบัดของ EM ที่เกิดขึ้น โดยใช้กรณีศึกษาของน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่

3.3.1. ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอย

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

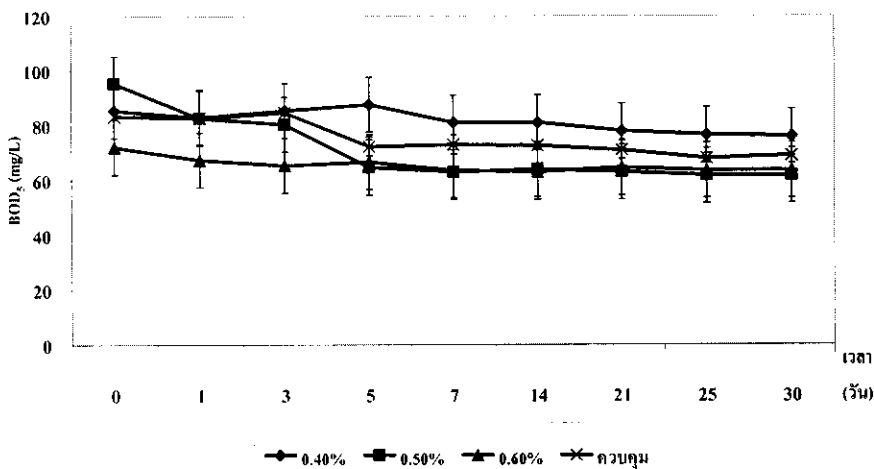
น้ำชะมูลฝอย เป็นน้ำเสียที่มีสีน้ำตาลเข้ม ไปจนถึงดำเข้ม โดยเกิดจากสิ่งจริงในน้ำที่ส่วนใหญ่เป็นสารประกอบอินทรีย์กลุ่มย่อยสลายยาก จำพวกกลุ่มกรดฮิวมิก (humic acid like-substance) และกรดฟุลวิก (fulvic acid like-substance) ซึ่งเป็นกลุ่มสารอินทรีย์ที่พบได้ทั่วไปใน น้ำชะมูลฝอย (Aziz *et al.*, 2007) รวมทั้งในแหล่งน้ำธรรมชาติอื่นๆ และเมื่อวัดค่าการดูดกลืนแสงในช่วงความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร พบว่าไม่พบความยาวคลื่นเด่น (รูปที่ 3-16) ซึ่งมีลักษณะการดูดกลืนแสงเช่นเดียวกันกับการวัดการดูดกลืนแสงของตัวอย่างจากแหล่งน้ำธรรมชาติ ที่มีสีเกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นซากพืช และสัตว์ แต่มีความแตกต่างกับ ผลการวัดการดูดกลืนแสงในน้ำเสียจาก โรงงานอุตสาหกรรมที่ปนเปื้อนสารเคมี หรือ สารพิษเฉพาะอย่าง ทำให้การวัดการดูดกลืนแสงพบความยาวคลื่นเด่น (ลาวัลย์ ศรีพงษ์, 2543)



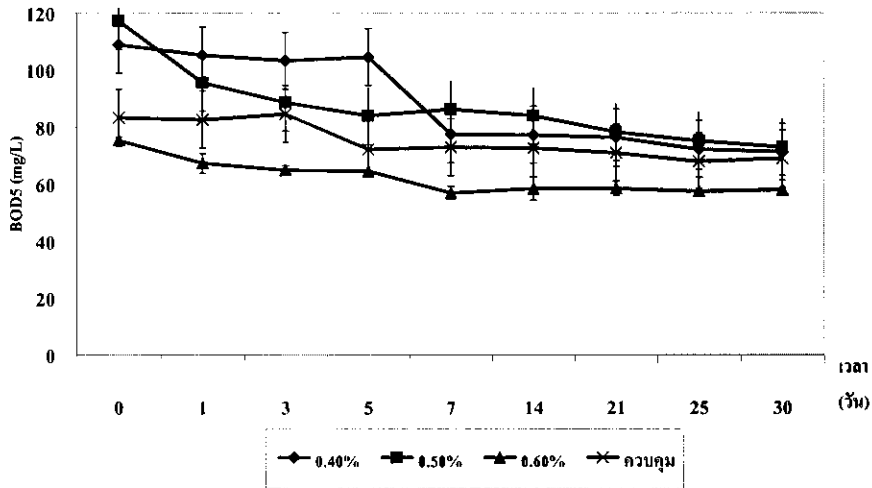
รูปที่ 3-16 การดูดกลืนแสงของน้ำชะมูลฝอยที่ความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร

3.3.2 ประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในระดับห้องปฏิบัติการ

จากการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่ ด้วยน้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด คือ EM คิวเซ และ EM หาดใหญ่ (ตั้งรายละเอียดการหมักใน ภาคผนวก ก) ที่สัดส่วน 0.4, 0.5 และ 0.6% พบว่า ผลการบำบัดค่า BOD_5 เมื่อสิ้นสุดการทดลองระยะเวลา 30 วัน ด้วยการเติม EM คิวเซ สัดส่วน 0.4% มีค่า BOD_5 เฉลี่ยสูงกว่าชุดควบคุม ส่วนการเติม EM คิวเซ สัดส่วน 0.5 % และ 0.6 % มีค่า BOD_5 เฉลี่ยต่ำกว่าชุดควบคุม อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) และจะเห็นได้ว่าการเติม EM คิวเซ ทุกสัดส่วน ค่า BOD_5 มีแนวโน้มลดลงตามระยะเวลาการบำบัดที่เพิ่มขึ้น ดังรูปที่ 3-17 ส่วนประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD_5 โดยการเติม EM หาดใหญ่ ที่สัดส่วน 0.4, 0.5 และ 0.6% พบว่าที่สัดส่วน 0.4 และ 0.5% มีค่า BOD_5 เฉลี่ยสูงกว่าชุดควบคุม ส่วนสัดส่วน 0.6% มีค่าต่ำกว่าชุดควบคุม และไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ ($p > 0.05$) (ตั้งรายละเอียด ภาคผนวก จ)

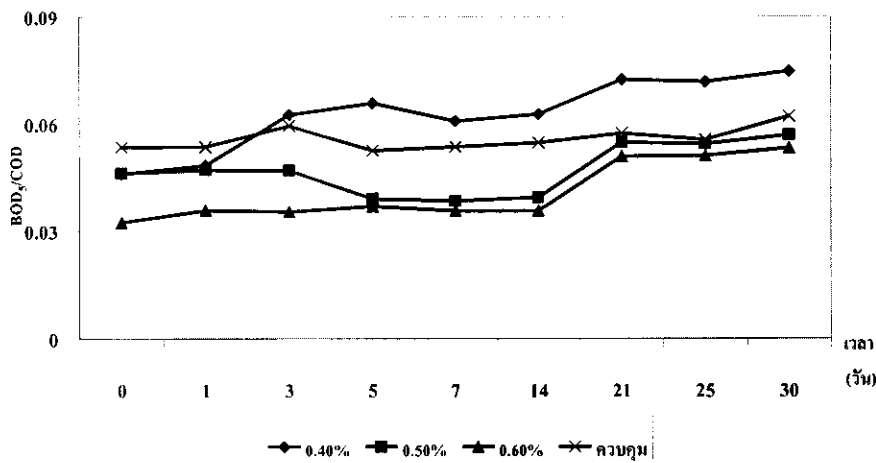


รูปที่ 3-17 (a) ค่า BOD_5 เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM คิวเซ ในสัดส่วนต่างๆ

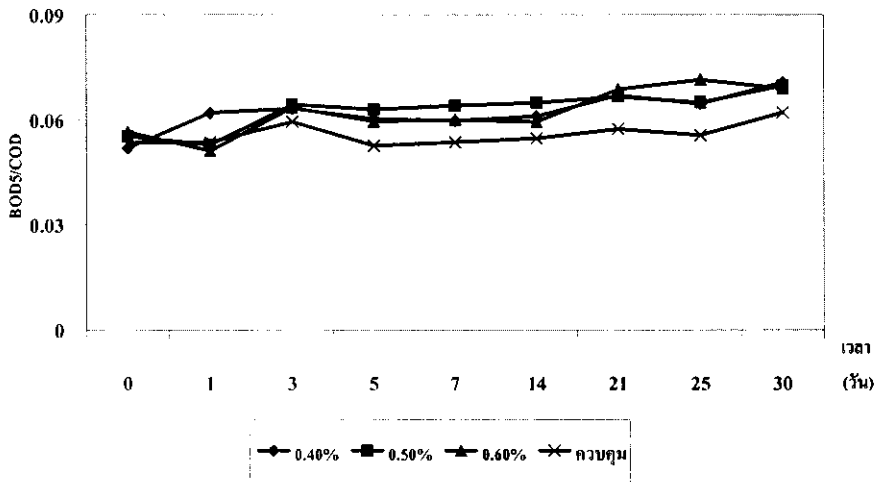


รูปที่ 3-17 (b) ค่า BOD₅ เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM หาดใหญ่ ในสัดส่วนต่างๆ

ส่วนผลการเติมน้ำหมักชีวภาพต่อค่า BOD₅/COD ของน้ำชะมูลฝอยพบว่า การเติมน้ำหมักชีวภาพ ทั้ง 2 ชนิดในทุกสัดส่วน มีผลทำให้แนวโน้มค่า BOD₅/COD ของน้ำชะมูลฝอยสูงขึ้นเพียงเล็กน้อยเท่านั้น แสดงดังรูปที่ 3-18 แต่ยังมีค่าที่ต่ำอยู่มากคือมีค่าประมาณ 0.06 ซึ่งบ่งบอกว่าค่าความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพของน้ำชะมูลฝอยมีค่าต่ำ ทั้งนี้เพราะน้ำชะมูลฝอย เป็นน้ำเสียที่มีลักษณะเฉพาะ คือ มีค่าประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพต่ำ (Badawy and Ali, 2006) ส่วนน้ำหมักชีวภาพเองก็มีค่า BOD₅/COD ต่ำประมาณ 0.06-0.07 เช่นกัน ทำให้การเติมน้ำหมักชีวภาพเพื่อช่วยเพิ่มการย่อยสลายทางชีวภาพจึงไม่ส่งผลดี และยังเป็นการเพิ่มค่าสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย



รูปที่ 3-18 (a) ค่า BOD₅/COD เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM คิวเซ ในสัดส่วนต่างๆ



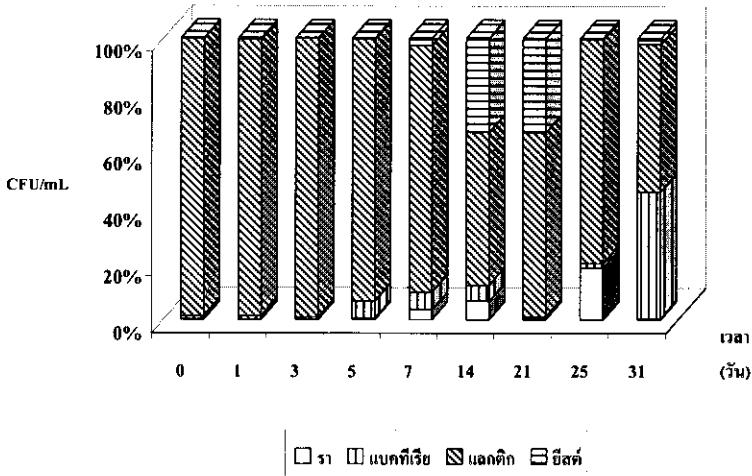
รูปที่ 3-18 (b) ค่า BOD₅/COD เฉลี่ยในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM หาดใหญ่ ในสัดส่วนต่างๆ

ผลการติดตามปริมาณกลุ่มจุลินทรีย์ 4 กลุ่มในน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการเติมน้ำหมักชีวภาพ พบว่า ใน 21 วันแรกของการทดลอง จุลินทรีย์กลุ่มเด่นที่เกิดขึ้นเป็นกลุ่มแลคติกแบคทีเรีย เนื่องจากเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีสัดส่วนสูงที่สุดในน้ำหมักชีวภาพ ดังแสดงในตารางที่ 3-5 ซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่สามารถสร้างกรดอินทรีย์ (สมพงษ์ โอทอง และคณะ, 2547; ชงชัย คัมภีร์ และคณะ, 2539)

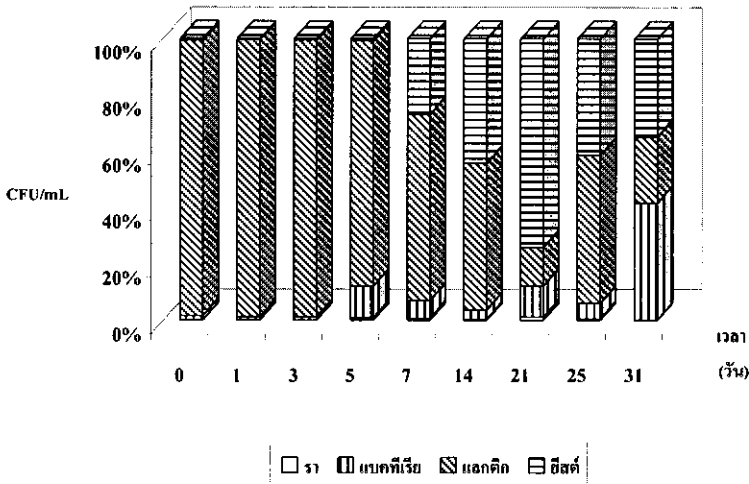
ตารางที่ 3-5 ปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์เฉลี่ยใน EM คิวเซ และ EM หาดใหญ่ (หน่วย CFU/mL)

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

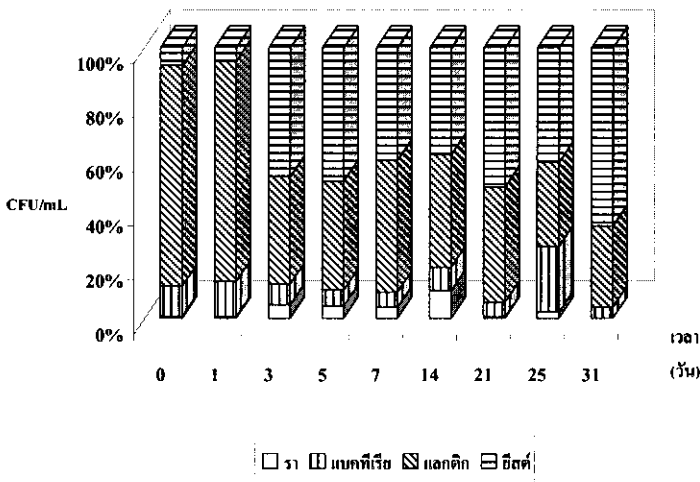
ซึ่งการเติมน้ำหมักชีวภาพมีผลโดยตรงต่อสัดส่วนจุลินทรีย์กลุ่มแลคติกแบคทีเรียที่เพิ่มขึ้น รองลงมาเป็นกลุ่มแบคทีเรียทั่วไป กลุ่มยีสต์และกลุ่มรา ตามลำดับ ดังรูปที่ 3-19 (EM คิวเซ) และ รูปที่ 3-20 (EM นครหาดใหญ่)



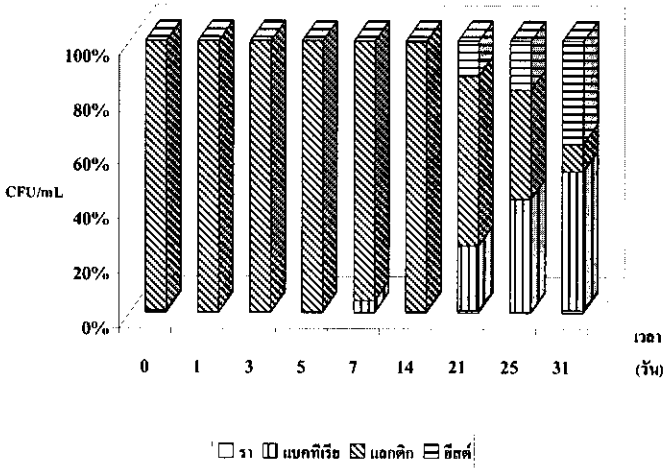
รูปที่ 3-19 (a) ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM คิวเซ 0.4 %



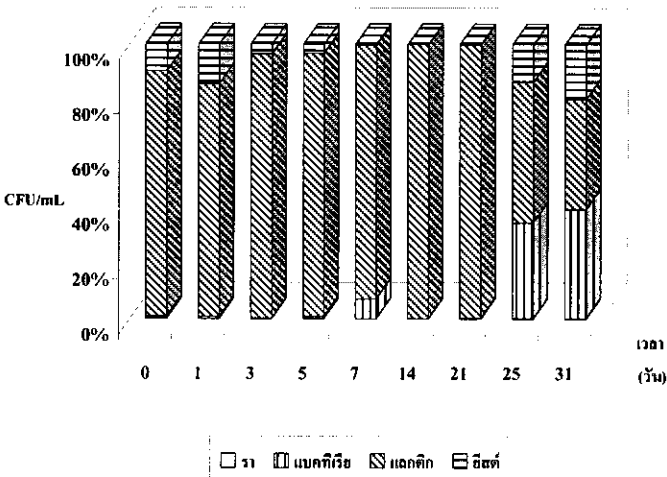
รูปที่ 3-19 (b) ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM คิวเซ 0.5 %



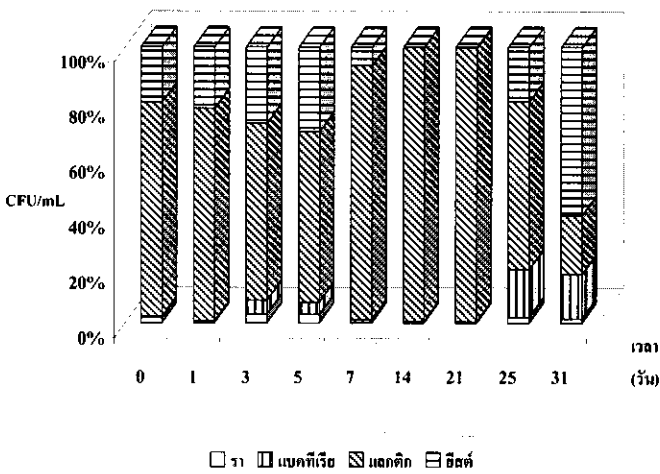
รูปที่ 3-19 (c) ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM คิวเซ 0.6 %



รูปที่ 3-20 (a) ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM หาดใหญ่ 0.4 %

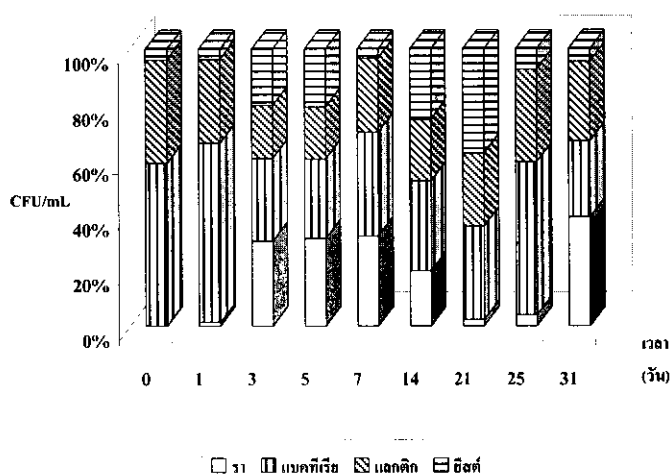


รูปที่ 3-20 (b) ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM หาดใหญ่ 0.5 %



รูปที่ 3-20 (c) ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยที่เติม EM หาดใหญ่ 0.6 %

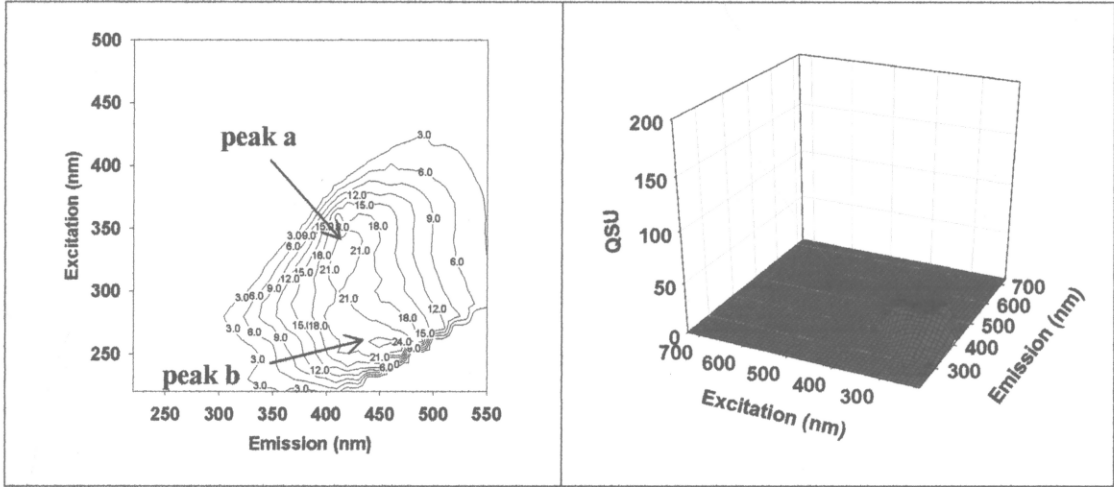
โดยเมื่อทำการทดลองในระยะหลัง สัดส่วนของกลุ่มจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงไป โดยกลุ่มยีสต์ และกลุ่มราเพิ่มปริมาณมากขึ้นทั้งนี้เนื่องจากทำการทดลองในสภาวะปิด ไม่มีการเติมสารอาหาร และอากาศ จุลินทรีย์กลุ่มแบคทีเรียจึงลดปริมาณลง และสภาวะแวดล้อมที่เปลี่ยนไป เอื้อประโยชน์ต่อกลุ่มยีสต์ และกลุ่มราซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการปรับตัวให้เข้ากับสิ่งแวดล้อมได้ดีตามมา โดยในสภาวะแวดล้อมหนึ่งๆ จุลินทรีย์มีอัตราการเจริญเติบโตที่แตกต่างกัน (ดวงพร คັນช โชติ, 2545) ส่วนในชุดควบคุม สัดส่วนจุลินทรีย์กลุ่มเด่นเป็นแบคทีเรีย สัดส่วนรองลงมาเป็นจุลินทรีย์กลุ่มแบคทีเรีย ยีสต์ และราตามลำดับ ดังรูปที่ 3-21



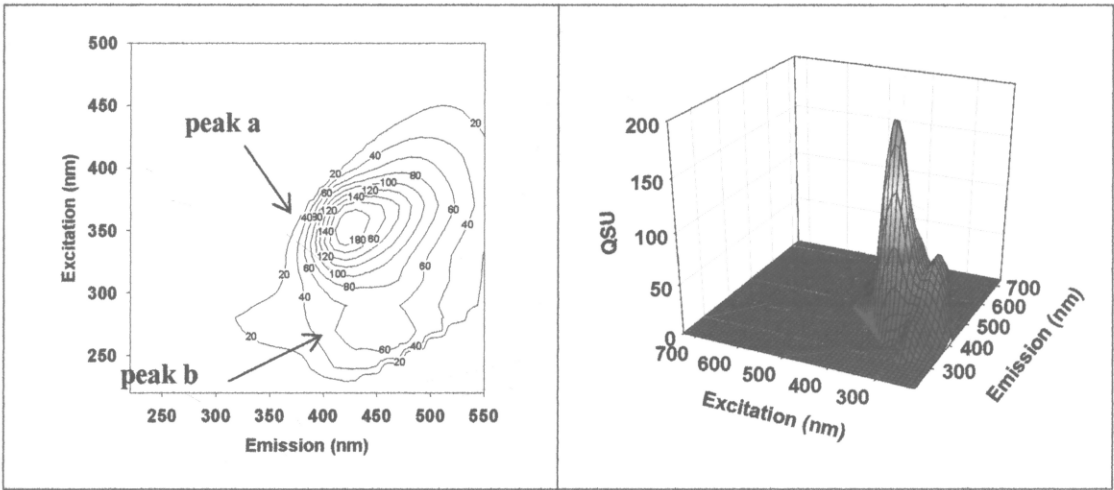
รูปที่ 3-21 ปริมาณสัดส่วนกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยชุดควบคุม (ไม่มีการเติมน้ำหมักชีวภาพ)

ผลการวิเคราะห์กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ โดยใช้เทคนิค FEEM ซึ่งเป็นวิธีการหนึ่งในการตรวจสอบค่ากลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำบางกลุ่มที่สามารถจำแนกได้ ซึ่งสามารถจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำออกเป็น 4 กลุ่ม ได้แก่ กลุ่มกรดฮิวมิก กลุ่มกรดฟูลวิก กลุ่มไทโรซีน และกลุ่มทริปโตเฟน ถูกนำมาใช้ในการทดลองนี้ (Baker and Curry, 2004) โดยพบว่ากลุ่มสารอินทรีย์ที่วัดได้ จะมีความสัมพันธ์กับกลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย ณ ความยาวคลื่นกระตุ้น (excitation wavelength) 220-450 นาโนเมตร และความยาวคลื่นคาย (emission wavelength) 220-600 นาโนเมตร ซึ่งสามารถนำมาประยุกต์ใช้หาค่ากลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยได้ (Morais *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2006)

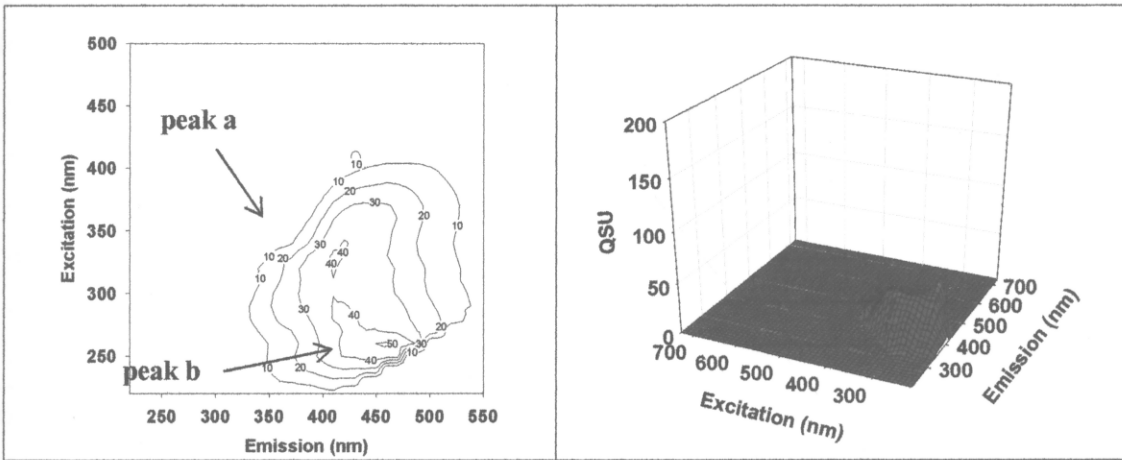
จากการวิเคราะห์กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย ก่อนเติมน้ำหมักชีวภาพ พบว่าการวิเคราะห์ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์สารอินทรีย์ที่พบมีสารอินทรีย์เด่น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มกรดฮิวมิก ณ peak a ที่ความยาวคลื่น 350-370 nm_{Ex}/400-420 nm_{Ex} และกลุ่มกรดฟูลวิก ณ peak b ที่ความยาวคลื่น 240-270 nm_{Ex}/440-470 nm_{Ex} (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ฉ) จากการจำแนกและรวบรวมโดย Chen และคณะ (2003) และ Baker and Curry (2004) และ Musikavong (2007) และ Janhom และคณะ (2009) ดังรูปที่ 3-22



รูปที่ 3-22 (a) ค่า FEEM ในน้ำชะมูลฝอย



รูปที่ 3-22 (b) ค่า FEEM ในน้ำหมักชีวภาพ



รูปที่ 3-22 (c) ค่า FEEM ในน้ำชะมูลฝอยเติมน้ำหมักชีวภาพ

โดยผลการวิเคราะห์หากลุ่มสารอินทรีย์ พบว่ามีความสอดคล้องกับกลุ่มสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ที่พบในน้ำชะมูลฝอย โดยเฉพาะกลุ่ม กรดฟูลวิก และกรดฮิวมิก ซึ่งสารอินทรีย์เหล่านี้เป็นสารอินทรีย์กลุ่มหลักที่พบในน้ำชะมูลฝอยและซึ่งเป็นสารย่อยสลายยาก และทำให้เกิดสีในน้ำชะมูลฝอย (Morias, 2005; Baker and Curry, 2004; Deng and Englehardt, 2006; Lu *et al.*, 2009) จากผลการเปรียบเทียบสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วย EM คิวเซ และ EM หาดใหญ่ โดยน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองเมื่อเจือจาง 100 เท่ามีสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิก และกรดฟูลวิก รวม 45 หน่วยควินินซัลเฟต (Quinine sulfate unit, QSU) และใน EM คิวเซ มีค่า 250 QSU และ EM หาดใหญ่ มีค่า 240 QSU ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าการเติมน้ำหมักชีวภาพ ทั้ง 2 ชนิดส่งผลโดยตรงให้กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเพิ่มสูงขึ้นตามสัดส่วนน้ำหมักชีวภาพ โดยพบว่ามีค่าประมาณ 90-120 QSU ดังแสดง (ตารางที่ 3-6)

ตารางที่ 3-6 ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตำแหน่ง peak a และ peak b ในน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ

ตัวอย่างทดลอง	ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (QSU) ¹		
	ตำแหน่งที่พบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์สูง		ผลรวมค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ตำแหน่ง a และ b
	peak a	peak b	
-น้ำชะมูลฝอยก่อนบำบัด ²	21	24	45
-EM คิวเซ ³	200	50	250
-น้ำหมักชีวภาพเทศบาล ³	180	60	240
-น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ ⁴			
-EM คิวเซ 0.4 %	40 (190.47 %) ⁴	55(229.16) ⁴	95 (211.11) ⁴
-EM คิวเซ 0.5 %	45 214.28 % ⁴	55(229.16) ⁴	100(222.22) ⁴
-EM คิวเซ 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 น้ำชะมูลฝอยเมื่อเติม EM คิวเซ และ EM หาดใหญ่ สัดส่วนต่างๆ (เจือจาง 100 เท่า)

ซึ่งจากการรายงานของ อานันท์ ต้นใจ (2549) พบว่าในน้ำหมักชีวภาพทุกชนิดมีกรดฮิวมิกเป็นองค์ประกอบและมีกรดฮิวมิกอยู่ระหว่าง 0.48-1.07 % สำหรับน้ำหมักชีวภาพจากพืช และ 3.07-4.45 % สำหรับน้ำหมักชีวภาพจากสัตว์ โดยเมื่อพิจารณาควบคู่กับค่า COD BOD₅ และ BOD₅/COD พบว่ามีความสอดคล้องกันคือ การใช้น้ำหมักชีวภาพไม่สามารถบำบัดค่าเหล่านี้ได้แล้ว เมื่อเปรียบเทียบคุณภาพน้ำหลังการบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพพบว่าไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม

จากผลการทดลองการใช้น้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย พบว่าการเติมน้ำหมักชีวภาพไม่สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย และน้ำเสียแหล่งอื่นๆได้ (ยนต์ มุสิก, 2543; เสาวนีย์ สุนทรพิทักษ์, 2539; สมชัย จันทร์สว่าง และสุริยะ สะวานนท์, 2540; นัยนา ศรีชัย และคณะ 2547) ในขณะที่ สมศักดิ์ นุกลอุดมพาณิชย์ (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 ซึ่งการทดสอบด้วยวิธีนี้เป็นการการให้คะแนนความชอบ (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 3-7)

ตารางที่ 3-7 ผลการประเมินความพึงพอใจของกลิ่น และสีในน้ำชะมูลฝอยเมื่อบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ

น้ำหมักชีวภาพ		สัดส่วนการเติมน้ำหมักชีวภาพ						
		0.4 %	0.5 %	0.6 %	ชุดควบคุม	Mean	SD	P-value
คิวซ	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 ($p < 0.05$)

สำหรับกลไกการบำบัดกลิ่นในน้ำชะมูลฝอยมีดังนี้ กลิ่นน้ำชะมูลฝอยนั้นมาจากสารอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile organic compound) ในกระบวนการย่อยสลายด้วยจุลินทรีย์กลุ่ม (heterotrophic bacteria) แบบไร้อากาศซึ่งก่อให้เกิด กลิ่น โดยเฉพาะกลิ่นของก๊าซไข่เน่า (H_2S) และ แอมโมเนีย (Liu *et al.*, 2009; Xia *et al.*, 2009) โดย Zhu (2000) รายงานว่า ช่วง pH ที่เหมาะสมของกลุ่มจุลินทรีย์ย่อยสลายแบบไร้อากาศจะทำงานได้ดีในช่วง pH เป็นกลาง 7 ± 0.5 ดังนั้นการเติมน้ำหมักชีวภาพซึ่งมีค่า pH เป็นกรดประมาณ 3 ± 0.2 จะทำให้สภาพความเป็นกรด-ด่างในน้ำชะมูลฝอยไม่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของกลุ่มจุลินทรีย์ไร้อากาศ จุลินทรีย์กลุ่มนี้จึงทำงานได้น้อยลง ส่งผลให้จุลินทรีย์ผลิตกลิ่นลดลง Mcnevin and Barford (2000) รายงานว่าการลดกลิ่นก๊าซไข่เน่า (H_2S) ต้องลดปริมาณจุลินทรีย์กลุ่มไร้อากาศ โดยการเพิ่มหรือลดค่า pH ในน้ำจะเป็นการลดการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในกลุ่มนี้ ส่งผลให้กลิ่นในน้ำเสียลดลง ประกอบกับในน้ำหมักชีวภาพมีจุลินทรีย์กลุ่ม *Bacillus spp.* เป็นกลุ่มหลัก (สมพงษ์ โธทอง คณะ, 2547) โดย Xia *et al.* (2009) รายงานว่าจุลินทรีย์กลุ่ม (heterotrophic bacteria) ที่พบเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ในการบำบัดกลิ่นจากน้ำเสียปิโตรเคมีเป็นจุลินทรีย์กลุ่มรา Actinomycetes และ Bacillus ฉะนั้นทั้งในส่วนของ pH ที่เปลี่ยนแปลงและกลุ่มจุลินทรีย์น้ำหมักชีวภาพจึงส่งผลให้เกิดกระบวนการบำบัดกลิ่นในน้ำชะมูลฝอยขึ้น

ดังนั้น โดยสรุปพบว่า น้ำหมักชีวภาพมีศักยภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในด้านกายภาพ (สีและกลิ่น) ได้ในระดับดี แต่ศักยภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ยังมีข้อจำกัด เนื่องจากในน้ำหมักชีวภาพประกอบด้วย สารอินทรีย์จำพวก กรดฮิวมิก และกรดฟูลวิก และ เมลาโนออยดิน (melanoidin) ซึ่งย่อยสลายยาก โดยมาจากส่วนประกอบในน้ำหมักชีวภาพและกากน้ำตาลในกระบวนการผลิตน้ำหมักชีวภาพ (Banat *et al.*, 1996) ทำให้ทั้งในน้ำหมักชีวภาพ และน้ำชะมูลฝอยมีค่าความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพต่ำ ประกอบกับจุลินทรีย์ในน้ำหมักชีวภาพอาจขาดความสามารถเฉพาะในการบำบัดสารอินทรีย์ และสภาวะ

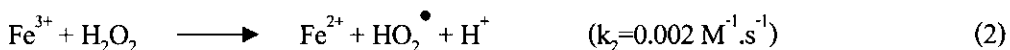
แวดล้อมไม่เหมาะสม จึงทำให้จุลินทรีย์มีปริมาณไม่มากพอที่จะแข่งขันกับจุลินทรีย์ชนิดอื่นที่อยู่ในธรรมชาติ (สุมาลี เหลืองสกุล และคณะ, 2545) และหากเติมน้ำหมักชีวภาพมากเกินไป (จากการศึกษาครั้งที่ไม่ควรเติมน้ำหมักชีวภาพ มากกว่า 0.6% โดยปริมาตร) จะทำให้สารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยมีความเข้มข้นสูงมาก จนก่อให้เกิดการยับยั้งหรือเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ได้ (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2546)

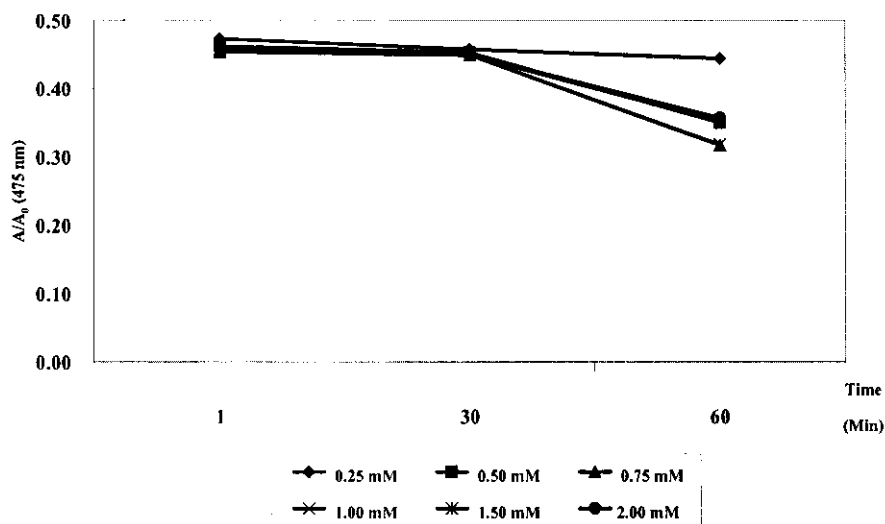
3.4. การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

จากการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพพบว่าไม่สามารถบำบัดค่า COD และ BOD₅ ให้มีค่าต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรมจนสามารถปล่อยออกสู่ธรรมชาติได้ ดังนั้นในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจึงต้องอาศัยวิธีการอื่นๆ ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่มีคุณลักษณะเฉพาะเช่นเดียวกับน้ำชะมูลฝอย คือ มีความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพต่ำ สำหรับปฏิกิริยาเฟนตันเป็นกระบวนการบำบัดทางเคมีวิธีการหนึ่งที่นิยมนำมาบำบัดน้ำชะมูลฝอย และมีประสิทธิภาพสูง (Badawy and Ali, 2006; Deng and Engleharat, 2006; Ma and Xia, 2009) โดยในการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ต้องมีการหาค่าปริมาณความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน [Fe²⁺] และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ [H₂O₂] ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

3.4.1. ผลของความเข้มข้นเฟอร์รัสไอออน [Fe²⁺] เริ่มต้น

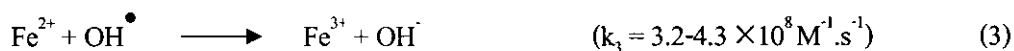
ผลการศึกษาความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนเริ่มต้นต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ โดยการบำบัดกำหนดให้ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงที่เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์ ซึ่งความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอร์รัสไอออนที่ศึกษาเท่ากับ 6 ค่า คือ 0.25, 0.50, 0.75, 1.00, 1.50 และ 2.00 มิลลิโมลาร์ ตามลำดับ แล้วเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย ณ เวลาการทำปฏิกิริยา 1 30 และ 60 นาที และนำไปกรองผ่านแผ่นกรอง GF/C ทันทีเพื่อวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่อง UV-visible Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 200-800 นาโนเมตร เพื่อศึกษาการลดลงของค่าการดูดกลืนแสงและศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ที่ความยาวคลื่น 475 นาโนเมตร เวลาการบำบัด 48 ชั่วโมง จากการทดลองพบว่าการเพิ่มระยะเวลาทำปฏิกิริยาทำให้ค่าการดูดกลืนแสงของน้ำชะมูลฝอยลดลง ดังรูปที่ 3-23 ทั้งนี้เนื่องจากไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) ที่ผลิตออกมาอย่างต่อเนื่องในปฏิกิริยาเฟนตันมีโอกาสดัมผัสกับสารอินทรีย์อย่างทั่วถึง และนานขึ้นดังสมการที่ (1) และ (2)

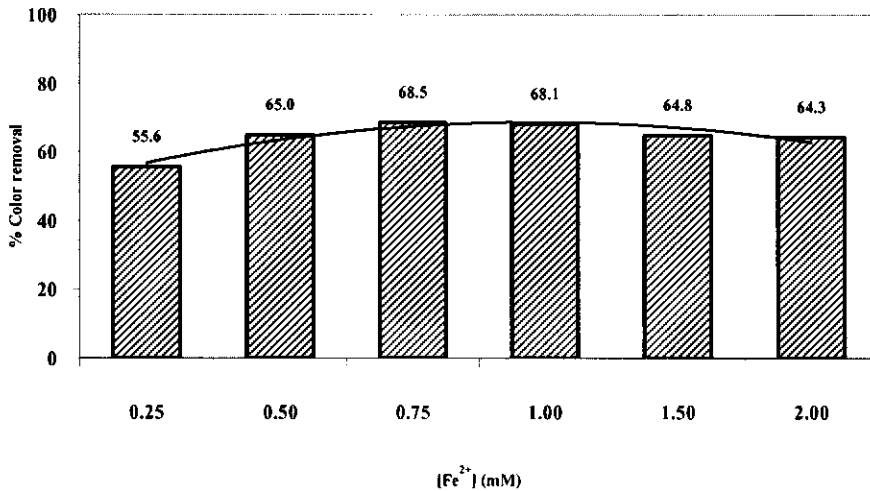




รูปที่ 3-23 ผลการลดลงของค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาต่างๆ ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)

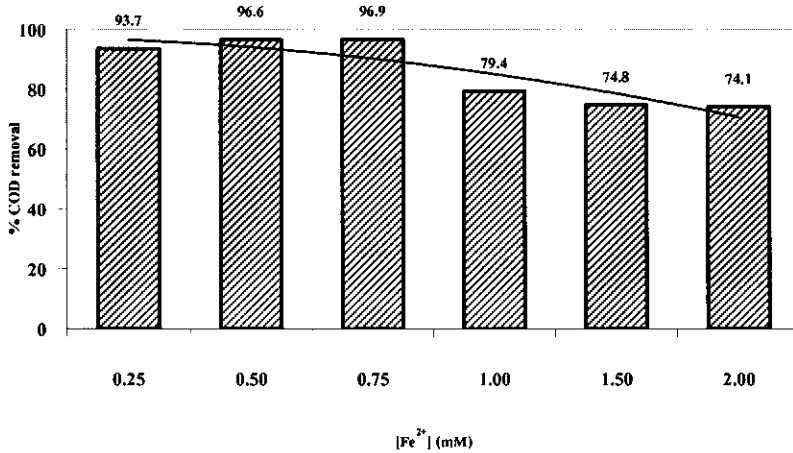
ประสิทธิภาพการบำบัดสี ณ เวลา 60 นาที มีค่าเท่ากับ 55.5, 65, 68.5, 68.1, 64.8 และ 64.3 % ตามลำดับ ดังรูปที่ 3-24 โดยเมื่อความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ มีค่าประสิทธิภาพการบำบัดสีสูงสุดเท่ากับ 68.5 % อย่างไรก็ตามโดยทั่วไปแล้ว การเพิ่มสัดส่วนของเฟอร์รัสไอออน จะส่งผลดีสามารถส่งเสริมให้ประสิทธิภาพบำบัดเพิ่มขึ้นจนถึงระดับหนึ่ง หลังจากนั้นประสิทธิภาพการบำบัดจะลดลง เนื่องจากเฟอร์รัสไอออน และเฟอร์ริกไอออน ทำปฏิกิริยากับไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) และไฮโดรเปอร์ดรอกซิล (OH_2^\bullet) ดังสมการที่ (3) ถึง (5) ทำให้ปฏิกิริยาถูกยับยั้ง ความว่องไวของปฏิกิริยาลดลง จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดด้อยลงไปด้วย (Deng and Englehardt, 2006) สอดคล้องกับการศึกษาในครั้งนี้ที่พบว่า การเพิ่มความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนจาก 0.25-0.75 มิลลิโมลาร์ สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสีเพิ่มขึ้นได้ แต่เมื่อของเฟอร์รัสไอออนเพิ่มขึ้นมากกว่า 0.75 มิลลิโมลาร์ กลับทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสีลดลงเช่นกัน





รูปที่ 3-24 ผลความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอร์รัสไอออนต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่าการดูดกลืนแสง ณ 60 นาที ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)

ผลการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยในรูปค่า COD หลังทิ้งน้ำตัวอย่างทิ้งไว้เป็นระยะเวลา 48 ชั่วโมง เพื่อให้ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) จากปฏิกิริยาเฟนตันเกิดการออกซิเดชันสารอินทรีย์ได้มากขึ้น และเกิดประโยชน์สูงสุด หลังจากนั้นจึงหยุดปฏิกิริยาโดยการใส่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ด้วยการรุ่มน้ำชะมูลฝอยในอ่างควบคุมอุณหภูมิที่ 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 % ตามลำดับ โดยที่เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ สามารถบำบัดค่า COD ได้สูงที่สุด 96.9 % ดังรูปที่ 3-25



รูปที่ 3-25 ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)

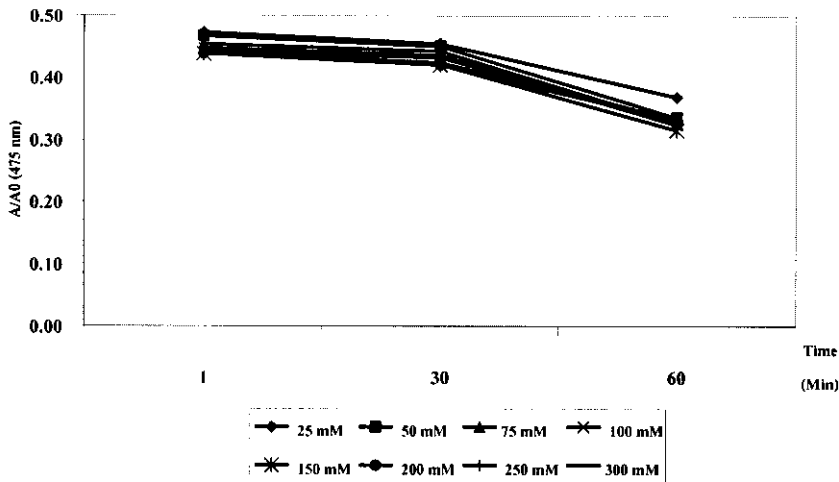
จากการทดลองพบว่าเมื่อความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนเพิ่มขึ้นจาก 0.25 จนถึง 0.75 มิลลิโมลาร์ จะสามารถบำบัดสารอินทรีย์ทั้งในส่วนของการดูดกลืนแสง และค่า COD ได้สูงสุด เนื่องจากสามารถก่อให้เกิดไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ออกมาได้สูงดังสมการที่ (1) หน้า 59 ดังนั้นจึงสามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตามเมื่อความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออนในการทดลองนี้เพิ่มขึ้นสูงกว่า 0.75 มิลลิโมลาร์ เป็นที่น่าสังเกตว่ากลับไม่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดได้ ซึ่งโดยทั่วไปแล้วประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สามารถเพิ่มสูงขึ้นได้เมื่อสัดส่วนเฟอร์รัสไอออนเพิ่มขึ้นจนระดับถึงหนึ่งหลังจากนั้นประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD จะลดลง โดยกลไกการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยปฏิกิริยาเฟนตันมีความซับซ้อนคือเมื่อทำการออกซิเดชันสารอินทรีย์ด้วยไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ในขั้นแรกจะมีการแตกพันธะ (brake down) ให้สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนจำพวกพันธะวงแหวน พันธะคู่ และพันธะเดี่ยวลดลง ให้อยู่ในรูปที่ย่อยสลายง่ายขึ้น หลังจากนั้นไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ที่ผลิตออกมาอย่างต่อเนื่องจากปฏิกิริยาจะออกซิไดซ์สารอินทรีย์ต่อไปจนท้ายที่สุด สารอินทรีย์ในน้ำจะถูกออกซิไดซ์จนกลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ ทำให้เกิดการกำจัดอย่างสมบูรณ์ของปฏิกิริยา (mineralization) (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2546; Kumiawan, 2006a; Primo *et al.*, 2007; Renou *et al.*, 2008)

โดยในส่วนของการบำบัดสีในน้ำนั้นสามารถดำเนินการได้ง่ายกว่าการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดคือเพียงแตกพันธะให้ปริมาณพันธะคู่และพันธะเดี่ยวของสารอินทรีย์ในน้ำลดลง การบำบัดสีในน้ำก็จะเกิดขึ้น (Liu *et al.*, 2007) โดยเป็นที่ทราบกันดีว่าการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยปฏิกิริยาเฟนตันจะเพิ่มขึ้นได้เมื่อเพิ่มสัดส่วนเฟอร์รัสไอออน แต่การเพิ่มระดับของเฟอร์รัสไอออน ที่มากจนเกินกว่าระดับที่เหมาะสมนั้น จะส่งผลเสียทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาจากปฏิกิริยาพบว่าเฟอร์รัสไอออนทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาซึ่งต้องอาศัยสารตั้งต้น คือ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นหลัก ในขณะเดียวกัน

เมื่อเฟอร์รัสไอออนน้อยกว่าระดับที่เหมาะสม จะส่งผลให้ปฏิกิริยาตั้งต้น ไม่สามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคัล (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) ในน้ำหลังทดลองเพิ่มขึ้น (Gogote and Pandit, 2004) ซึ่งจะมีผลทำให้ต้นทุนในการกำจัดตะกอนสูงขึ้นไปด้วย

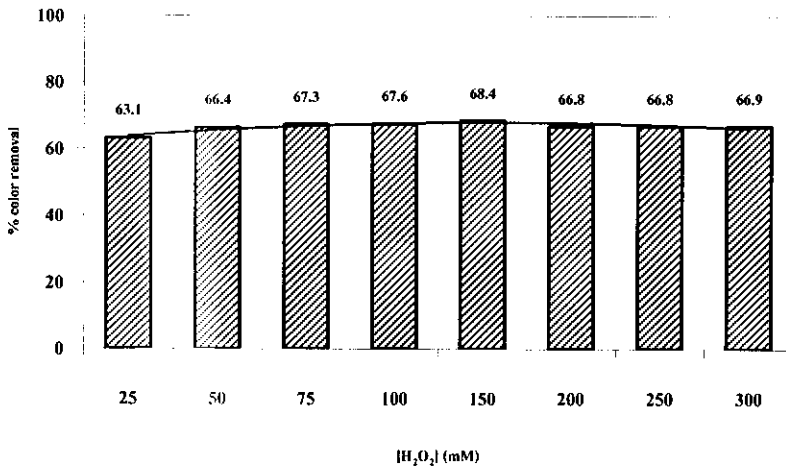
3.4.2. ผลของความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น

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 3-26



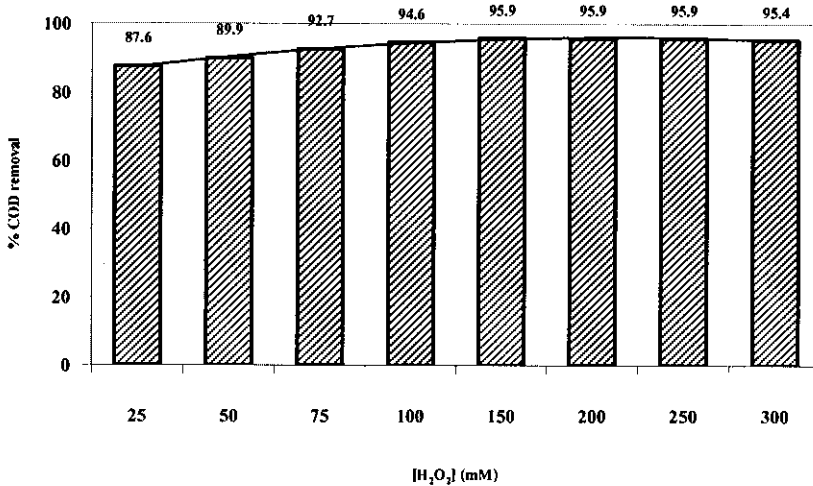
รูปที่ 3-26 ผลการลดลงของค่าการดูดกลืนแสง ณ เวลาต่างๆ (Fe^{2+} เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

จากการทดลองพบว่าความเข้มข้นเริ่มต้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีประสิทธิภาพในการบำบัดสี ณ เวลา 60 นาที เท่ากับ 63.1, 66.4, 67.3, 67.6, 68.4, 66.8, 66.8 และ 66.8 % ตามลำดับ ดังรูปที่ 3-27 โดยเมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ระหว่าง 25-150 มิลลิโมลาร์ มีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสีค่อยๆ สูงขึ้นตามความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ จนกระทั่งค่าประสิทธิภาพการบำบัดสีสูงสุด 68.4 % เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นการส่งเสริมให้ปฏิกิริยาสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ออกมามากขึ้น ดังสมการที่ (1) และ (2) ต่อจากนั้นเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สูงกว่า 150 มิลลิโมลาร์ พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ลดลง เนื่องจากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ปริมาณมากจนเกินไปเกิดการรวมตัวกันของไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และไฮโดรเปอร์ดรอกซิล (OH_2^\bullet) ดังสมการที่ (6) และ (7) รวมทั้งการรวมตัวกันเองของไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) และไฮโดรเปอร์ดรอกซิล (OH_2^\bullet) ดังสมการที่ (8) ถึง (11) ทำให้เกิดการสูญเสียไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ไปโดยเปล่าประโยชน์ เป็นผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดสีลดลง (Deng, 2006; Primo *et al.*, 2007; Hermosilla *et al.*, 2009)



รูปที่ 3-27 ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่าการดูดกลืนแสง ณ 60 นาที ($[\text{Fe}^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

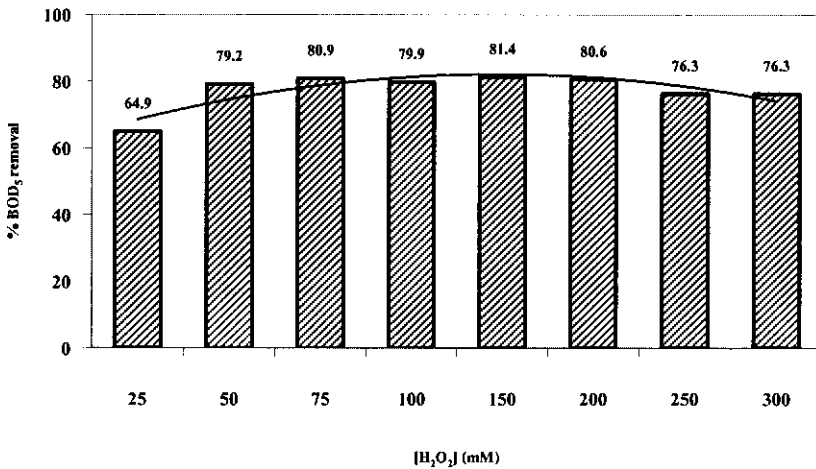
สำหรับการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของค่า COD พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD มีค่าเท่ากับ 87.6, 89.9, 92.7, 94.6, 95.9, 95.9, 95.9 และ 95.4 % ตามลำดับ โดยผลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า COD เมื่อความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นจาก 25 ถึง 150 มิลลิโมลาร์ ส่งเสริมให้ปฏิกิริยาเกิดไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) มากขึ้น ทำให้มีผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพบำบัดค่า COD จึงเพิ่มสูงขึ้นตามลำดับ อย่างไรก็ตามที่ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นมากกว่า 150 มิลลิโมลาร์ กลับส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD คงที่และมีแนวโน้มลดลง ดังรูปที่ 3-28 เนื่องจากปฏิกิริยาไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ที่ผลิตจากปฏิกิริยาน้อยลง ส่งผลให้ความสามารถในการบำบัดค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่ทดลองลดลงตามไปด้วย (Primo *et al.*, 2007; Hermosilla *et al.*, 2009)



รูปที่ 3-28 ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า COD ($[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์ และ $[\text{Fe}^{2+}]$ 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 % ตามลำดับ โดยเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่าเท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ สามารถบำบัดค่า BOD_5 ได้สูงสุด 81.4 % เนื่องจากเป็นสัดส่วนที่สามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) มากที่สุดในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในรูปของค่า BOD_5 ดังรูปที่ 3-29 ซึ่งจะเห็นการบำบัดสี และสารอินทรีย์ในรูปค่า COD และค่า BOD_5 ในน้ำชะมูลฝอยมีความสัมพันธ์ในทิศทางเดียวกัน เนื่องจากสีและสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเกิดจากสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิก เป็นสารอินทรีย์ที่เกิดจากการย่อยสลายของสิ่งมีชีวิตจนไม่สามารถย่อยสลายต่อไปได้ในธรรมชาติ มีโครงสร้างซับซ้อน มีความเป็นโพลีเมอร์สูง ย่อยสลายยาก และมีมวลโมเลกุลสูงประมาณ 5,000-100,000 Delton (Uyguner *et al.*, 2007) ทั้งนี้ ธนกฤต คงทอง (2552) รายงานว่ากลไกการบำบัดสีในน้ำทิ้งโรงงาน

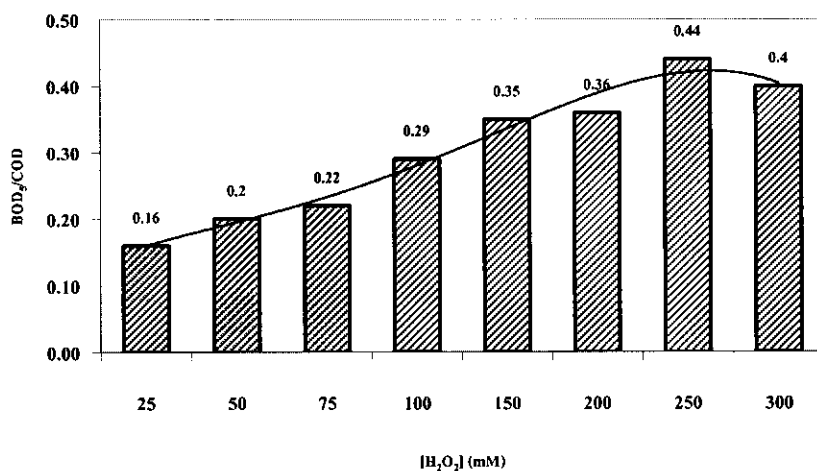
ปาล์มจัดเป็นปฏิกิริยาลำดับที่ 1 (first order reaction) โดยที่เมื่อลดพันธะคู่ และพันธะเดี่ยวลง การบำบัดก็จะเกิดขึ้น ส่วนการบำบัดสารอินทรีย์นั้นจัดเป็นปฏิกิริยาลำดับที่ 2 (second order reaction) จึงต้องใช้ระยะเวลา นานกว่าจนทำให้เกิดการกำจัดอย่างสมบูรณ์ของปฏิกิริยา (mineralization) คือ เปลี่ยนรูปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ออกซิเจน และน้ำ (Zhang, 2005) ในขณะที่ในน้ำชะมูลฝอยมีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากต้องใช้ระยะเวลา นาน ดังนั้นทั้งกลไกการบำบัดและสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยจึงสอดคล้องในทิศทางเดียวกัน



รูปที่ 3-29 ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า BOD₅ ($[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงของค่า BOD₅/COD ซึ่งเป็นค่าที่ใช้ในการประเมินความยาก-ง่ายในการย่อยสลายทางชีวภาพ โดยค่า BOD₅/COD ที่เพิ่มขึ้นบ่งบอกว่าน้ำชะมูลฝอยสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี สำหรับน้ำชะมูลฝอยมีค่า BOD₅/COD ต่ำมากการเพิ่มค่า BOD₅/COD ภายหลังจากการบำบัดจึงเป็นการส่งเสริมให้น้ำชะมูลฝอยย่อยสลายง่ายขึ้นประสิทธิภาพการบำบัดอีกแนวทางหนึ่ง จากการทดลองผลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นมีค่า BOD₅/COD เท่ากับ 0.16, 0.2, 0.22, 0.29, 0.35, 0.36, 0.44, 0.4 ตามลำดับ ดังรูปที่ 3-30 ซึ่งน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองมีค่า BOD₅/COD เท่ากับ 0.07 (บ่งบอกว่าเป็นน้ำชะมูลฝอยที่ย่อยสลายยากมาจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมากกว่า 5 ปี) โดยเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นจาก 25 ถึง 250 มิลลิโมลาร์ ส่งผลให้ค่า BOD₅/COD สูงขึ้น ตามลำดับ และที่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 250 มิลลิโมลาร์ มีค่า BOD₅/COD สูงสุดเท่ากับ 0.44 อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาควบคู่กันทั้งในส่วน of ค่า COD และ BOD₅ พบว่าเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่า 150 มิลลิโมลาร์ มีค่า COD และ BOD₅ คงเหลือน้อยที่สุดและประสิทธิภาพการบำบัดสูงที่สุด อย่างไรก็ตามจากผลที่ได้ อาจเป็นไปได้ว่า ค่า BOD₅ เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่า 150 มิลลิโมลาร์ ค่า BOD₅ ของการทดลองนี้ลดลงต่ำมาก เพราะหลังทำปฏิกิริยาแล้วทิ้งไว้ 48

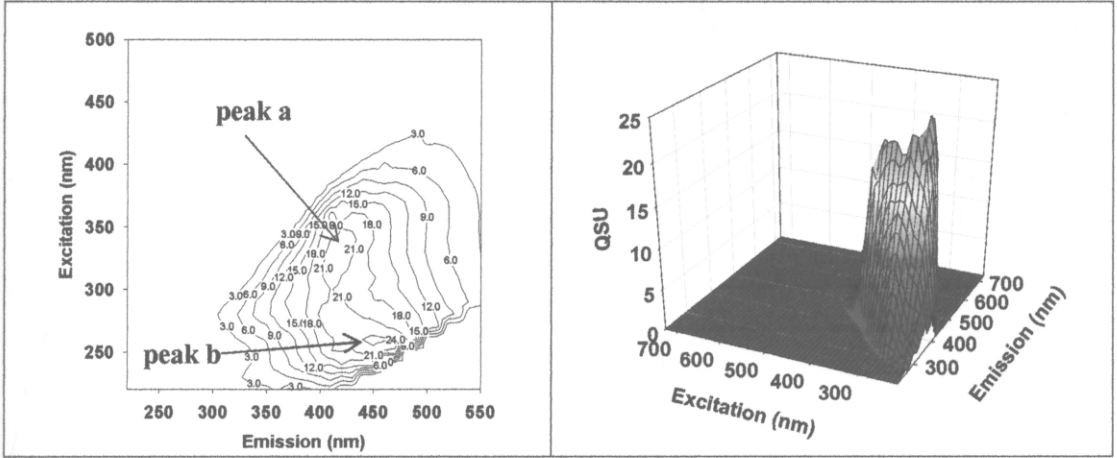
ชั่วโมง ปฏิกริยายังคงสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์อย่างต่อเนื่อง ส่งผลให้ค่า BOD_5 ลดลง ในขณะที่เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สูงกว่า 150 มิลลิโมลาร์ ค่า BOD_5 ซึ่งสามารถย่อยสลายได้ง่ายกว่ามีแนวโน้มลดลง โดยที่ค่า COD จะมีแนวโน้มคงที่เพราะมีสารอินทรีย์ทั้งที่ย่อยสลายได้ง่ายและยากรวมอยู่ จึงส่งผลทำให้ค่า BOD_5/COD เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่า 250 มิลลิโมลาร์ มีค่าสูงขึ้น



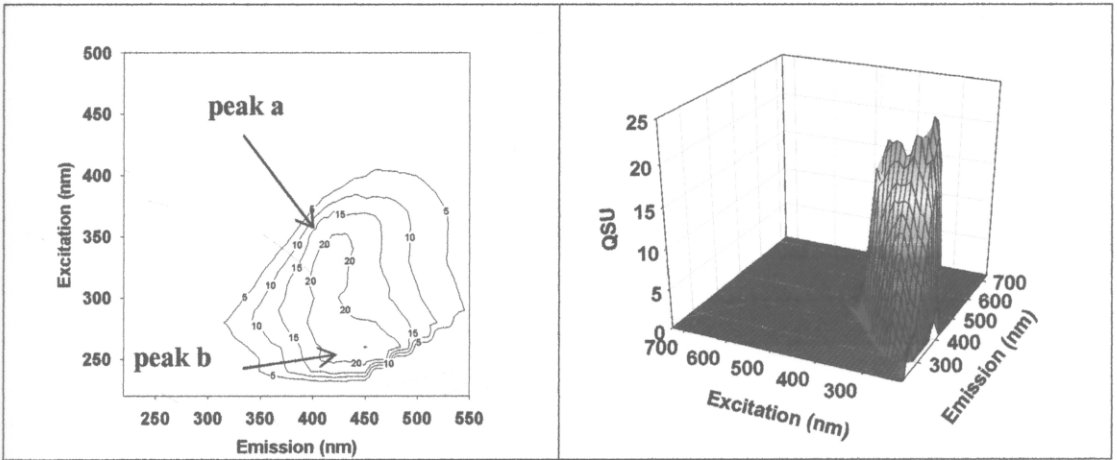
รูปที่ 3-30 ผลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นต่อการบำบัดค่า BOD_5/COD ($[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์ และ $[\text{Fe}^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

ผลการศึกษาค่าความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ต่อการเปลี่ยนแปลงกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำชะมูลฝอยหลังทำปฏิกริยาแล้วทิ้งไว้ 48 ชั่วโมง แล้วนำเฉพาะส่วนใสไปหาค่ากลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำ ด้วยเทคนิค FEEM โดยในการศึกษานี้มีสัดส่วน ($[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$) เท่ากับ 34, 67, 100, 133, 200, 267, 334 และ 400 ตามลำดับ ซึ่งจากผลการทดลอง พบว่าการวิเคราะห์ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์สารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยมีกลุ่มเด่น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มกรดซิวมิก ณ peak a ที่ความยาวคลื่น 350-370 $\text{nm}_{\text{Ex}}/400 \text{ nm}_{\text{Ex}}$ และกลุ่มกรดฟูลวิก ณ peak b ที่ความยาวคลื่น 250-270 $\text{nm}_{\text{Ex}}/440-470 \text{ nm}_{\text{Ex}}$ เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับขอบเขตการจำแนกสารอินทรีย์ putative origin (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ข) 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)

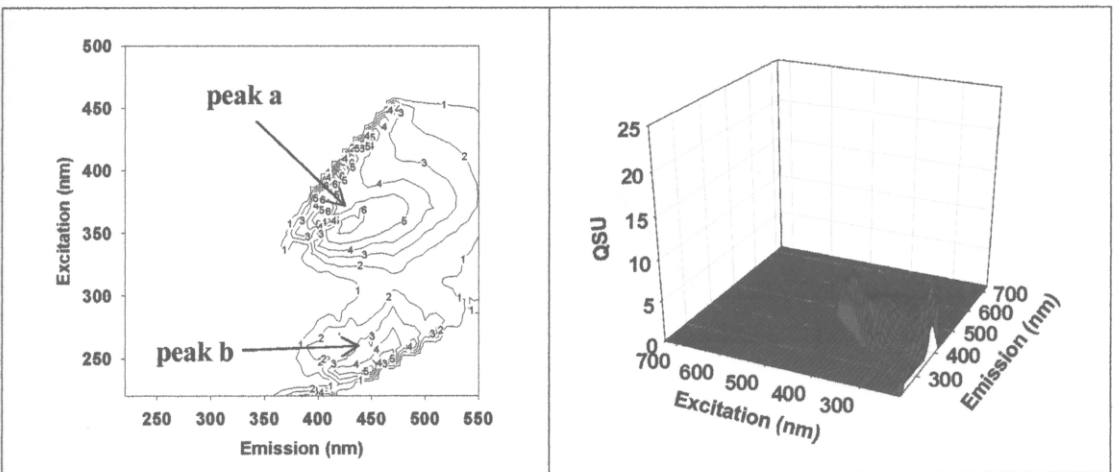
โดยในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบมีการย่อยสลายสารอินทรีย์หลากหลายชนิด จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยเมื่อนำมาวิเคราะห์จึงพบสารอินทรีย์ 2 กลุ่มนี้เป็นปกติ และยังเป็นสารอินทรีย์ที่ทำให้เกิดสีในน้ำชะมูลฝอยอีกด้วย (Janhom, 2009; Lu *et al.*, 2009) ดังรูปที่ 3-31 และ 3-32



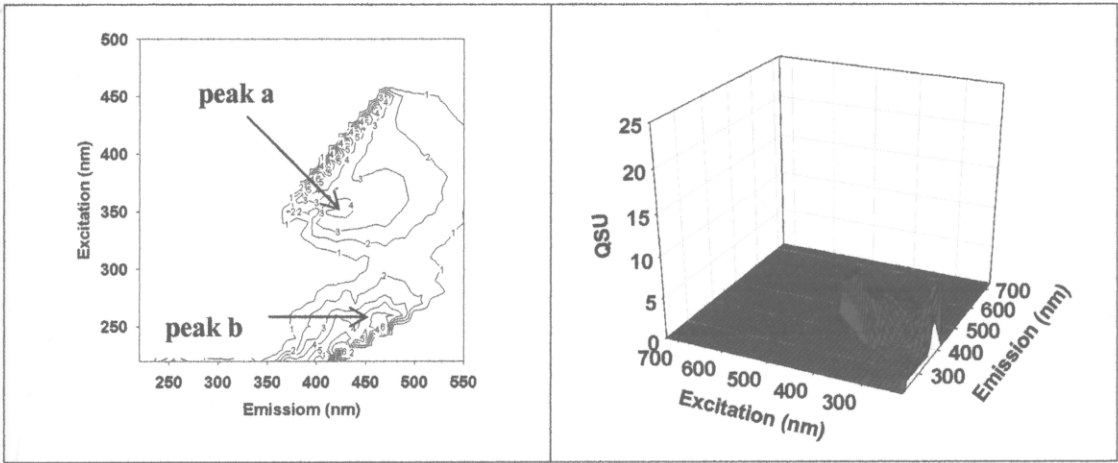
รูปที่ 3-31 ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า



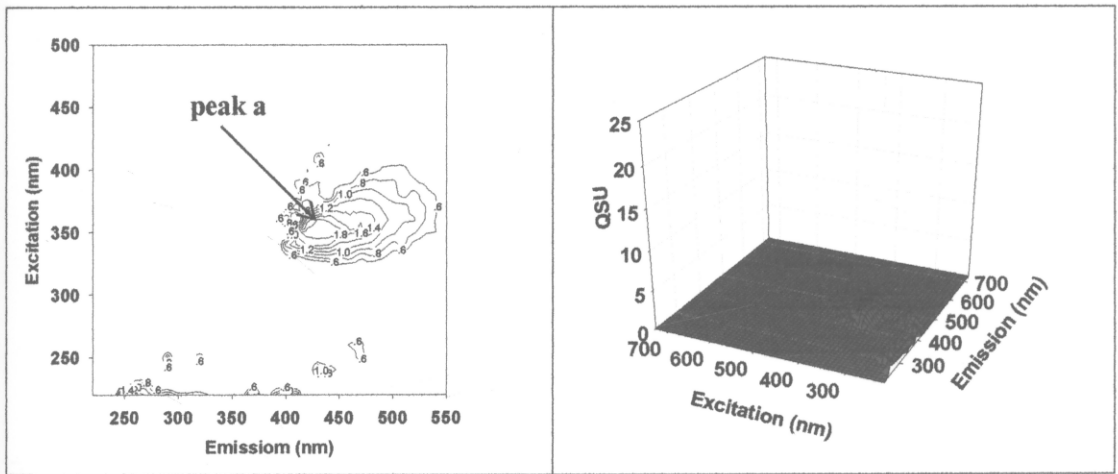
รูปที่ 3-32 (a) ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 25 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



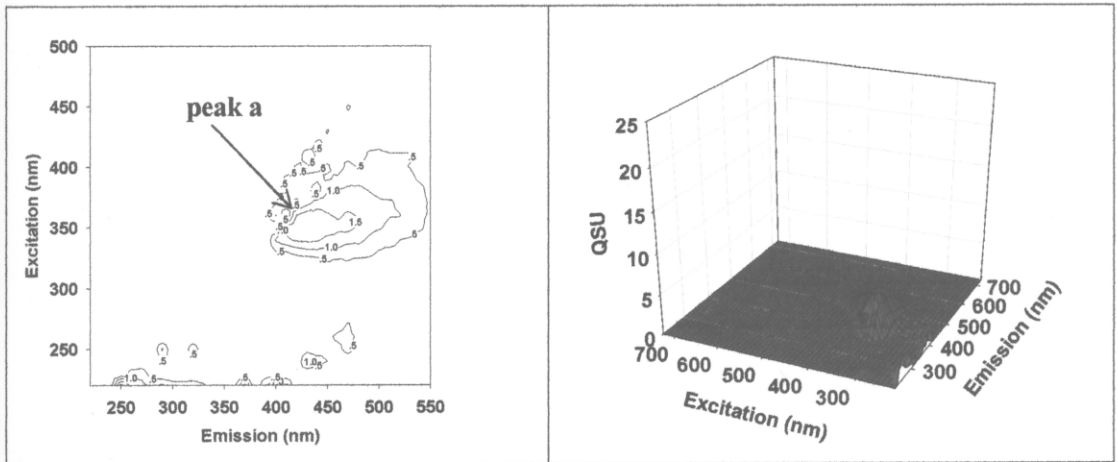
รูปที่ 3-32 (b) ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 50 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



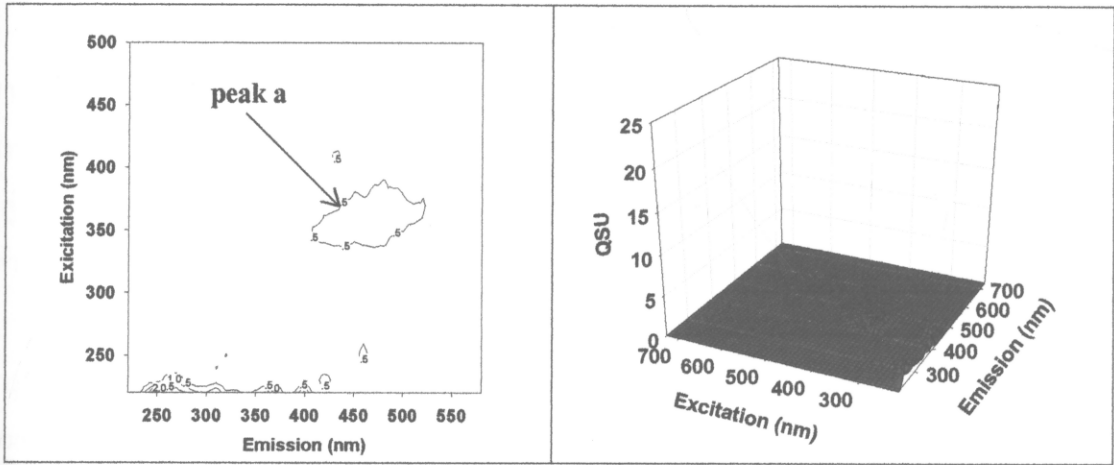
รูปที่ 3-32 (c) ค่า FEEM ของน้ำอะมูโนฟลอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 75 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



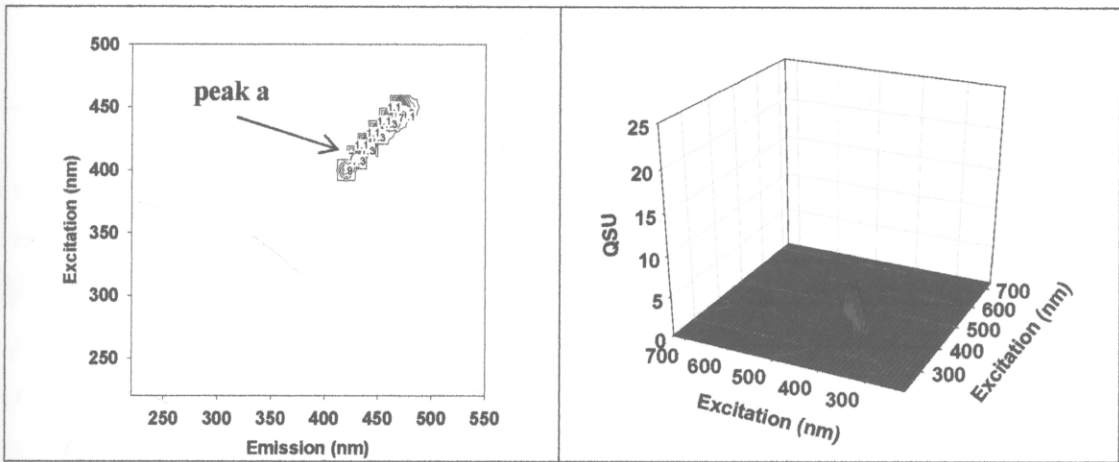
รูปที่ 3-32 (d) ค่า FEEM ของน้ำอะมูโนฟลอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



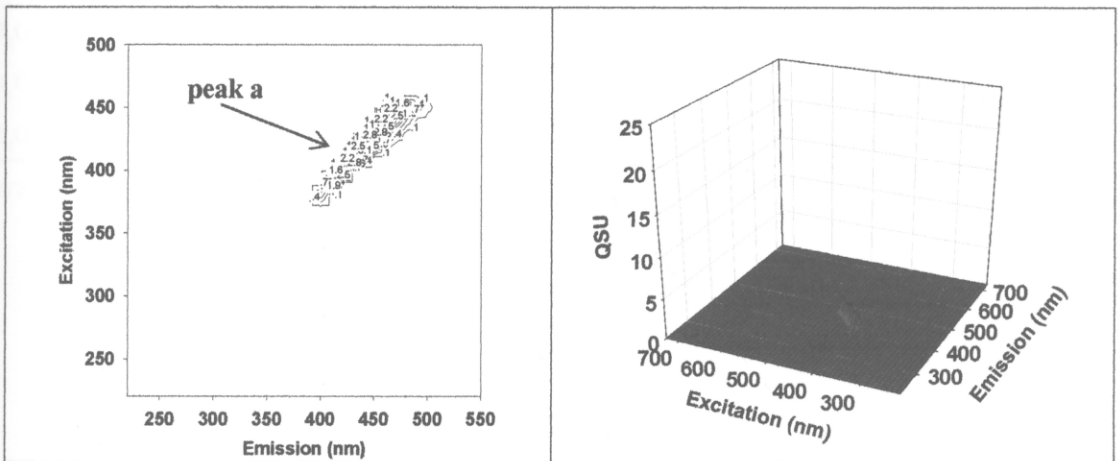
รูปที่ 3-32 (e) ค่า FEEM ของน้ำอะมูโนฟลอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



รูปที่ 3-32 (f) ค่า FEEM ของน้ำอะมูตฟอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 200 มิลลิ โมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิ โมลาร์)



รูปที่ 3-32 (g) ค่า FEEM ของน้ำอะมูตฟอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 250 มิลลิ โมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิ โมลาร์)



รูปที่ 3-32 (h) ค่า FEEM ของน้ำอะมูตฟอย ($[H_2O_2]$ เท่ากับ 300 มิลลิ โมลาร์ กับ $[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิ โมลาร์)

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 และ 400 มีผลให้กลุ่มสารอินทรีย์ที่วิเคราะห์เพิ่มขึ้น ซึ่งค่าการลดลงของกลุ่มสารอินทรีย์ของสารอินทรีย์รวมทั้ง 2 กลุ่ม เท่ากับ 22.2, 75.5, 82.2, 96, 96, 98.8, 97.7, 95.3 % ตามลำดับ ดังตารางที่ 3-8

ตารางที่ 3-8 ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตำแหน่ง peak a และ peak b ในน้ำชะมูลฝอย และ น้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

ตัวอย่างทดลอง	ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (QSU) ¹		
	ตำแหน่งที่พบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์สูง		ผลรวมค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ตำแหน่ง a และ b
	peak a	peak b	
-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; pH 3±0.2 หลังทำปฏิกิริยา 48 ชั่วโมง (ไม่เจือจาง)

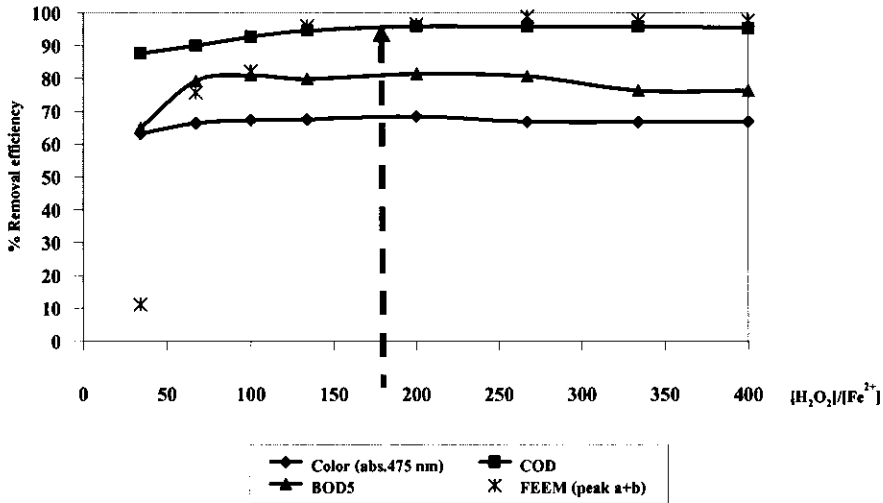
4 % การลดลงของค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์

ดังนั้นจากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าเมื่อสัดส่วนของ ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) มีค่าเท่ากับ 267 (ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 200 มิลลิโมลาร์ และเฟอร์รัสไอออน เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์) สามารถลดความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์รวมได้สูงสุด 98.9 % โดยน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองเมื่อเจือจาง 100 เท่า มีสารอินทรีย์กลุ่มกรดซิวมิก 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 พบว่าสารอินทรีย์ในกลุ่มกรดพุลวิกลดลงจนหมด คงเหลือเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิกในปริมาณเล็กน้อย เนื่องจากสารอินทรีย์กลุ่มกรดพุลวิกมีโครงสร้างที่ซับซ้อน และน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่ากรดฮิวมิก จึงทำให้ย่อยสลายได้ง่ายกว่า ส่วนกรดฮิวมิกซึ่งเป็นสารย่อยสลายยาก (Kurniawan *et al.*, 2006b) จนเมื่อสิ้นสุดการทดลองยังคงพบสารอินทรีย์กลุ่มนี้อยู่บ้างแต่พบในปริมาณน้อย

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 COD และค่า BOD_5 สูงสุด 68.4 % 95.9 % และ 81.4 % ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการบำบัดสีมีค่าต่ำกว่าการบำบัดค่า COD และค่า BOD_5 เนื่องจากประสิทธิภาพการบำบัดสีจะติดตามผลการทดลองภายในระยะเวลา 60 นาที ส่วนประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD และค่า BOD_5 จะติดตามผลการทดลองที่ 48 ชั่วโมง ทำให้ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ที่ผลิตจากปฏิกิริยาเฟนตันสัมผัสกับสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยได้มากและนาน 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 และกรดพุลวิกได้รวม 98.9 % ดังรูปที่ 3-33 เนื่องจาก $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ ที่สูงขึ้นเป็นการเพิ่มสัดส่วน $[H_2O_2]$ เมื่อทำปฏิกิริยาเฟนตันไประยะหนึ่งสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเหลือน้อยลงและสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากเปลี่ยนรูปไปอยู่ในรูปที่ย่อยสลายง่ายขึ้น ทำให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่สูงขึ้นสามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้นสูงขึ้นไปอีก



รูปที่ 3-33 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าประสิทธิภาพการบำบัดในรูปตัวแปรต่างๆ

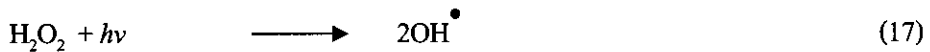
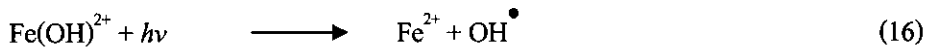
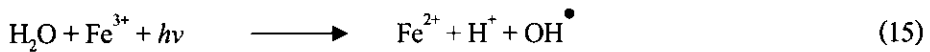
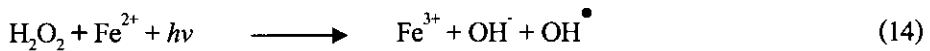
สำหรับน้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองพบว่ามีค่า COD เท่ากับ 166, 135, 98.3, 72, 54.3, 55.3, 56, 61.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และค่า BOD₅ เท่ากับ 36, 22, 21, 21, 19, 19.3, 24, 24.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยเมื่อเปรียบเทียบค่า COD และค่า BOD₅ กับเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภท โรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม ซึ่งกำหนดไว้ว่าค่า COD ต้องมีค่าไม่เกินกว่า 120 มิลลิกรัมต่อลิตรและ ค่า BOD₅ ต้องมีค่าไม่เกินกว่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงสามารถปล่อยน้ำทิ้งเหล่านี้ออกสู่ธรรมชาติได้ โดยปรากฏว่าเมื่อสัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) มีค่ามากกว่า 100 (ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มากกว่า 75 มิลลิโมลาร์ และเฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์) สามารถส่งผลให้ค่า COD ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานจนสามารถปล่อยทิ้งสู่ธรรมชาติได้ แต่เมื่อพิจารณาควบคู่กับค่า BOD₅ ยังมีค่าเกินกว่าระดับที่กำหนดเล็กน้อย โดยเมื่อสัดส่วน ($[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$) เท่ากับ 200 (ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และเฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์) เป็นสัดส่วนสารเคมีน้อยที่สุดที่ส่งผลให้เกิดประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สูง และสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยจนมีค่า COD และ BOD₅ ในระดับต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐาน

และเมื่อคำนวณต้นทุนการบำบัดตามราคาสารเคมีชนิด analysis chemical reagent grade พบว่ามีต้นทุนประมาณ 12,860 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ส่วนเมื่ออนุมานตามราคาสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade พบว่าลดต้นทุนลงเหลือประมาณ 254 บาท ต่อลูกบาศก์เมตร (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ข) แต่เนื่องจากการทดลองน้ำชะมูลฝอยมีสถานะกรดทำให้การปล่อยน้ำหลังการทดลองออกสู่ธรรมชาติอาจส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในธรรมชาติได้ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องปรับค่า pH ของน้ำหลังการทดลองให้อยู่ในระดับที่สามารถปล่อยออกสู่ธรรมชาติได้ ทำให้ต้นทุนในการปรับคุณภาพน้ำอาจเพิ่มขึ้น โดยต้นทุนในการบำบัดตามราคาสารเคมีชนิด analysis chemical reagent grade พบว่ามีต้นทุนประมาณ 13,000 บาท ต่อลูกบาศก์

เมตร และเมื่ออนุมานตามราคาสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade พบว่าสามารถลดต้นทุนลงเหลือประมาณ 259 บาท ต่อลูกบาศก์เมตร

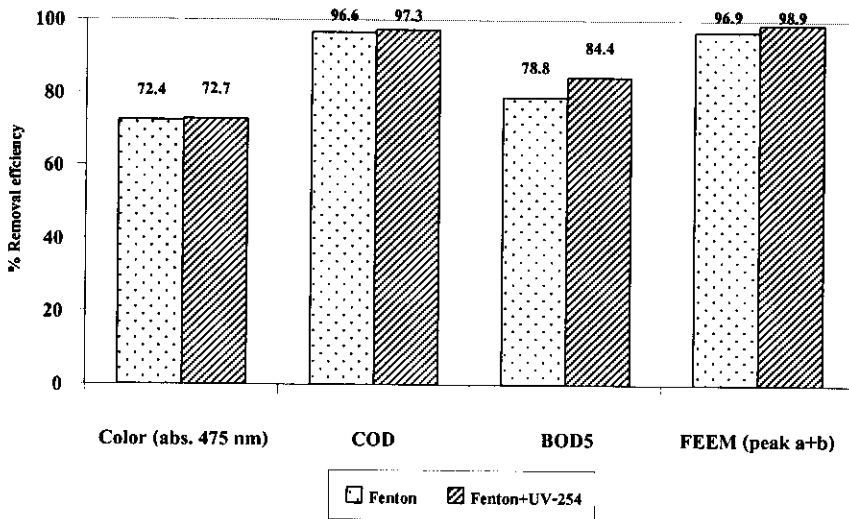
3.4.3. ผลของแสงอุลตราไวโอเลต (Ultraviolet; UV) กับปฏิกิริยาเฟนตัน

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงแสงอุลตราไวโอเลต นับว่ามีการนำมาประยุกต์ใช้ร่วมกับการออกซิเดชันอื่นๆ เช่น โอโซน และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด ในปฏิกิริยาเฟนตันได้นำแสงอุลตราไวโอเลตมาใช้ร่วมด้วย ซึ่งเรียกกระบวนการบำบัดแบบนี้ว่า โฟโตเฟนตัน (Photo-Fenton) โดยแสงอุลตราไวโอเลตที่ใช้สามารถกระตุ้นให้ปฏิกิริยาเฟนตันสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ได้มากและรวดเร็วขึ้น (Primo *et al.*, 2007) ดังสมการที่ (14-18) รวมทั้งแสงอุลตราไวโอเลตยังกระตุ้นให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เกิดไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ได้ดังสมการที่ (17) ขึ้นได้เช่นกัน (Kumiawan, 2006a; Renou *et al.*, 2008; Hermosilla *et al.*, 2009) รวมทั้งแสงอุลตราไวโอเลตยังสามารถกระตุ้นให้เฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) และเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) แยกตัวได้ดีเพิ่มขึ้น ดังสมการที่ (18)



ในการทดลองนี้เป็นการศึกษาเปรียบเทียบ ระหว่างการใช้แสงแสงอุลตราไวโอเลต และไม่ใช้แสงอุลตราไวโอเลต (UV-254) ในปฏิกิริยาเฟนตัน โดยปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการทดลองนี้ คือที่สัดส่วน ($[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$) เท่ากับ 200 โดยมีไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และ เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ (จากประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สูงสุดในการทดลองที่ 3.3.2) ซึ่งจากผลการทดลองพบว่าในปฏิกิริยาเฟนตัน มีประสิทธิภาพการบำบัดสีเท่ากับ 72.4 % และมีประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD, BOD₅, FEEM เท่ากับ 96.6, 78.8, 96.9 %ตามลำดับ และค่า BOD₅/COD เพิ่มขึ้นเป็น 0.33 ส่วนปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 มีประสิทธิภาพการบำบัดสีเท่ากับ 72.7 % โดยประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD, BOD₅, FEEM มีค่าเท่ากับ 97.3, 84.4, 98.9 % ตามลำดับ และสามารถเพิ่มค่า BOD₅/COD เพิ่มขึ้นเป็น 0.39

ผังรูปที่ 3-34



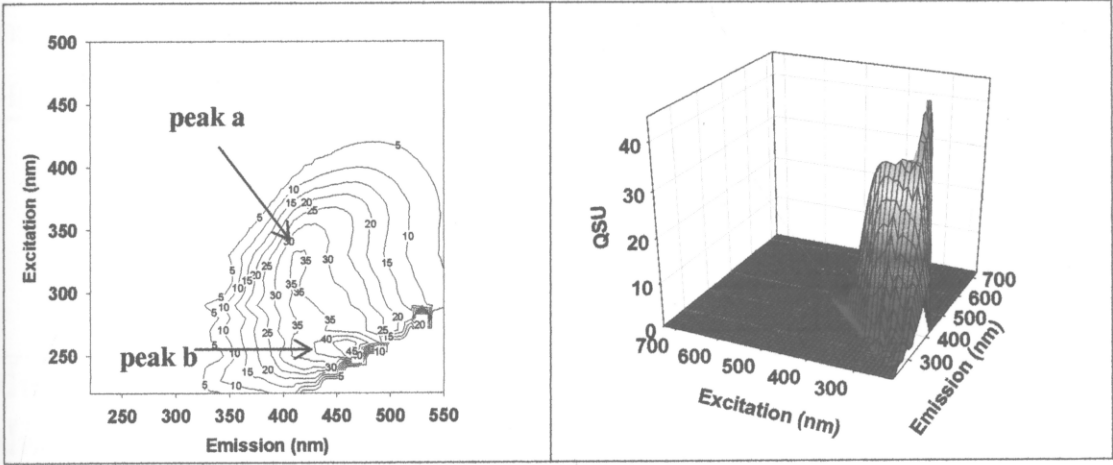
รูปที่ 3-34 ประสิทธิภาพการบำบัดในรูปตัวแปรต่างๆ ของปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน + UV-254 (H_2O_2 เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และ $[\text{Fe}^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าทั้งปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงโดยเมื่อเปรียบเทียบค่า COD และ ค่า BOD₅ กับเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม ซึ่งกำหนดไว้ว่าค่า COD มีค่าได้ไม่เกิน 120 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า BOD₅ มีค่าได้ไม่เกิน 20 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยเมื่อสิ้นสุดการทดลองนี้ ค่า COD มีค่าเท่ากับ 39 และ 31 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนค่า BOD₅ มีค่าเท่ากับ 13.3 และ 12.3 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตะกอนเกิดขึ้นเท่ากับ 211.4 และ 155.5 มิลลิกรัมต่อลิตร) จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองมีค่า COD และ ค่า BOD₅ ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐาน และสามารถปล่อยสู่ธรรมชาติได้ อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบระหว่างปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 พบว่าการใช้แสงอุลตราไวโอเลต (UV-254) ส่งผลดีต่อประสิทธิภาพการบำบัดในทุกพารามิเตอร์ เนื่องจากแสงอุลตราไวโอเลต สามารถส่งเสริมให้ปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 สามารถผลิตไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ออกมาได้มากกว่าปฏิกิริยาเฟนตันที่ไม่ใช้แสง (Primo *et al.*, 2007; Hermosilla *et al.*, 2009)

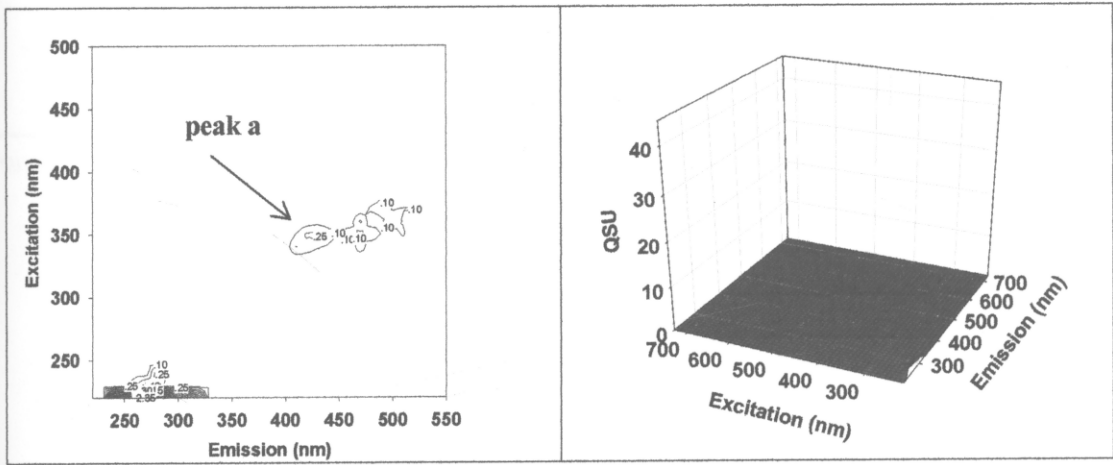
โดยสาเหตุที่ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ระหว่างปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 ในการทดลองนี้มีประสิทธิภาพแตกต่างกันเล็กน้อย อาจเป็นเพราะระยะเวลาที่น้ำชะมูลฝอยสัมผัสแสงอุลตราไวโอเลตไม่นานเพียงพอ หรือกำลังของเครื่องกำเนิดแสงน้อย (Sarasa *et al.*, 2006; Hermosilla *et al.*, 2009) รวมทั้งความขุ่นในน้ำชะมูลฝอยอาจรบกวนการส่องแสงในน้ำชะมูลฝอย (Zhang, 2006) ซึ่งในการทดลองนี้มีได้วิเคราะห์ค่าของแข็งละลายน้ำ (Total dissolve solid, TDS) ในน้ำชะมูลฝอยจึงส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง และจากการเปรียบเทียบระหว่างปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 ทำให้เห็นได้ว่าการนำแสงอุลตราไวโอเลตมาประยุกต์ใช้ร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตันจะสามารถเพิ่ม

ประสิทธิภาพการบำบัดได้ แต่ทั้งนี้อาจไม่มีความจำเป็นในการนำมาใช้เพราะประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยนั้นเป็นการเพิ่มต้นทุนการบำบัด สำหรับการใช้อนุรักษวิทยาเพนตันให้เกิดประสิทธิภาพสูงนั้นอาจต้องมีการบำบัดด้วยกระบวนการอื่นๆ โดยเฉพาะการบำบัดในขั้นต้น (Pretreatment) มาประยุกต์ใช้ร่วมด้วย โดย Badawy and Ali (2006) รายงานว่าการใช้เฟอร์ริกคลอไรด์เป็นสารตกตะกอนร่วมกับอนุรักษวิทยาเพนตันสามารถบำบัดสีในน้ำชะมูลฝอยได้ 100 % และค่า COD 90 % สอดคล้องกับ Ma and Xia (2009) ที่รายงานว่าการใช้เฟอร์ริกซัลเฟตเป็นสารตกตะกอนร่วมกับอนุรักษวิทยาเพนตันสามารถบำบัดสีในน้ำชะมูลฝอยได้ 86.4 % ค่า COD 92.4 % และค่า SS 87.2 % ดังนั้นการที่น้ำชะมูลฝอยผ่านการบำบัดในขั้นต้น ด้วยสารตกตะกอน นอกจากเป็นการลดต้นทุนแล้วยังทำให้เมื่อน้ำชะมูลฝอยเข้าสู่การบำบัดด้วยอนุรักษวิทยาเพนตันเกิดประสิทธิภาพดีขึ้นตามมา

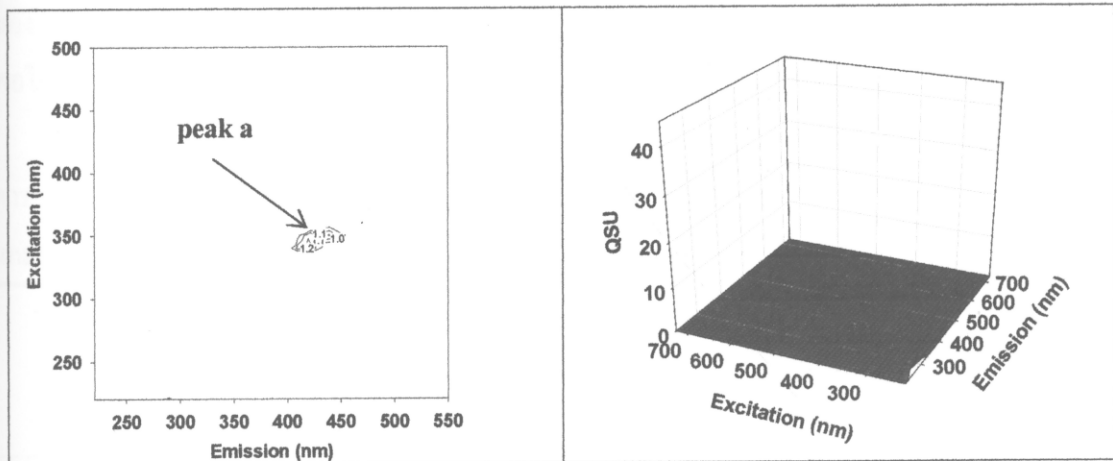
ผลการศึกษาอิทธิพลของแสงอุลตราไวโอเลตในอนุรักษวิทยาเพนตัน ต่อการเปลี่ยนแปลงกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำชะมูลฝอยหลังทำอนุรักษวิทยา 48 ชั่วโมง แล้วนำส่วนใสวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FEEM ซึ่งจากผลการทดลอง พบว่าการวิเคราะห์ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์สารอินทรีย์ที่พบมีสารอินทรีย์เด่น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มกรดฮิวมิก (humic acid-like substance) ณ peak a ที่ความยาวคลื่น ($350-370 \text{ nm}_{\text{Ex}}/400 \text{ nm}_{\text{Ex}}$) และกลุ่มกรดฟุลวิก (fulvic acid-like substance) ณ peak b ที่ความยาวคลื่น ($250-270 \text{ nm}_{\text{Ex}}/440-470 \text{ nm}_{\text{Ex}}$) (ตั้งรายละเอียด ภาคผนวก ข) จากการจำแนกและรวบรวมโดย Chen และคณะ (2003) และ Baker and Curry (2004) และ Musikavong *et al* (2007) และ Janhom และคณะ (2009) โดยน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองมีสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟุลวิก และกรดฮิวมิก ปริมาณรวมสูง 80 หน่วยควินินซัลเฟต (Quinine sulfate unit, QSU) ซึ่งหลังทำอนุรักษวิทยาเพนตันแล้วสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟุลวิกลดลงทั้งหมด ส่วนกลุ่มกรดฮิวมิกคงเหลือมีค่าเท่ากับ 2.5 QSU คิดเป็นสัดส่วนการลดลงของค่ากลุ่มสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟุลวิก และกรดฮิวมิกรวมเท่ากับ 96.9 % ส่วนในอนุรักษวิทยาเพนตัน+UV-254 พบว่ากลุ่มกรดฟุลวิกลดลงทั้งหมดเช่นกัน และคงเหลือสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิกเท่ากับ 1.2 QSU คิดเป็นสัดส่วนการลดลงของค่ากลุ่มสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟุลวิก และกรดฮิวมิกรวมเท่ากับ 98.5 % ดังรูปที่ 3-35 และ ตารางที่ 3-9 เนื่องจากสารอินทรีย์กลุ่มกรดฟุลวิกมีโครงสร้างที่ซับซ้อนและน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่ากรดฮิวมิกจึงสามารถบำบัดได้ง่ายกว่า และถึงแม้ว่าอนุรักษวิทยาเพนตัน+UV-254 จะมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง แต่ก็ไม่สามารถบำบัดสารอินทรีย์กลุ่มกรดฮิวมิกซึ่งย่อยสลายยากให้หมดไปได้



รูปที่ 3-35 (a) ค่า FEEM ของน้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า



รูปที่ 3-35 (b) ค่า FEEM ของปฏิกิริยาเฟนตัน



รูปที่ 3-35 (c) ค่า FEEM ของปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254

ตารางที่ 3-9 ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่ตำแหน่ง peak a และ peak b ในน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วย
ปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254

ตัวอย่างทดลอง	ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (QSU) ¹		
	ตำแหน่งที่พบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์สูง		ผลรวมค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ตำแหน่ง a และ b
-น้ำชะมูลฝอยก่อนบำบัด ²	peak a	peak b	Total
-น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ³	35	45	80
- ปฏิกิริยาเฟนตัน ³			
- ปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 ³	2.5 (92.8 %) ⁴	-	2.5 (96.9 %) ⁴
	1.2 (96.6 %) ⁴	-	1.2 (98.5 %) ⁴

หมายเหตุ 1 Quinine sulfate unit
2 น้ำชะมูลฝอยเจือจาง 100 เท่า
3 ([H₂O₂] เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ และ [Fe²⁺] เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์); pH 3±0.2 หลังทำปฏิกิริยา 48 ชั่วโมง (ไม่เจือจาง)
4 % การลดลงของค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์

โดยผลการทดสอบการให้คะแนนระดับความพึงพอใจของสี และกลิ่นน้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 พบว่าน้ำชะมูลฝอยเดิมมีคะแนนระดับความพึงพอใจของกลิ่น และสี ในระดับ พึงพอใจน้อย ซึ่งหลังทำการทดลองทั้ง 2 แบบสามารถเพิ่มคะแนนระดับความพึงพอใจได้ เป็นระดับพอใจมาก ดังตารางที่ 3-10

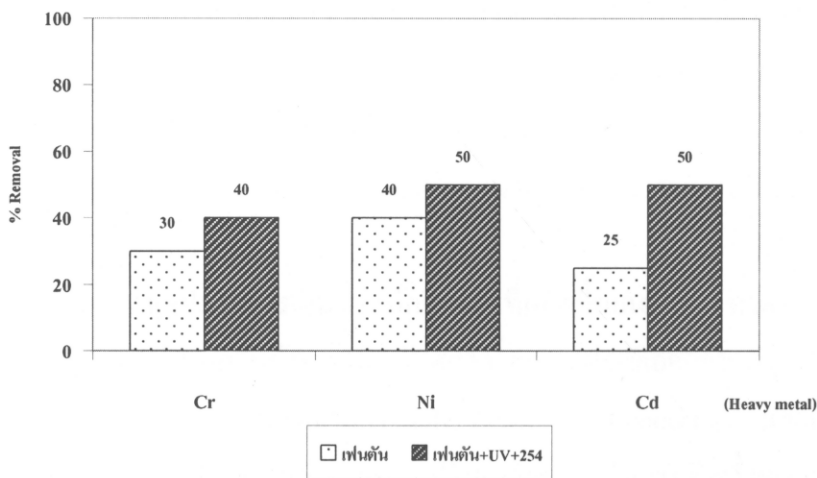
ตารางที่ 3-10 ผลการประเมินความพึงพอใจต่อกลิ่น และสีของน้ำชะมูลฝอย เมื่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254

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) นิกเกิล (Ni) และแคดเมียม (Cd) เนื่องจากเป็นโลหะหนักปนเปื้อนที่พบได้บ่อยในน้ำชะมูลฝอย ด้วยเทคนิค Inductive Coupled Plasma Spectroscopy (ICP) จากผลการวิเคราะห์พบว่า น้ำชะมูลฝอยก่อนทดลอง ปริมาณโครเมียมมีค่า 0.05 มิลลิกรัมต่อลิตร นิกเกิลมีค่า 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และแคดเมียมมีค่า 0.02 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน มีค่าโครเมียม นิกเกิล 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 จากผลการทดลอง จะเห็นได้ว่าทั้งปฏิกิริยาเฟนตัน และปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 สามารถบำบัดโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยได้ (Qu *et al.*, 2008; Pi *et al.*, 2009)

โดยในปฏิกิริยาเฟนตัน มีประสิทธิภาพการบำบัดค่าโลหะหนักทั้ง 3 ชนิดเท่ากับ 30, 40 และ 25 % ส่วนในปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 มีประสิทธิภาพเพิ่มสูงขึ้นเป็น 40, 50 และ 50 % ดังรูปที่ 3-36 และตารางที่ 3-11 เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบการทดลองทั้ง 2 แบบจะเห็นได้ว่าปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 มีประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักสูงกว่าสอดคล้องกับในการบำบัดค่า COD ค่า BOD₅ และ FEEM เมื่อพิจารณาร่วมกับน้ำชะมูลฝอยก่อนทดลองซึ่งเห็นได้ว่าทั้งก่อนและหลังการทดลองมีปริมาณโลหะหนักต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม กำหนดไว้ เนื่องจากลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่ศึกษาเป็นน้ำชะมูลฝอยคองตัว ซึ่งมีค่าการปนเปื้อนโลหะหนักโดยทั่วไปต่ำ (Qu *et al.*, 2008) และเมื่อพิจารณาควบคู่กับผลการทดลองในข้างต้น จึงเป็นการยืนยันว่าน้ำชะมูลฝอยหลังการทดลองสามารถปล่อยออกธรรมชาติได้ และมีความปลอดภัยมีโลหะหนักตกค้างในระดับที่ไม่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ และสิ่งแวดล้อม



รูปที่ 3-36 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันและปฏิกิริยาเฟนตัน+ UV-254

ตารางที่ 3-11 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

3.5. แนวทางการบำบัดและจัดการน้ำชะมูลฝอยแบบองค์รวม: กรณีศึกษาเทศบาลนครหาดใหญ่

ระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนครหาดใหญ่ในปัจจุบันเป็นระบบบ่อปรับเสถียร ซึ่งเป็นวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่นิยมใช้ในประเทศไทย (สายชล มือขุนทด, 2546) ประกอบด้วยแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 และบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 ซึ่งน้ำชะมูลฝอยที่ชะซึมออกมาจากหลุมฝังกลบจะถูกรวบรวมลงสู่แอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย จากนั้นจะถูกส่งต่อไปยังบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 ซึ่งมีขนาด $20 \times 40 \times 2$ เมตร (ความจุ 1,600 ลูกบาศก์เมตร) มีระยะเวลาพักเก็บ (hydraulic retention time, HRT) ประมาณ 26 วัน จากนั้นน้ำชะมูลฝอยจะเข้าสู่ บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 ซึ่งมีขนาด $23 \times 55 \times 3$ เมตร (ความจุ 2,530 ลูกบาศก์เมตร) มีค่า HRT ประมาณ 42 วัน จากนั้น จึงปล่อยน้ำส่วนเกินจากบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 ออกสู่ธรรมชาติ

ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยมีการเติมน้ำหมักชีวภาพที่ผลิตขึ้นเอง (EM หาดใหญ่) ปริมาตร 900 ลิตร ลงในบ่อที่ปรับเสถียรบ่อที่ 1 ทุกวันอังคาร และวันศุกร์ น้ำชะมูลฝอยที่ออกจากหลุมฝังกลบมีปริมาตรประมาณ 60 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน จากการติดตามค่า COD, BOD₅, pH, Conductivity และกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบบำบัดของเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่าระบบบ่อปรับเสถียรร่วมกับการเติมน้ำหมักชีวภาพ สามารถบำบัดค่า COD รวมได้ประมาณ 24.68 % และบำบัดค่า BOD₅ รวมได้ประมาณ 77.52 % โดยน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัดก่อนปล่อยทิ้งออกจากระบบบำบัดมีค่า COD ประมาณ 1,163 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า BOD₅

มีค่าประมาณ 114 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วน pH มีค่าอยู่ในช่วง 7.5-8.9 และค่า Conductivity มีค่าอยู่ในช่วง 8 ถึง 25 มิลลิซีเมนต่อเซนติเมตร

ดังตารางที่ 3-12 และ 3-13 ทำให้เห็นได้ว่าการเติมน้ำหมักชีวภาพ สามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้จากสีน้ำตาล เป็นสีน้ำตาล (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ฉ) แต่ไม่สามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบจากเทศบาลนครหาดใหญ่ได้ผลดีเพียงพอ เมื่อพิจารณาค่าสารอินทรีย์ในรูปค่า COD และ BOD₅ ในน้ำทิ้งมีค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม (ดังรายละเอียด ภาคผนวก ง) ทำให้ไม่สามารถปล่อยน้ำชะมูลฝอยเหล่านี้เข้าสู่ธรรมชาติได้

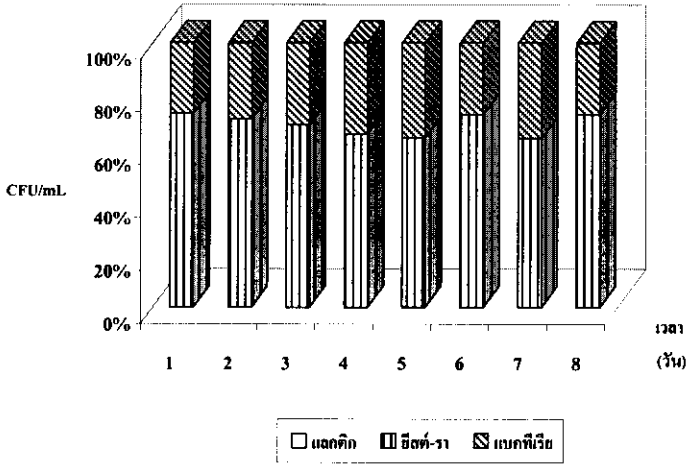
ตารางที่ 3-12 ค่า COD ในน้ำชะมูลฝอยจากแ่งรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 และ % Removal

ค่า COD	แ่งรวมน้ำ ชะมูลฝอย	น้ำชะมูล ฝอยบ่อ 1	% Removal บ่อ 1	น้ำชะมูล ฝอยบ่อ 2	% Removal บ่อ 2	ประสิทธิภา รวม
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
ส่วน เบี่ยงเบน มาตรฐาน	49.00	54.23	5.85	86.55	7.142	6.67

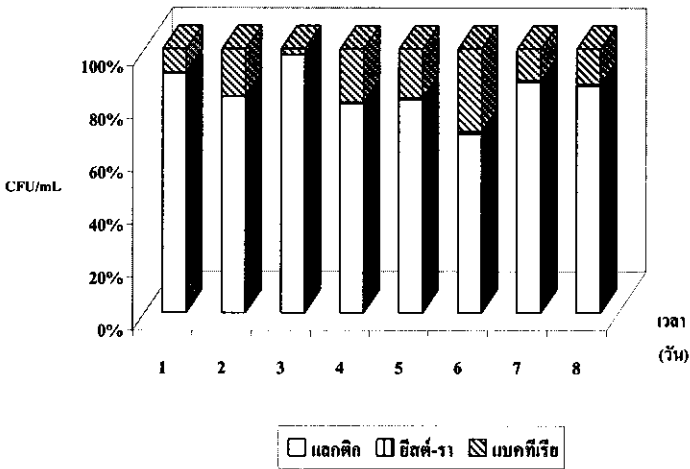
ตารางที่ 3-13 ค่า BOD₅ ในน้ำชะมูลฝอยจากแ่งรวมน้ำชะมูลฝอย บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 บ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 และ % Removal

ค่า BOD ₅	แ่งรวมน้ำ ชะมูลฝอย	น้ำชะมูล ฝอยบ่อ 1	% Removal บ่อ1	น้ำชะมูล ฝอยบ่อ 2	% Removal บ่อ 2	ประสิทธิภา พรรวม
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
ส่วน เบี่ยงเบน มาตรฐาน	8.05	9.67	5.42	3.84	3.33	7.73

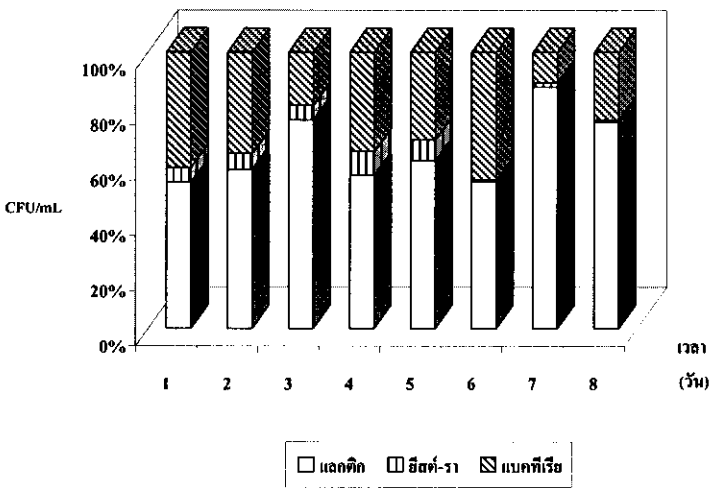
ผลการติดตามค่าสัดส่วนปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ ในระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่ ดังแสดงในรูปที่ 3-37 พบว่าในแ่งรวมน้ำชะมูลฝอยมีจุลินทรีย์กลุ่มเด่น คือ ยีสต์-รา จำนวน 1.3×10^6 CFU/ mL รองลงมาเป็นกลุ่มแบคทีเรียทั่วไป จำนวน 5.7×10^5 CFU/mL ส่วนในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 มีจุลินทรีย์กลุ่มเด่น คือ แลคติกแบคทีเรียจำนวน 1.9×10^6 CFU/mL รองลงมาเป็นจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์-รา 1.2×10^5 CFU/mL ส่วนแบคทีเรียทั่วไป จำนวน 3.9×10^5 CFU/mL และในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 มีจุลินทรีย์กลุ่มเด่น คือ กลุ่มแลคติกแบคทีเรียจำนวน 7.6×10^6 CFU/mL รองลงมาเป็นจุลินทรีย์กลุ่มแบคทีเรียทั่วไปจำนวน 3.4×10^6 CFU/mL และจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์-รา จำนวน 2.4×10^4 CFU/mL



รูปที่ 3-37 (a) กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอย

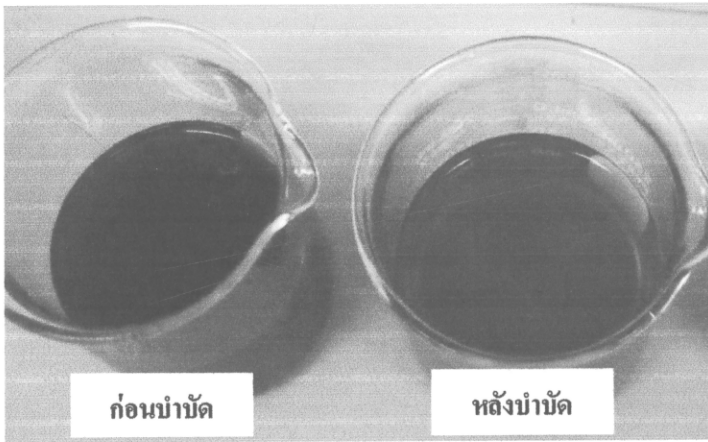


รูปที่ 3-37 (b) กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1



รูปที่ 3-37 (c) กลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2

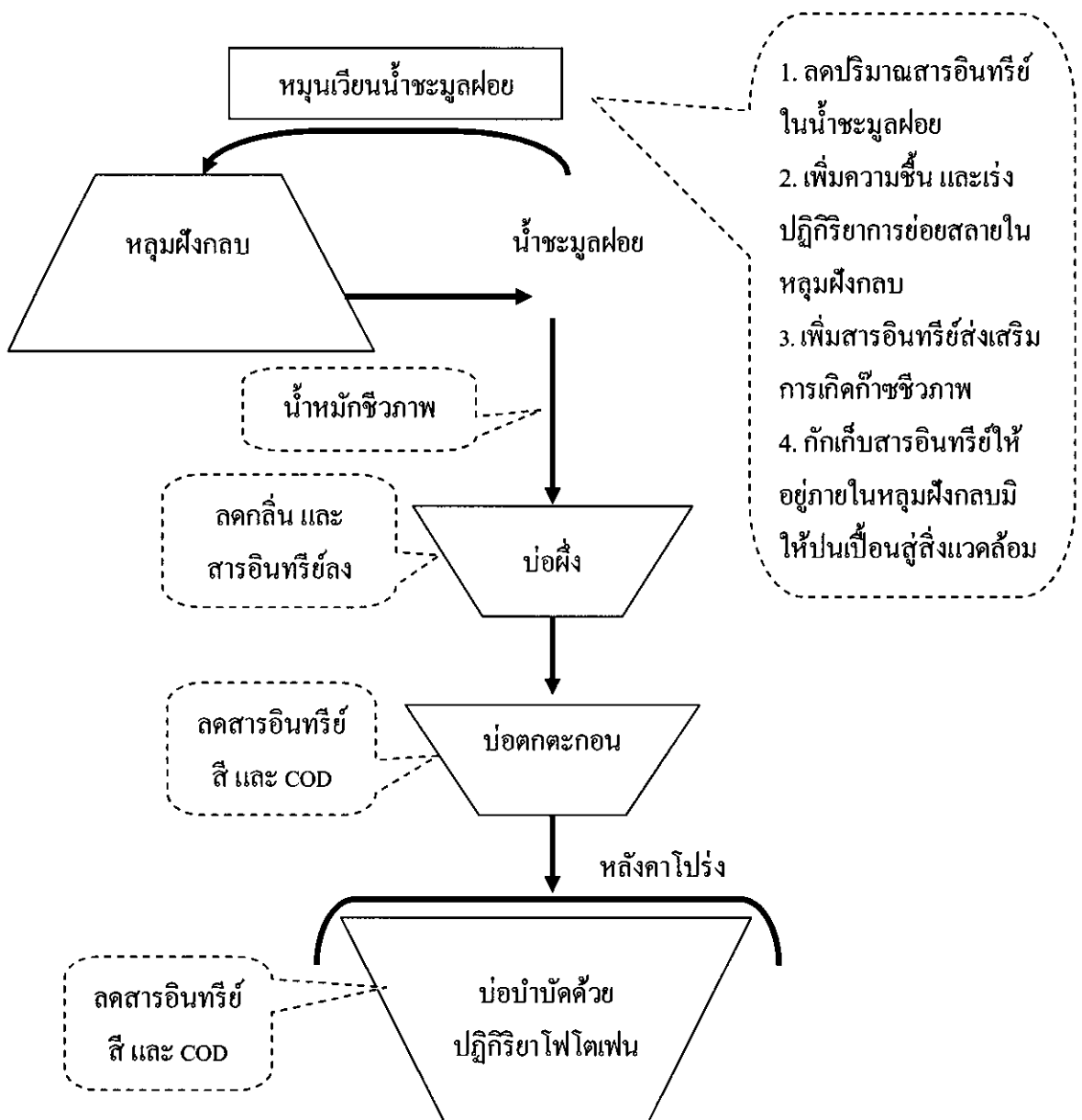
สาเหตุที่น้ำชะมูลฝอยในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 มีจุลินทรีย์กลุ่มแลคติกแบคทีเรียเป็นกลุ่มเด่น เพราะมีการเติมน้ำหมักชีวภาพลงไป ในบ่อนี้ โดยน้ำหมักชีวภาพมีจุลินทรีย์แลคติกแบคทีเรียเป็นกลุ่มเด่นเช่นกัน ส่วนในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 มีจุลินทรีย์กลุ่มเด่นคล้ายคือ กลุ่มแลคติกแบคทีเรียจำนวน 7.6×10^6 CFU/mL รองลงมาเป็นจุลินทรีย์กลุ่มแบคทีเรียทั่วไป 3.4×10^6 CFU/mL และจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์-รา จำนวน 2.4×10^4 CFU/mL จะเห็นได้ว่าในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 2 มีแนวโน้มสัดส่วนจุลินทรีย์คล้ายคลึงกับในบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 สาเหตุเพราะได้รับน้ำชะมูลฝอยต่อเนื่องมาจากบ่อปรับเสถียรบ่อที่ 1 ส่วนในแอ่งรวบรวมน้ำชะมูลฝอยมีกลุ่มยีสต์ รา และกลุ่มแบคทีเรียเป็นกลุ่มเด่นเพราะ จุลินทรีย์กลุ่มนี้ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์โดยทั่วไปธรรมชาติ ส่วนกลุ่มจุลินทรีย์กลุ่ม แลคติกแบคทีเรียที่มีปริมาณน้อยที่สุดในการเปรียบเทียบจุลินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่มนั้น เพราะมาจากใน ธรรมชาติเองมีจุลินทรีย์กลุ่มนี้น้อยอยู่แล้ว ปริมาณจุลินทรีย์กลุ่มนี้จึงมีสัดส่วนน้อย โดยน้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัดมีสีที่ขุ่นเล็กน้อยดังรูปที่ 3-38



รูปที่ 3-38 สีของน้ำชะมูลฝอยก่อน และหลังบำบัดด้วยระบบบ่อปรับเสถียรร่วมกับการเติมน้ำหมักชีวภาพของเทศบาลนครหาดใหญ่

และจากผลการศึกษารั้วนี้ที่พบว่า น้ำหมักชีวภาพมีศักยภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในระดับที่จำกัด คือ สามารถบำบัดสีและกลิ่นได้ดี แต่บำบัดสารอินทรีย์ได้ในระดับปานกลาง เนื่องจากน้ำหมักชีวภาพมีปริมาณสารอินทรีย์ในตัวเองที่สูงเช่นกัน ดังนั้น ต้องใส่ในปริมาณที่เหมาะสมเท่านั้นจึงจะไม่ทำให้เกิดสภาวะแวดล้อมที่เป็นพิษและช่วยให้เสริมให้จุลินทรีย์ทำงานได้ดีขึ้น ซึ่งจากการศึกษาพบว่าควรใส่น้ำหมักชีวภาพไม่เกิน 0.67% โดยปริมาตรของน้ำชะมูลฝอย และเมื่อศึกษาปฏิกิริยาเฟนตันพบว่าสามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้ดีมากจนทำให้คุณภาพน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดแล้วผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรม แต่อย่างไรก็ตามการบำบัดด้วยวิธีนี้มีราคาค่อนข้างสูง

ดังนั้น แนวทางการนำน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาเฟนตันมาบำบัดและจัดการน้ำชะมูลฝอยที่เหมาะสมจึงจำเป็นต้องเป็นการบำบัดแบบองค์รวมหรือผสมผสาน ดังรายละเอียดในรูปที่ 3-39 คือ ใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำชะมูลฝอยในขั้นต้นด้วยระบบบ่อผึ่งและบ่อตกตะกอนในสัดส่วนประมาณ 0.6% โดยปริมาตรของน้ำชะมูลฝอย (เติมน้ำหมักชีวภาพทุกๆ 3 วัน) เพื่อลดสี กลิ่น และสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ปฏิกิริยาเฟนตัน และควรหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอยกลับไปหาลูมฝังกลบเพื่อลดปริมาณน้ำชะมูลฝอยที่ต้องบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันให้น้อยที่สุดเพื่อประหยัดค่าใช้จ่าย ซึ่งยังสามารถช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายที่เกิดขึ้นภายในลูมฝังกลบให้ดีขึ้นได้อีกเช่นกัน



รูปที่ 3-39 แนวทางการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาโฟโตเฟนต้น

หลังจากนั้นจึง ใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัด โดยการสร้างหลังคาเหนือบ่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาโฟโตเฟนตันเพื่อสร้างสถานะที่เหมาะสมด้วยแสงแดด แล้วเติมสารเคมีให้เกิดปฏิกิริยาเฟนตัน ชนิด Commercial chemical reagent grade ซึ่งสามารถบำบัดคุณภาพน้ำให้ผ่านเกณฑ์มาตรฐาน (ไม่คำนึงประสิทธิภาพสูงสุด) ในราคาที่เหมาะสมกว่าคือ ใช้เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 75 มิลลิโมลาร์ (ประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD เท่ากับ 92.7 % และประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD₅ เท่ากับ 80.9 %) ซึ่งสามารถลดต้นทุนลงเหลือ 228.29 บาทต่อลูกบาศก์เมตร และหากองค์กรท้องถิ่นต่างๆ สามารถผลิตน้ำหมักชีวภาพได้เองจะสามารถประหยัดค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในส่วนนี้ได้ (โดยทั่วไปเสียค่าใช้จ่ายเฉพาะสำหรับกากน้ำตาล เพื่อเป็นอาหารของจุลินทรีย์ ซึ่งค่อนข้างน้อยมากเนื่องจากจะใช้ในตอนเริ่มต้นหมัก และสามารถใช้เป็นหัวเชื้อ ได้ต่อเนื่องอีกหลายครั้ง)

บทที่ 4

สรุปผลการทดลอง

จากการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยโดยน้ำหมักชีวภาพ และปฏิกิริยาเฟนตันสามารถสรุปผลการทดลอง ดังรายละเอียดต่อไปนี้

4.1. ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของน้ำหมักชีวภาพ

จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบของเทศบาลนครสงขลา และเทศบาลนครหาดใหญ่ ด้วย น้ำหมักชีวภาพ 4 ชนิด พบว่า น้ำหมักชีวภาพมีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบชุมชนได้ประมาณ 90% แต่ต้องเติมในปริมาณที่เหมาะสมเท่านั้น ซึ่งจากการศึกษาครั้งนี้พบว่า ต้องเติมน้อยกว่า 0.67% โดยปริมาตรของน้ำชะมูลฝอย

อย่างไรก็ตาม ถึงแม้ว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ของน้ำหมักชีวภาพจะค่อนข้างสูง แต่ก็ยังไม่สามารถบำบัดค่า COD, BOD₅ และ BOD₅/COD ได้ผลเป็นที่น่าพอใจ เนื่องจากยังมีค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม เพราะการเติมน้ำหมักชีวภาพได้เพิ่มค่าสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยในตอนเริ่มต้นเช่นกัน นอกจากนี้พบว่า การเติมน้ำหมักชีวภาพยังเพิ่มปริมาณของแข็งละลายน้ำ ซึ่งไม่มีการลดลงตลอดการทดลอง

และจากผลการติดตามกลุ่มจุลินทรีย์ในระยะแรกของการทดลองทุกสัปดาห์ ส่วนใหญ่เป็นกลุ่มแบคทีเรีย เพราะมีสัดส่วนมากที่สุด รองลงมาเป็นกลุ่มแบคทีเรียทั่วไป และกลุ่มยีสต์และรา ตามลำดับ หลังจากนั้นสภาวะแวดล้อมในถังทดลองเปลี่ยนไปสังคมของจุลินทรีย์กลุ่มเด่นเปลี่ยนแปลงไป โดยเป็นจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์และรา ส่วนผลการตรวจวัดกลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยด้วยเทคนิค FEEM พบว่ามีความสอดคล้องกับค่า COD และ BOD₅ กล่าวคือ ภายหลังจากการบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ 30 วัน น้ำชะมูลฝอยยังคงมีค่า COD และ BOD₅ สูง การตรวจวัดกลุ่มสารอินทรีย์พบสารอินทรีย์กลุ่มเด่น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มกรดฮิวมิก และ กลุ่มกรดฟูลวิก ซึ่งเป็นกลุ่มสารอินทรีย์กลุ่มหลักที่มีอยู่ในน้ำชะมูลฝอย โดยก่อนทดลองในน้ำชะมูลฝอยมีค่ากลุ่มสารอินทรีย์รวม 45 ควินินซัลเฟต ภายหลังจากเติมน้ำหมักชีวภาพแล้วน้ำชะมูลฝอยทุกสัปดาห์มีค่ากลุ่มสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น เนื่องจากน้ำหมักชีวภาพมีปริมาณกลุ่มสารอินทรีย์ประมาณ 240-250 ควินินซัลเฟต ภายหลังจากเติมน้ำหมักชีวภาพจึงมีกลุ่มสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นประมาณ 200-266 เพอร์เซ็นต์ และถึงแม้ว่าน้ำหมักชีวภาพจะไม่สามารถบำบัดค่าสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่มีรายงานว่าน้ำหมักชีวภาพสามารถลดกลิ่นในน้ำเสียได้เป็นอย่างดี (สมศักดิ์ นุกุลพานิชย์, 2543)

ดังนั้นจึงได้ทำการทดสอบความพึงพอใจทางประสาทสัมผัส (sensory scoring test) ของกลิ่นและสีในน้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพ ผลการทดสอบพบว่าน้ำชะมูลฝอยหลังการ

ทดลองมีระดับการให้คะแนนความพึงพอใจต่อ กลิ่นและสีเพิ่มขึ้นเล็กน้อย คือ จากระดับพึงพอใจน้อย เป็นระดับพึงพอใจปานกลาง โดยในการเติมน้ำหมักชีวภาพมีกลไกในการบำบัดกลิ่นคือค่าพีเอชที่ต่ำ ประมาณ 3 ± 0.2 จะทำให้จุลินทรีย์สร้างกลิ่นมีสถานะการเจริญเติบโตไม่เหมาะสม รวมทั้งกลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มรา Actinomycetes และ Bacillus ในน้ำหมักชีวภาพยังเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่สามารถบำบัดกลิ่นดังนั้นการเติมน้ำหมักชีวภาพจึงทำให้กลิ่นลดลงได้ ซึ่งจากการทดลองจะเห็นได้ว่าการใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำชะมูลฝอยอาจไม่มีความเหมาะสม เพราะน้ำชะมูลฝอยมีลักษณะสมบัติเป็นน้ำเสียที่ย่อยสลายยาก การใช้น้ำหมักชีวภาพอาจเหมาะสมกับน้ำเสียประเภทอื่นมากกว่า เช่น น้ำเสียจากบ้านเรือน

4.2. ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

ปฏิกิริยาเฟนตันสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้ดี และมีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สูง เมื่อกำหนดให้พีเอชของน้ำชะมูลฝอยเท่ากับ 3 ± 0.2 จากการทดลองเมื่อความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน เริ่มต้นเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ ร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นเท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์ พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์สูงสุด โดยประสิทธิภาพการบำบัดค่าสี COD, BOD₅ และ FEEM มีค่า 68.4 เปอร์เซ็นต์ 95.9 เปอร์เซ็นต์ 81.4 เปอร์เซ็นต์ และ 96.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถเพิ่มค่า BOD₅/COD จาก 0.07 เป็น 0.35 หลังการบำบัดมีตะกอนเท่ากับ 211.4 มิลลิกรัมต่อลิตร

ส่วนผลของอุตราไวโอเลตเมื่อนำมาประยุกต์ใช้ร่วมกับปฏิกิริยาเฟนตัน หรือปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 พบว่าสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ได้ โดยประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มขึ้นมากกว่าปฏิกิริยาเฟนตันซึ่งสามารถบำบัดสี COD BOD₅ และ FEEM มีค่าเท่ากับ 72.7 เปอร์เซ็นต์ 97.3 เปอร์เซ็นต์ 98.9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถเพิ่มค่า BOD₅/COD จาก 0.07 เป็น 0.39 โดยภายหลังการบำบัดตะกอนมีเกิดขึ้น 155.8 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่จากประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยจึงไม่มีความจำเป็นในการนำแสงอุตราไวโอเลตมาประยุกต์ใช้เพราะเป็นการเพิ่มต้นทุนการบำบัด และผลการทดสอบความพึงพอใจด้านทางประสาทสัมผัส (sensory scoring test) ของกลิ่น และสีของน้ำชะมูลฝอยอยู่ในระดับพึงพอใจมาก รวมทั้งยังสามารถบำบัดค่าโลหะหนัก คือ โครเมียม นิเกิล และแคดเมียมให้อยู่ในระดับปลอดภัยไม่ส่งผลกระทบต่อสุขภาพและสิ่งแวดล้อม

โดยประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในแต่ละสถานะการทดลองดังสรุปในตารางที่ 4-1

ตารางที่ 4-1 สรุปวิธีการทดลองและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

วิธีการ	สถานะการทดลอง	ค่าเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการบำบัด
ระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่	ระบบบ่อปรับเสถียร+เติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.45 % ต่อเดือน	COD \cong 1,519 mg/L และ BOD ₅ \cong 214 mg/L	น้ำทิ้งมีค่า COD \cong 1,163 mg/L ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ย \cong 24.68 % และ BOD ₅ \cong 114 mg/L ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ 77.52 % ซึ่งอาจมาจากการเติมน้ำหมักชีวภาพต่อเนื่อง(น้ำไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง)
ระดับห้องปฏิบัติการ	น้ำชะมูลฝอยเติมน้ำหมักชีวภาพ 2 ชนิด คือ คิวเซ,เทศบาลฯ สักส่วน 0.4, 0.5 และ 0.6 %	COD \cong 1,558 mg และ BOD ₅ \cong 83 mg/L	น้ำชะมูลฝอยหลังเติมน้ำหมักชีวภาพ คิวเซมีค่า COD \cong 1,110 mg/L และ BOD ₅ \cong 69 mg/L ส่วนหลังเติมน้ำหมักชีวภาพเทศบาลฯ มีค่า COD \cong 1,106 mg/L และ BOD ₅ \cong 72 mg/L (น้ำไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง)
ปฏิกิริยาเฟนตัน	น้ำชะมูลฝอยพีเอชเท่ากับ 3 \pm 0.2 ความเข้มข้นของ Fe ²⁺ เท่ากับ 0.75 mM ร่วมกับ H ₂ O ₂ เท่ากับ 150 mM	COD \cong 1,042-1,363 mg/L BOD ₅ \cong 81-171 mg/L	บำบัดสี COD, BOD ₅ และ FEEM เท่ากับ 68.4 %, 95.9 %, 81.4 % และ 96.6 % ตามลำดับ และเพิ่มค่า BOD ₅ /COD จาก 0.07 เป็น 0.35 น้ำชะมูลฝอยเมื่อสิ้นสุดการทดลองมีค่า COD \cong 54.3 mg/L และ BOD ₅ ประมาณ 19 mg/L (น้ำผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง)
ปฏิกิริยาเฟนตัน +UV-254	พีเอชของน้ำชะมูลฝอยเท่ากับ 3 \pm 0.2 ความเข้มข้น Fe ²⁺ เท่ากับ 0.75 mM ร่วมกับ H ₂ O ₂ เท่ากับ 150 mM ร่วมกับแสงอุลตราไวโอเล็ต 245 nm	COD \cong 1,042-1,363 mg/L BOD ₅ \cong 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 \cong 31 mg/L และ BOD ₅ \cong 12.3 mg/L (น้ำผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง)

ผลการประเมินทางเศรษฐศาสตร์เบื้องต้นในสัดส่วนสารเคมีที่สามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้ดีที่สุดคือ เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 150 มิลลิโมลาร์ ณ สถานะกรดพีเอช 3 \pm 0.2 มีต้นทุนการบำบัดเกิดขึ้นเท่ากับ 13,000 บาทต่อลูกบาศก์เมตร (กรณีใช้สารเคมีชนิด analysis chemical reagent grade) และสามารถลดต้นทุนลงเหลือเท่ากับ 259 บาทต่อลูกบาศก์เมตร (อนุমানตามสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade) โดยต้นทุนส่วนใหญ่มาจากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ กรดซัลฟิวริก และเฟอร์รัสไอออน ตามลำดับ จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าต้นทุนในการบำบัดค่อนข้างสูง โดยอาจมีสาเหตุจากในน้ำชะมูลฝอยมีปริมาณค่าของแข็งละลายน้ำสูง ส่งผลให้กลไก

การบำบัดในปฏิกิริยาเฟนตันด้อยลงทำให้ต้องใช้สารเคมีในการทำปฏิกิริยาเฟนตันปริมาณมาก แต่ทั้งนี้ ปริมาณสารเคมีดังกล่าวสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยจนค่าผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิด ประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและจากนิคมอุตสาหกรรม และสามารถปล่อยสู่ธรรมชาติได้

ในการนำไปใช้ในสถานที่จริงอาจปรับลดปริมาณสารเคมีลงให้คุณภาพน้ำอยู่ระดับต่ำกว่า เกณฑ์มาตรฐานก็เพียงพอ โดยเมื่อพิจารณาในเกณฑ์ของ ค่า COD และ BOD_5 ทำให้สามารถปรับลด ระดับสารเคมีในการทำปฏิกิริยาลงโดยให้เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ กับไฮโดรเจนเปอร์ ออกไซด์ 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 บาทต่อ ลูกบาศก์เมตร (อนุมานตามสารเคมีชนิด commercial chemical reagent grade) หรืออาจประยุกต์วิธีการ บำบัดร่วมกับกระบวนการอื่นๆ เช่นการบำบัดขั้นต้น (Pretreatment) ด้วยกระบวนการตกตะกอน (Coagulation) เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด และลดต้นทุน

4.3. ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่ในปัจจุบัน

จากการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนครหาดใหญ่ ด้วยระบบบำบัด แบบบ่อปรับเสถียรร่วมกับการเติมน้ำหมักชีวภาพ ในสัดส่วนประมาณ 0.45 เปอร์เซ็นต์ต่อเดือน พบว่ามี ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ค่อนข้างต่ำ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ประมาณ 24.68 เปอร์เซ็นต์ และ BOD_5 ประมาณ 77.52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยน้ำทิ้งหลังผ่านการบำบัดด้วยระบบบ่อ ปรับเสถียรมีค่า COD ประมาณ 1,163 มิลลิกรัมต่อลิตร และ ค่า BOD_5 ประมาณ 114 มิลลิกรัมต่อลิตร ถึงแม้ว่าเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบกับเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภท โรงงานอุตสาหกรรม และจากนิคมอุตสาหกรรม น้ำชะมูลฝอยยังคงมีค่า COD และ BOD_5 สูงกว่าเกณฑ์ที่กำหนด ทำให้การ บำบัดโดยกระบวนการนี้ประสิทธิภาพค่อนข้างต่ำ

4.4. ข้อเสนอแนะ

1. การใช้ น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำชะมูลฝอยควรศึกษาสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมเพื่อเพิ่ม ประสิทธิภาพการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ และควรคัดเลือกสายพันธุ์จุลินทรีย์ที่มีความสามารถพิเศษใน การย่อยสลายสารอินทรีย์ย่อยยาก เช่น จุลินทรีย์ที่สามารถผลิตเอ็นไซม์ lignin peroxides หรือ Laccase enzyme

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

3. แนวทางการนำน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาเฟนตันมาบำบัดและจัดการน้ำชะมูลฝอยที่เหมาะสมจึงจำเป็นต้องเป็นการบำบัดแบบองค์รวมหรือผสมผสาน โดยทำการหมวนเวียนน้ำชะมูลฝอยกลับไปที่หลุมฝังกลบก่อน เพื่อลดปริมาณน้ำชะมูลฝอยที่ต้องบำบัด จากนั้นจึงใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำชะมูลฝอยในขั้นต้นด้วยระบบบ่อฝุ้งและบ่อดกตะกอนในสัดส่วนประมาณ 0.6% โดยปริมาตรของน้ำชะมูลฝอย (เติมน้ำหมักชีวภาพทุกๆ 3 วัน) หลังจากนั้นจึง ใช้ปฏิกิริยาเฟนตันบำบัด โดยเติมสารเคมีให้เกิดปฏิกิริยาเฟนตัน ชนิด Commercial chemical reagent grade โดยใช้เฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์ กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 75 มิลลิโมลาร์ ลงในบ่อบำบัดด้วยปฏิกิริยาโฟโตเฟนตันที่มีการสร้างหลังคาโปร่งแสงอยู่เหนือบ่อบำบัดเพื่อสร้างสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการเกิดปฏิกิริยาค้ำแสงแดด

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: ชรรรมสาร. 260 หน้า.
- เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์. 2548. ของเสียอันตราย (Hazardous Wastes) ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม. กรุงเทพฯ: มหาวิทยาลัยรังสิต. 650 หน้า.
- จิราวรรณ ศรีโยม. 2547. การบำบัดน้ำเสียที่มีสารประกอบอินทรีย์ด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับการตกตะกอน: วิเคราะห์การลดลงของค่า COD และสารเคมีตกค้างในน้ำและตะกอน. วารสารสงขลานครินทร์. 27(3): 591-600.
- จรรรัตน์ เชาว์เลิศ และชันทอง สุนทรภา. 2546. การกำจัดตะกั่วและปรอทปนเปื้อนในน้ำเสียจากโรงกำจัดมูลฝอยอ่อนนุชด้วยเกลือโคโคซาน โคติน-โคโคซานแห่งประเทศไทย 17-18 ก.ย. 2546 อาคารสถาบัน 3 จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย 45-47 หน้า.
- จักริน นักรั. 2549. การกำจัดสีจากน้ำชะมูลฝอยโดยใช้ถ่านกัมมันต์จากเมล็ดมะขาม วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิตจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- เจษฎา ถาวรศักดิ์. 2547. การใช้กระบวนการยูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์บำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคงที่ผ่านการบำบัดขั้นต้น. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.

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

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

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

ธนกฤต พรหมทอง. 2552. การกำจัดสีและสารอินทรีย์ของน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มด้วยจุลินทรีย์อีเอ็มและเฟินต้นรีเอเจนต์. *วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์*.

ศุลวิทย์ สถาปนจารุ , จักรกฤษณ์ มหัจฉริยวงศ์ และ พัฒนา อนุรักษ์พงษ์ศร. 2548. การนำน้ำเสียจากกระบวนการฟอกของอุตสาหกรรมสิ่งทอกลับมาใช้ใหม่เพื่อการลดสีโดยวิธีการเฟ้นตอนออกซิเคชัน. *Thai Environmental Engineering Journal* 19 (1): 67-80.

นัคดา โปคำ. 2550. การใช้เทคนิคซินโครนัสฟลูออเรสเซนส์ในการตรวจวัดสารอินทรีย์จากน้ำเสียอุตสาหกรรมที่ปนเปื้อนในน้ำผิวดิน. *วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์*.

นวพรรษ ลักขณานุรักษ์. 2545. การบำบัดน้ำชะมูลฝอยขั้นต้นด้วยกระบวนการโอโซนเนชั่น. *วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์*.

นัยนา ศรีชัย, อ้อย ชูหมุน และลำไย ชูทอง. 2547. ผลของการเติมน้ำหมักชีวภาพต่อการเปลี่ยนแปลงคุณลักษณะน้ำทิ้ง. *รายงานการเสนอผลงานวิจัย การประชุมวิชาการเพื่อนำเสนอผลงานวิจัย วันที่ 2 กรกฎาคม 2547 มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตปัตตานี*.

ธีรวิทย์ รัตนพันธ์. 2548. การกำจัดฟอสโฟรัสในน้ำเสียโดยการใช้เถ้าลอยจากเตาเผาขยะภูเก็ต. *วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์*.

บัญชา ขุนสูงเนิน. 2547. การบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยกระบวนการถังไร้อากาศแบบแผ่นกั้น. วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต 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.

มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2545. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 645 หน้า.

ยนต์ มุสิก, จันท์สว่าง งามพ่องใส และสุบรรณ เสถียรจิตร. 2539. การประเมินประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ EM ในการเลี้ยงปลาอุกอุกผสม ในระบบน้ำหมุนเวียนกึ่งปิด. วารสารเกษตรศาสตร์ (วิทยาศาสตร์) 30: 195-202.

ลาวัลย์ ศรีพงษ์. 2543. อัตราไวโอเลตลิตีเปิลสเปกโตรสโกปี. คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยศิลปากร. 230 หน้า.

ลือพงศ์ แก้วศรีจันทร์, จิราวรรณ ศรีโยม และจรัญ บุญกาญจน์. 2548. การบำบัดน้ำเสียที่มีสารประกอบฟีนอลิกด้วยปฏิกิริยาเฟนต์นร่วมกับการตกตะกอนด้วยแคลเซียมออกไซด์. 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. การศึกษาเกณฑ์การออกแบบการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยระบบแอกติเวตเต็ดสลัดจ์ และไบโอดรัม. วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

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

สำนักงานสถิติแห่งชาติ. 2547. ประชากรโลก: ประชากรไทย 2547. กระทรวงเทคโนโลยีสารสนเทศและการศึกษา.

สุพรชัย มั่งมีสิทธิ์. 2547. รายงานประสบการณ์ การใช้จุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในวิธีการผลิตของ ชุมชนบางขุนไทร: กรณีการทำนาโดยปุ๋ยหมักโบกาฉิ สถาบันวิจัยและพัฒนา. กรุงเทพฯ: มหาวิทยาลัยศิลปากร. 73 หน้า.

สุมาลี เหลืองสุนทร, สมใจ ศิริโชค และขจีนาฏ โพธิเวศสกุล. 2545. การวิเคราะห์ชนิด และการศึกษา สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการเจริญของจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในการย่อยสลาย สารในน้ำขยะและน้ำเสีย. วารสารวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ 18(1): 18-33.

สุบั้งขิต นิ่มรัตน์, รณชัย ทองสนธิ, สุนิสา สุขสวัสดิ์, นเรศ เชื้อสุวรรณ, บุญรัตน์ ประทุมชาติ, วีร พงศ์ วุฒิพันธ์ชัย. 2550. การใช้โพรไบโอติกในการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ. วารสารการ ประมง 60 (2):128-136.

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

สงกรานต์ คำศรี. 2546. การกำจัดสี และซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยโดยการออกซิไดซ์ด้วยสารละลายเฟนตัน วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต การจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

สมชัย จันทร์สว่าง และ สุริยะ สะวานนท์. 2540. การบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกรในถังหมักไร้ออกซิเจน บรรจุตัวกลาง โดยจุลินทรีย์อีเอ็ม และจุลินทรีย์ผลิตมีเทน.การประชุมวิชาการของ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ครั้งที่ 35 สาขาสัตวแพทยศาสตร์ 3-5 กุมภาพันธ์ 2540

- สมพงษ์ โอทอง, สุกัญญา สงสังข์, สารีนา เจาะบองอ และพูนสุข ประเสริฐสรรพ. 2547. การสำรวจการใช้หัวเชื้อจุลินทรีย์ในการเพาะเลี้ยงกุ้งทะเลและประเมินประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำทิ้งเบื้องต้น. *วารสารมหาวิทยาลัยทักษิณ*. 7(1): 21-32.
- สมศักดิ์ นุกุลอุดมพาณิชย์. 2543. การบำบัดน้ำเสียโดยใช้จุลินทรีย์ธรรมชาติ (EM) : กรณีศึกษาบ่อบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศิริราช จังหวัดสุโขทัย. *วารสารอนามัยสิ่งแวดล้อม* 4 (3): 3-13.
- อานัฐ ดันโช. 2549. แนวคิด หลักการ เทคนิคปฏิบัติในประเทศไทยเกษตรธรรมชาติประยุกต์. สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ. 300 หน้า.
- APHA, AWWA, and WEF, 2005. **Standard Method for the Examination of Water and Wastewater**. 21th 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., Westphoff, 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 H₂O₂ –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 leachate 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) irradiation/hydrogen peroxide (H₂O₂) **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 ambient 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 fluidized 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 TiO₂/H₂O 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, I 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 6th 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.
- Ntampeglitis, 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 coupling 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. Characteristics 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 , O₃ only and O₃/H₂O₂ 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](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)
- แคนลอน 20 ลิตร

ส่วนผสม

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

การหมัก)

ขั้นตอน

1. เมื่อได้เศษผลไม้จากเก็บของพนักงานจัดเก็บมูลฝอยซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นกากผลไม้จากนั้นจึงล้างเศษผลไม้ให้สะอาด 2 ครั้ง
2. ใส่กากผลไม้ลงในถุงตาข่ายมัดปากถุงให้แน่น
3. ใส่ถุงกากผลไม้ลงในถังพลาสติกที่เติมน้ำไว้ 140 ลิตร และเติมกากน้ำตาล 7 ลิตรกวนส่วนผสมให้เข้ากันจากนั้นจึงใช้ไม้ผัดขูดเศษผลไม้ให้จมน้ำอยู่เสมอปิดฝาให้สนิท
4. หมักน้ำหมักชีวภาพทิ้งไว้ 1 เดือน หลังจากครบ 1 เดือนจึงใช้ท่อดูดน้ำหมักชีวภาพที่ได้เตรียมใส่แคนลอน 20 ลิตร การหมักแต่ละครั้งจะได้น้ำหมักชีวภาพประมาณ 140-150 ลิตรและเศษผลไม้ที่เหลือจากการหมักจะถูกนำไปเป็นส่วนผสมของปุ๋ยหมักต่อไป

การนำน้ำหมักชีวภาพของเทศบาลมีการนำไปใช้ด้านต่างๆ ดังนี้

1. นำไปบำบัดน้ำชะมูลฝอย
2. นำไปรดคืบกลั่นกองมูลฝอย
3. นำไปรดน้ำต้นไม้
4. นำไปรดน้ำในการหมักปุ๋ยหมักชีวภาพ
5. นำไปล้างรถเก็บขนมูลฝอย

รายละเอียดอื่นๆ

- เศษผักผลไม้ตอนเช้าได้จากการเก็บของพนักงานจัดเก็บมูลฝอยซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นกากผลไม้ที่ได้มาจากร้านค้าค้าผลไม้และเศษอาหารที่ได้มาจากห้างคาร์ฟูแต่ส่วนใหญ่จะเป็นเศษผลไม้

- ในบางครั้งในช่วงฤดูฝนจะหมักเพียง 20 วันและเติมน้ำหมักชีวภาพหัวเชื้อจากครั้งก่อนหน้ามากขึ้นเพื่อเร่งกระบวนการหมักประมาณ 7-10 ลิตร

- การทำน้ำหมักของพนักงานเทศบาลจะขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์และอุปกรณ์เป็นหลัก เช่นถ้ามีวัตถุดิบแต่ไม่มีถังพลาสติกวางก็ต้องนำเศษผลไม้เหล่านี้ไปทำปุ๋ยหมักแทน

- น้ำหมักชีวภาพที่ได้ไม่เคยมีการเช็คลำดับจุลินทรีย์ที่มีแต่อย่างใด

- น้ำหมักชีวภาพที่ได้ไม่มีการขายถ้าบุคคลภายนอกสนใจจะมีการให้กรอกเอกสารการขอใช้เท่านั้น

- น้ำหมักชีวภาพที่ได้มีต้นทุนคงที่ประมาณลิตรละ 2 บาท-

- การสังเกตว่าน้ำหมักชีวภาพได้ที่แล้วหรือไม่จะใช้เวลาชำนาญของพนักงานเป็นหลักโดยตลอดช่วงเวลาการหมัก 1 เดือนไม่มีการเติมน้ำตาลเพิ่ม (ในหลักการทำน้ำหมักชีวภาพมีการเพิ่มเติมว่าต้องหมั่นสังเกตว่ามีกลิ่นเหม็นหรือไม่ถ้ามีกลิ่นต้องมีการเติมน้ำตาลเพิ่ม โดยน้ำหมักชีวภาพที่ดีต้องมีกลิ่นเปรี้ยวและมีฝ้าขาวลอยอยู่บนผิวน้ำ)

ภาคผนวก ข

การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์

ภาคผนวก ข
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 ภายใต้อากาศดันไอน้ำนาน 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 ภายใต้อากาศดันไอน้ำนาน 15 นาที ทิ้งไว้ให้เย็นประมาณ 50°C จากนั้นทำการเติมยาปฏิชีวนะโดยใช้ที่ความเข้มข้นสุดท้ายของ 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 ภายใต้อุณหภูมิ ความดัน ไอน้ำนาน 15 นาที ทิ้งไว้ให้เย็นประมาณ 50-60 °C ก่อนเทใส่จานอาหารเลี้ยงเชื้อ

Spread plate method (ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์, 2541)

1. ทำการเจือจางตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยที่ระดับความเข้มข้นที่ต้องการ
2. จากนั้นดูดตัวอย่าง 0.1 มิลลิลิตรด้วยปิเปต ใส่ในอาหารเลี้ยงเชื้อ PDA ซึ่งใช้ทดสอบราและ ยีสต์ และ MRS agar ใช้ทดสอบ แลคติก แอซิด แบคทีเรีย และ PCA ใช้ทดสอบแบคทีเรียทั้งหมด
3. จุ่ม spreader ในบีกเกอร์ที่มีแอลกอฮอล์ นำมาเผาไฟ รอจนเย็น ใช้ spreader กวาดไปบนอาหาร ที่มีตัวอย่างให้ทั่ว
4. จากนั้นนำไปบ่มในตู้บ่มเชื้อ (incubator) โดยอาหาร PDA บ่มที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส PCA บ่มที่ 35 องศาเซลเซียส และอาหาร MRS agar บ่มที่ 35 องศาเซลเซียสในสภาวะไร้อากาศ

ภาคผนวก ค

การคำนวณสารเคมีในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน

ภาคผนวก ค

การคำนวณสารเคมีในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน

1. การคำนวณสัดส่วนเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+})

$$\begin{aligned} \text{ใช้ } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \text{ มีมวลโมเลกุล} &= 56 + 32 + (16 \cdot 4) + (14) + (16 \cdot 7) \\ &= 278 \text{ mg} \end{aligned}$$

$$1 \text{ mM} \text{ ของ } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \text{ มี } \text{Fe} = 56 \text{ mg}$$

$$\text{ถ้า } 2.5 \text{ mM} \text{ ของ } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \text{ มี } \text{Fe} = \frac{2.5 \cdot 56}{1} = 140 \text{ mg}$$

$$\text{หรือ ถ้าต้องการ } \text{Fe } 56 \text{ mg} \text{ ต้องใช้ } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 278 \text{ mg}$$

$$\text{ดังนั้น ถ้าต้องการ } \text{Fe } 140 \text{ mg} \text{ ต้องใช้ } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = \frac{140 \cdot 278}{56} = 695 \text{ mg}$$

ในกรณีทำ stock สารละลาย $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ปริมาตร 1,000 ml

$$\text{ต้องการ } \text{Fe } 28 \text{ g (0.5M)} \text{ ต้องใช้ } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = \frac{28 \cdot 278}{56} = 139 \text{ g}$$

ในการทดลอง เตรียมสารละลายปริมาตร 25 ml

$$\text{ดังนั้น ต้องใช้ } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = \frac{25 \cdot 139}{1,000} = 3.475 \text{ g}$$

เมื่อ ต้องการ Fe [2.5 mM] ต้องเติมสารละลาย เท่ากับ

$$\begin{aligned} \text{จากสูตร} \quad M_1 V_1 &= M_2 V_2 \\ 2.5 \cdot 10^{-3} \cdot 1,000 &= 0.5 \cdot V_2 \\ V_2 &= 5 \text{ ml} \end{aligned}$$

$$\text{ดังนั้น เมื่อใช้น้ำตัวอย่าง } 300 \text{ ml} \text{ ต้องใช้สารละลาย } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = \frac{300 \cdot 5}{1,000} = 1.5 \text{ ml}$$

2. การคำนวณสัดส่วนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2)

$$H_2O_2 \text{ มี density} = 1.11 \text{ kg/L}$$

$$H_2O_2 \text{ มีมวลโมเลกุล} = (1*2)+(16*2) = 34 \text{ g/M}$$

$$\text{หรือ } H_2O_2 \text{ 1 ลิตร} = \frac{1,110 \text{ g/L}}{34 \text{ g/M}} = 32.65 \text{ M/L}$$

โดย H_2O_2 มีความเข้มข้น 30 %

$$\text{ดังนั้น } H_2O_2 \text{ 32.65 M/L มีเนื้อสารจริง} = 32.65 \text{ M/L} * 0.30 = 9.8 \text{ M/L}$$

เมื่อต้องการ H_2O_2 50 mM ในน้ำตัวอย่าง 300 ml ต้องใช้สารละลาย H_2O_2 เท่ากับ

จากสูตร

$$M_1V_1 = M_2V_2$$

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

$$V_1 = 1.53 \text{ ml}$$

ภาคผนวก ง.

คุณภาพน้ำชะมูลฝอย เทศบาลนครหาดใหญ่ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ภาคผนวก ง.

คุณภาพน้ำชะมูลฝอย เทศบาลนครหาดใหญ่ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ตารางภาคผนวก ง 1 ผลการตรวจวัดคุณภาพน้ำเข้าบ่อบำบัดน้ำชะมูลฝอย และน้ำออกจากระบบบำบัดน้ำ
ชะมูลฝอย เทศบาลนครหาดใหญ่ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ณ วันที่ 29
พฤษภาคม 2550

พารามิเตอร์	หน่วย	ผลการตรวจวัด		มาตรฐาน ¹
		น้ำเข้าบ่อบำบัดน้ำชะ มูลฝอย	น้ำออกจากบ่อบำบัด น้ำชะมูลฝอย	
pH	-	8.03	8.25	5.5-9
Temperature	°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 ₂ S)	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 III)	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 (As)	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) เรื่องกำหนดมาตรฐาน
ควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม

ภาคผนวก จ

การทดสอบทางสถิติประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

ภาคผนวก จ

การทดสอบทางสถิติประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

ตารางภาคผนวก จ 1 ค่า COD เฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด ค่าสุดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ
0.4 ,0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

	N	Mean	Std.		95% Confidence		Minimum	Maximum
			Deviation	Std. Error	Interval for Mean			
					Lower	Upper		
			Lower	Upper	Lower	Upper	Lower	Upper
			Bound	Bound	Bound	Bound	Bound	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 จ 2 การวิเคราะห์ความแปรปรวน (Analysis of variance) ของค่า COD เมื่อเติมน้ำหมัก
ชีวภาพคิวเซ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

		Sum of		Mean			
		Squares	df	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 จ 3 การเปรียบเทียบความแตกต่างของค่า COD ในน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุมใช้วิธี least-significant different (LSD)

		Mean Difference				
(I) grcod	(J) grcod	(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 จ 4 ค่า COD เฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด ต่ำสุดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพ
เทศบาลฯ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

	N	Mean	Std.	Std.	95% Confidence		Minimum	Maximum
			Deviation	Error	Interval for Mean			
	Lower	Upper	Lower	Upper	Lower	Upper	Lower	Upper
	Bound	Bound	Bound	Bound	Bound	Bound	Bound	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 จ 5 การวิเคราะห์ความแปรปรวน (Analysis of variance) ของค่า COD เมื่อเติมน้ำหมัก
ชีวภาพเทศบาลฯ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

		Sum of		Mean			
		Squares	df	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 จ 6 การเปรียบเทียบความแตกต่างของในน้ำชะมูลฝอย COD เมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพ
 เทศบาลฯ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุมใช้วิธี least-significant different
 (LSD)

(I)	(J)	Mean		Sig.	95% Confidence Interval	
		Difference (I- J)	Std. Error		Lower Bound	Upper 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 จ 7 ค่า BOD₅ เฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด ต่ำสุดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพคิวเซ
0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

	N	Mean	Std.	Std.	95% Confidence		Minimum	Maximum
			Deviation	Error	Interval for Mean			
			Lower	Upper	Lower	Upper	Lower	Upper
			Bound	Bound	Bound	Bound	Bound	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 จ 8 การวิเคราะห์ความแปรปรวน (Analysis of variance) ของค่า BOD₅ เมื่อเติมน้ำหมัก
ชีวภาพคิวเซ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

			Sum of		Mean		Sig.
			Squares	df	Square	F	
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 จ 9 การเปรียบเทียบความแตกต่างของ BOD₅ ในน้ำชะมูลฝอยภูมิเอเคม น้ำหมักชีวภาพคิวเซ
0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม ใช้วิธี least-significant different (LSD)

(I)	(J)	Mean Difference		Sig.	95% Confidence Interval	
		(I-J)	Std. Error		Lower Bound	Upper 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 จ 10 ค่า BOD₅ เฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด ต่ำสุดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพ
เทศบาลฯ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

	N	Mean	Std.		95% Confidence		Minimum	Maximum
			Deviation	Std. Error	Interval for Mean			
			Lower	Upper	Lower	Upper		
		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 จ 11 การวิเคราะห์ความแปรปรวน (Analysis of variance) ของค่า BOD₅ เมื่อเติมน้ำ
หมักชีวภาพเทศบาลฯ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม

		Sum of		Mean			
		Squares	df	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 จ 12 การเปรียบเทียบความแตกต่างของค่า BOD₅ ในน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพ
 เทศบาลฯ 0.4, 0.5, 0.6 เปอร์เซ็นต์ และชุดควบคุม ใช้วิธี least-significant different (LSD)

(I)	(J)	Mean				
		Difference (I-		Sig.	95% Confidence Interval	
		J)	Std. Error		Lower Bound	Upper Bound
		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 ฉ

ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

ภาคผนวก ฉ

ตารางภาคผนวก ฉ 1 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดคัลซี (ความเข้มข้นเฟอร์รัสไอออนเริ่มต้น)

Fe ²⁺ (mM)	H ₂ O ₂ (mM)	ซ้ำที่	การดูดกลืน		
			การดูดกลืน แสงเริ่มต้น	แสงสุดท้าย เริ่มต้น	ประสิทธิภาพ การกำจัดคัลซี
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 ก 1 (ต่อ)

Fe ²⁺ (mM)	H ₂ O ₂ (mM)	ซ้ำที่	การดูดกลืน		
			การดูดกลืนแสงเริ่มต้น	แสงสุดท้ายเริ่มต้น	ประสิทธิภาพการกำจัด
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 ก 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 ก 3 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

H ₂ O ₂ (mM)	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสง		ประสิทธิภาพการกำจัด
		เริ่มต้น	สุดท้ายเริ่มต้น	กำจัด
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 ก 3 (ต่อ)

H ₂ O ₂ (mM)	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสง	การดูดกลืนแสง	ประสิทธิภาพการ
		เริ่มต้น	สุดท้ายเริ่มต้น	กำจัดดี
75	SD	0.0002	0.0001	0.078
	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
100	SD	0.0002	0.0002	0.0749
	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
150	SD	0.0002	0.0013	0.4993
	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
200	SD	0.0002	0.0002	0.0749
	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 ก 3 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสี (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เริ่มต้น)

H ₂ O ₂ (mM ^l)	ซ้ำที่	การดูดกลืนแสง	การดูดกลืนแสง	ประสิทธิภาพการ
		เริ่มต้น	สุดท้ายเริ่มต้น	กำจัดสี
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 ก 4 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

ความเข้มข้นของไฮโดรเจน เปอร์ออกไซด์ (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 ฉ 5 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD₅ (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (mM)				
เปอร์ออกไซด์ (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 ฉ 6 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD₅/ COD (ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น)

ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (mM)				
เปอร์ออกไซด์ (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 ฉ 7 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่าสี (ผลของแสง UV)

uv	Fe ²⁺	H ₂ O ₂	ซ้ำที่	การดูดกลืน		ประสิทธิภาพ การกำจัดสี
				แสงเริ่มต้น	แสงสุดท้าย เริ่มต้น	
-	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 ฉ 8 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD (ผลของแสง UV)

uv	Fe ²⁺	H ₂ O 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 ฉ 9 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD (ผลของแสง UV)

uv	Fe ²⁺	H ₂ O 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

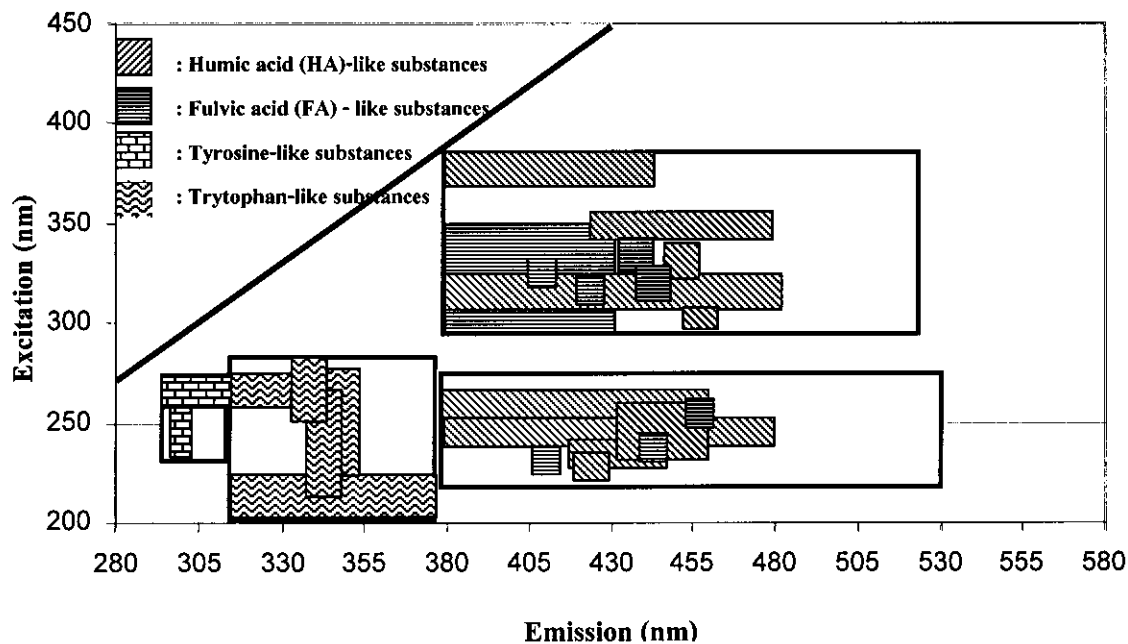
ตารางภาคผนวก ฉ 10 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดค่า BOD₅/ COD (ผลของแสง UV)

uv	Fe ²⁺	H ₂ O 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 ช

ขอบเขตการจำแนกสารอินทรีย์ putative origin

ภาคผนวก ข
 ขอบเขตการจำแนกสารอินทรีย์ putative origin



ภาคผนวก ซ

การคำนวณต้นทุนการบำบัด

ภาคผนวก ข
การคำนวณต้นทุนการบำบัด

คำนวณจากราคาสารเคมีชนิด Analytical chemical reagent grade

รายการ	ปริมาณ/น้ำหนัก	ราคา (บาท)/ ปริมาณ	ราคา/หน่วย
Hydrogen peroxide (H ₂ O ₂) 30%	1,000 mL	820.00	0.82 บาท/ml
Ferrous sulfate heptahydrate (FeSO ₄ ·7H ₂ O)	500 g	400.00	0.80 บาท/g
Sulfuric acid (H ₂ SO ₄ conc) 98%	2,500 mL	400.00	0.16 บาท/ml
Sodium hydroxyl (NaOH)	500 g	370.00	0.75 บาท/ g

H₂O₂ 1,000 ml 820 บาท

H₂O₂ 1 ml 0.82 บาท

H₂O₂ ความเข้มข้น 30 % density 1.11 kg/L

H₂O₂ มีเนื้อสารจริง 9.8 mol/L

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ H₂O₂ 150 mM หรือ 15.3 ml = 15.30 x 0.82 = **12.54 บาท**

FeSO₄·7H₂O 500 g 400 บาท

FeSO₄·7H₂O 1 g 0.80 บาท

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ FeSO₄·7H₂O เท่ากับ 0.75 mM หรือ 0.208 g = 0.208 x 0.80 = **0.16 บาท**

H₂SO₄ 2,500 ml 400 บาท

H₂SO₄ 1 ml 0.16 บาท

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ H₂SO₄ ประมาณ 1 ml = 1 x 0.16 = **0.16 บาท**

แต่น้ำชะมูลฝอยหลังทำปฏิกิริยาเฟนตันมีค่าพีเอช ประมาณ 3 จึงต้องปรับพีเอชด้วย NaOH ให้อยู่ในช่วง 5.5-9 ก่อนปล่อยน้ำสู่ธรรมชาติ

การปรับค่าพีเอชเป็น 5.5 ของน้ำชะมูลฝอย 1 ลิตร ต้องใช้ NaOH = 0.2 g = 0.2 x 0.74 = **0.14 บาท**

ดังนั้น น้ำเสีย 1 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด = $12.54 + 0.16 + 0.16 + 0.14$
= 13 บาท

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

กรณีอนุมาณคำนวณจากราคาสารเคมีชนิด Commercial chemical reagent grade

รายการ	ปริมาณ/น้ำหนัก	ราคา (บาท) / ปริมาตร	ราคา/หน่วย
Hydrogen peroxide (H_2O_2) (50%)	30 kg	674.00	0.0260 บาท/ml
Ferrous sulfate heptahydrate ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$)	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 = $8.79 \times 0.0260 = 0.2285$ บาท

$FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 25,000 g 240 บาท

$FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 1 g 0.0096 บาท

น้ำเสีย 1 ลิตร ใช้ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ เท่ากับ 0.75 mM หรือ 0.208 g = $0.208 \times 0.0096 = 1.99 \times 10^{-3}$ 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 = $1 \times 0.0236 = 0.0236$ บาท

น้ำเสีย 1 ลิตร ต้อง ใช้ NaOH = 0.2 g ปรับค่าพีเอช = $0.2 \times 0.0256 = 0.0051$ บาท

ดังนั้น น้ำเสีย 1 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด

$$= 0.2285 + 1.99 \times 10^{-3} + 0.0236 + 0.0051$$
$$= 0.259 \text{ บาท}$$

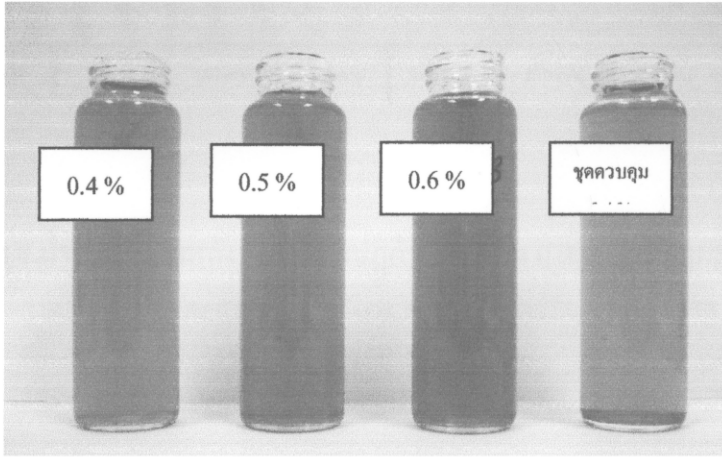
หรือ น้ำเสีย 1,000 ลิตร มีต้นทุนการบำบัด

$$= 259 \text{ บาท}$$

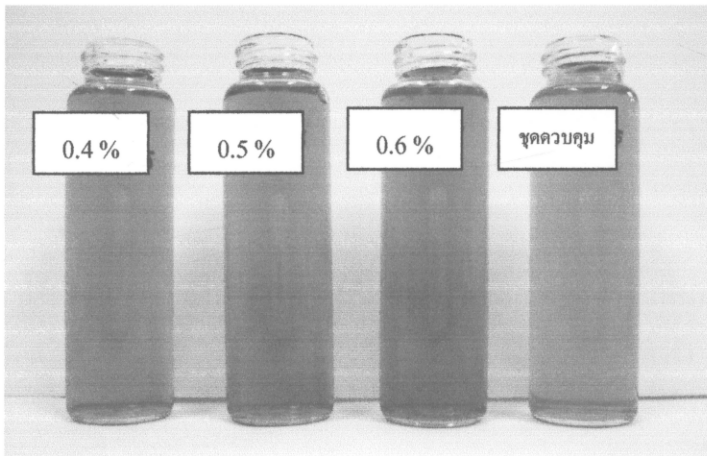
ภาคผนวก ๗

ภาพสีของน้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพและปฏิกิริยาเฟนตัน

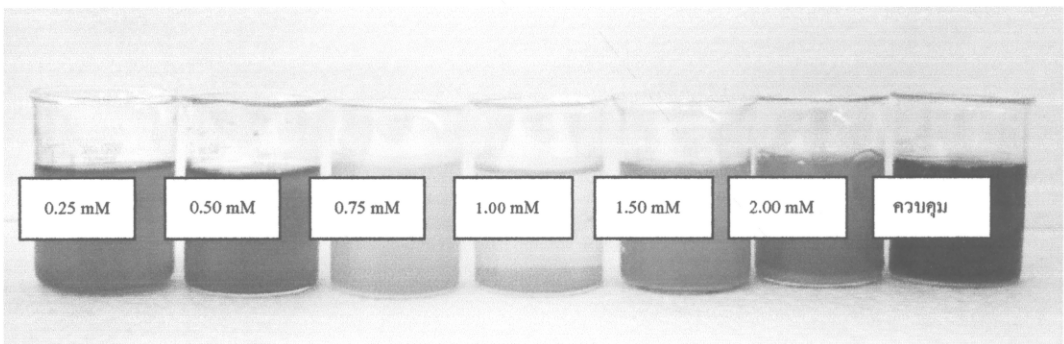
ภาคผนวก ฅ



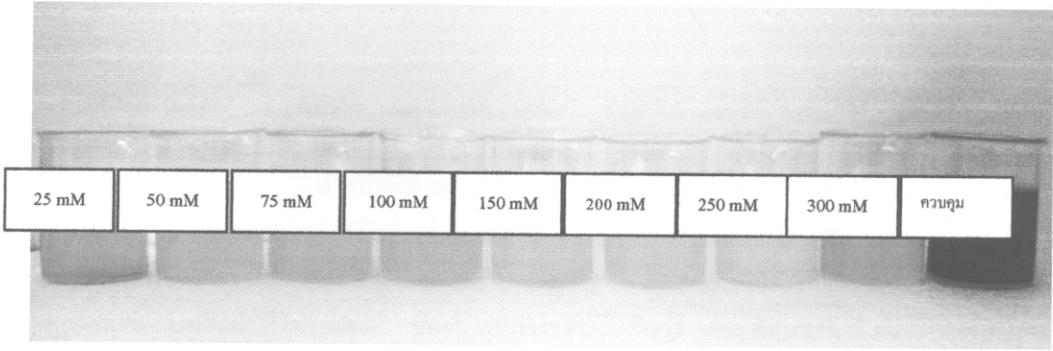
ภาพภาคผนวก ฅ 1 น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพยี่ห้อ คิวเซ



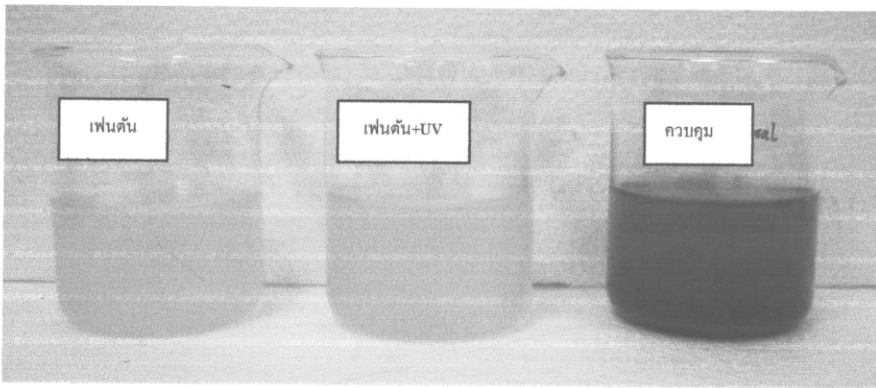
ภาพภาคผนวก ฅ 2 น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนครหาดใหญ่



ภาพภาคผนวก ฅ 3 น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ($[\text{Fe}^{2+}]$ เท่ากับ 0.25 — 2.00 มิลลิโมลาร์ และ $[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 100 มิลลิโมลาร์)



ภาพภาคผนวก ๓ ๓ น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน (H_2O_2 เท่ากับ 25-300 มิลลิโมลาร์ และ $[\text{Fe}^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)



ภาพภาคผนวก ๓ ๕ น้ำชะมูลฝอยหลังบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันและปฏิกิริยาเฟนตัน+UV-254 ($[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 150 มิลลิโมลาร์และ $[\text{Fe}^{2+}]$ เท่ากับ 0.75 มิลลิโมลาร์)

ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของน้ำหมักชีวภาพ
Bio-extract juice efficiency for treatment organic matter in landfill leachate

ปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์^{1*} ชัยศรี สุขสาโรจน์^{2**} ธันวดี เตชะภักทวารกุล³ จรีรัตน์ สกุลรัตน์⁴

^{1,3} คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา 90112

^{2,4} ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา 90112

E-mail: bowky5@hotmail.com * schaisri@eng.psu.ac.th **

Pinrat Siripanpong^{1*} Chaisri Suksaroj^{2**} Thunwadee Tachapattaworakul³ Jareerat Sakunrat⁴

^{1,3} Faculty of Environmental Management, Prince of Songkla University, Hat Yai, Songkhla 90112

^{2,4} Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Prince of Songkla University, Hat Yai, Songkhla 90112

Email: bowky5@hotmail.com * schaisri@eng.psu.ac.th **

บทคัดย่อ

งานวิจัยในครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ โดยใช้ น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครหาดใหญ่เป็นกรณีศึกษา น้ำหมักชีวภาพที่ใช้เป็นน้ำหมักที่หมักจากมูลฝอยอินทรีย์ของเทศบาล ผลการศึกษาพบว่า การเติมน้ำหมักชีวภาพต่อน้ำชะมูลฝอยในสัดส่วน 0.6-2 % ไม่มีประสิทธิภาพในการบำบัดค่า COD ของน้ำชะมูลฝอย และการเพิ่มสัดส่วนของน้ำหมักชีวภาพไม่ได้เพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย แต่กลับเป็นการเพิ่มค่า COD ให้กับน้ำตัวอย่าง สำหรับการศึกษการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มจุลินทรีย์ พบว่า จุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตได้ดีในช่วงแรกคือ กลุ่มแบคทีเรีย จากนั้นแบคทีเรียมีปริมาณลดลงโดยจุลินทรีย์กลุ่มยีสต์-รา และแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดแลคติกเจริญเพิ่มขึ้นแทนที่ และแม้ว่าน้ำหมักชีวภาพไม่มีประสิทธิภาพในการช่วยลดค่า COD ของน้ำชะ

มูลฝอยให้แก่ระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของแต่ละสามารถลดปัญหากลิ่นได้เป็นอย่างดี

Abstract

The objective of this study was to determine the bio-extract juice efficiency for treatment organic substances in leachate. The leachate from Hat Yai municipality sanitary landfill was used in this study. The bio-extract juice used was fermented from organic wastes which were separated in landfill site. The result showed that use of the bio-extract juice for leachate COD treatment with 0.66-2.00% (bio-extract juice : leachate; v/v) was not satisfied. The increasing of bio-extract juice proportion could not reduce COD also; in addition, it made total COD increased. The microorganisms count in reactor along 30 days showed that bacteria was the dominant group who were growing before the others while yeast, fungi and lactic acid bacteria was increasing instead of bacteria in later. Although the bio-extract juice could not

reduce leachate COD but it could eliminate leachate smell problem.

Keyword: Landfill, Leachate, Effective Microorganisms, Bioextract juice

1. บทนำ

ในปัจจุบันปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมนับว่าเป็นปัญหาสำคัญสังคมให้ความสำคัญอย่างยิ่ง โดยเฉพาะปัญหาด้านมลพิษก็นับว่าเป็นปัญหาสำคัญหนึ่งที่ต้องได้รับการจัดการอย่างถูกหลักสุขาภิบาล จากสถิติพบว่ามลพิษทั่วประเทศไทยมีแนวโน้มมากขึ้นทุกปี ทั้งนี้การจัดการมลพิษในปัจจุบันมีหลายรูปแบบ ขึ้นอยู่กับความเหมาะสมในแต่ละพื้นที่ เช่น ส่งเสริมการนำกลับมาใช้ใหม่ การทำปุ๋ย การเผาในเตาเผา และหลุมฝังกลบมลพิษ โดยมลพิษที่เกิดขึ้นทั้งประเทศจะถูกกำจัดโดยหลุมฝังกลบมลพิษอย่างถูกสุขลักษณะร้อยละ 35 เนื่องจากหลุมฝังกลบเป็นวิธีกำจัดที่สามารถรองรับมลพิษได้ในปริมาณและหลากหลายประเภท และการดำเนินการระบบไม่ยุ่งยาก แต่มีข้อด้อยเพราะใช้พื้นที่มาก และส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจากน้ำชะมลพิษที่เกิดขึ้นซึ่งอาจปนเปื้อนแทรกซึมออกมาสู่แหล่งน้ำธรรมชาติทั้งแหล่งน้ำผิวดินและแหล่งน้ำใต้ดิน[1]

น้ำชะมลพิษ เป็นน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการย่อยสลายมลพิษ มีความสกปรกสูงและสารละลายหลายชนิดปนเปื้อนในปริมาณสูง ตัวอย่าง เช่น โลหะหนัก และ สารประกอบอินทรีย์ [2] ซึ่งล้วนอยู่ในรูปที่ย่อยสลายยาก [3,4,5] การบำบัดน้ำชะมลพิษในประเทศไทยเป็นการบำบัดทางชีวภาพด้วยระบบบ่อฝักเป็นส่วนใหญ่ โดยสารอินทรีย์และของแข็งอนุภาคใหญ่จะตกตะกอนลงสู่ก้นบ่อและมีจุลินทรีย์กลุ่มไมใช้อากาศทำหน้าที่ย่อยสลาย ส่วนสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำจะถูกจุลินทรีย์กลุ่มใช้อากาศย่อยสลาย ข้อจำกัดของระบบบ่อฝักคือ มีระยะเวลาที่เก็บนาน ใช้พื้นที่

มากเมื่อเทียบกับการใช้ระบบถังปฏิกรณ์ และรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ไม่สูงมาก [6]

ปัญหาหลักของน้ำชะมลพิษคือน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์สูง และสีค้ำเข้มจัดซึ่งเป็นสีจริงของน้ำ (true colour) อันเกิดจากสารประกอบกลุ่มฮิวมิก (umic substances) ได้แก่ กรดฮิวมิก (humic acid) กรดฟูลวิก (fulvic acid) และ ฮิวมิน (humic) ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างเสถียรและซับซ้อนมีค่าประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพ (biodegradable) ในรูปของค่า BOD₅/COD คืออยู่ในช่วง <0.1-0.4 [7,8] ซึ่งน้อยกว่าค่าการย่อยสลายทางชีวภาพของน้ำทิ้งชุมชนที่อยู่ในช่วง 0.5-0.7 [9] ดังนั้นการใช้ระบบบ่อฝักบำบัดน้ำชะมลพิษจึงมีประสิทธิภาพค่อนข้างต่ำ

วิธีการบำบัดสารอินทรีย์และสารย่อยสลายยากในน้ำชะมลพิษที่นิยมอย่างแพร่หลายส่วนใหญ่เป็นกระบวนการบำบัดทางเคมี (Kurniawan *et al.*, 2006) เช่น สารตกตะกอน โอโซน ออกซิเจนแบบผันกลับ และปฏิกิริยาเฟนตัน ผลที่ได้มีรายงานว่ากระบวนการทางเคมีสามารถลดความสกปรกของน้ำในรูปค่า COD (chemical oxygen demand) ในน้ำชะมลพิษได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยเฉพาะกระบวนการออกซิเดชันสามารถลดค่า COD ได้ประมาณ 80-90 เปอร์เซ็นต์ [10,11] และการใช้เพอร์ริคคลอไรต์ ในการตกตะกอนสามารถกำจัดสีของน้ำชะมลพิษได้ถึง 94 เปอร์เซ็นต์ [12,13] แต่วิธีการเหล่านี้มีราคาค่อนข้างสูงเมื่อเปรียบเทียบกับวิธีการบำบัดทางชีวภาพ

ในปัจจุบันน้ำหมักชีวภาพ (bioextract juice) เป็นผลิตภัณฑ์ชีวภาพที่ได้รับการสนใจอย่างกว้างขวางและถูกนำมาประยุกต์ใช้ในกิจกรรมหลายประเภทรวมทั้งการบำบัดมลพิษ น้ำหมักชีวภาพ เป็นของเหลว สีน้ำตาล กลิ่นหอม เปรี้ยว วอมหวาน ประกอบด้วยจุลินทรีย์กลุ่มต่างๆ อยู่ร่วมกัน 5 กลุ่ม ได้แก่ กลุ่มจุลินทรีย์เชื้อราที่มีเส้นใย (filamentous fungi) จุลินทรีย์สังเคราะห์แสง (photosynthetic microorganisms) จุลินทรีย์ที่ใช้ในการหมัก (zymogenic or fermented microorganisms) จุลินทรีย์ตรึงธาตุไนโตรเจน (nitrogen-

fixing microorganisms) และ จุลินทรีย์ที่สร้างกรดแลคติก (lactic acid bacteria) โดยทำงานร่วมกันทั้งกลุ่มที่ใช้และไม่ใช้อากาศซึ่งจุลินทรีย์กลุ่มนี้ถูกเรียกว่า จุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพ (effective microorganisms) ช่วยปรับสภาพความสมดุลของสิ่งมีชีวิตในสิ่งแวดล้อมและบำบัดมลพิษ โดยเฉพาะกลุ่มจุลินทรีย์ที่สร้างกรดแลคติกเป็น กลุ่มหลักที่มีมากที่สุดและเป็นกลุ่มสำคัญในการย่อยสลายสารอินทรีย์ [14] เช่น บำบัดน้ำเสียในฟาร์มปศุสัตว์ บ่อเลี้ยงสัตว์น้ำ และคับกลิ่นกองมูลฝอย [15] รวมทั้งสามารถนำไปใช้ในการบำบัด สารแขวนลอย และกลิ่น จากน้ำเสียโรงพยาบาลได้อย่างมีประสิทธิภาพ [16]

ดังนั้นการวิจัยจึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาถึงประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย โดยศึกษาอิทธิพลของการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนน้ำหมักชีวภาพต่อน้ำชะมูลฝอยและการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มจุลินทรีย์ในห้องปฏิบัติการเมื่อประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยต่อของเทศบาลนครหาดใหญ่

2. วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของน้ำหมักชีวภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยและการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในกระบวนการบำบัด
2. เพื่อศึกษาสัดส่วนการเติมน้ำหมักชีวภาพที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยและการขยายผลในระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของหลุมฝังกลบ

3. วิธีการวิจัย

3.1 น้ำชะมูลฝอย

ตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยที่ใช้ในการศึกษาได้มาจากแอ่งระบายน้ำชะมูลฝอยของหลุมฝังกลบมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา โดยทำการเก็บตัวอย่างแบบจ้วง (grab sampling)

แล้วนำมาวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ดังตารางที่ 1 ตารางที่ 1 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวัดคุณภาพน้ำตัวอย่าง

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
pH	pH meter
Conductivity	Conductivity meter
DO (mg/L)	Azide Modification
TDS (mg/L)	Dried at 180 °C
SCOD (mg/L)	Closed reflux titration

3.2 การเตรียม น้ำหมักชีวภาพ

1. เตรียมถังพลาสติกขนาด 200 ลิตรเติมน้ำ 150 ลิตร หัวเชื้อน้ำหมักชีวภาพ 20 ลิตร และกากน้ำตาล 8 ลิตร กวนผสมให้เข้ากัน
2. เตรียมเศษผักและผลไม้ล้างให้สะอาด 2-3 ครั้ง ปริมาณ 30 กิโลกรัมใส่ในถุงตาข่าย
3. นำถุงเศษผักและผลไม้ใส่ลงไปในถังน้ำที่เตรียมไว้ใช้ไม้ไผ่คาคกดึงให้จมน้ำตลอดเวลา แล้วปิดฝาให้สนิททำการหมักทิ้งไว้ 1 เดือน
4. เมื่อครบระยะเวลา 1 เดือนนำน้ำหมักที่ได้ใส่แกนลอนพลาสติกแข่เย็นที่ อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียสเพื่อใช้ในการทดลองต่อไป

3.3 การทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ

การทดลองทำในถังปฏิกรณ์ปริมาตรสุทธิ 5000 มิลลิลิตร จากนั้นเติมน้ำชะมูลฝอยปริมาตร 3000 มิลลิลิตรแล้วเติมน้ำหมักชีวภาพในสัดส่วนที่แตกต่างกัน ได้แก่ 0.66 % 1.33 % และ 2 % (น้ำหมักชีวภาพ/น้ำชะมูลฝอย; v/v) โดยมีชุดควบคุมคือ น้ำชะมูลฝอยที่ไม่ได้ทำการเติมน้ำหมักชีวภาพในถังปฏิกรณ์

ทำการทดลองทั้งสิ้น 30 วัน โดยเก็บตัวอย่างจากถังปฏิกรณ์ทุกวันในสัปดาห์แรกและ วันที่ 10 20 25 30 เพื่อตรวจวิเคราะห์ค่า COD รวมตรวจวัดปริมาณจุลินทรีย์ 3 กลุ่มคือ แบคทีเรียผลิตกรดแลคติก (lactic acid bacteria) โดยใช้ lactobacillus MRS Agar (MRS) ยีสต์-รา ใช้อาหารเลี้ยงเชื้อ Potato Dextrose Agar (PDA) และแบคทีเรียใช้

อาหารเลี้ยงเชื้อ Plate Count Agar (PCA) จากนั้นนำ สักส่วนของน้ำหมักชีวภาพ : น้ำชะมูลฝอยที่มี ประสิทธิภาพที่ดีที่สุดไปใช้ในการบำบัดน้ำชะมูล ฝอยที่ระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนคร หาดใหญ่ และติดตามตรวจสอบคุณภาพน้ำในรูป ของ COD

4. ผลการวิจัย

4.1 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจาก หลุมฝังกลบมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่

ลักษณะน้ำชะมูลฝอยที่เก็บมาจากแ่ง รวบรวมน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนครหาดใหญ่ อ. หาดใหญ่ จ. สงขลามีสถิติขณคังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 คุณลักษณะน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนคร หาดใหญ่

พารามิเตอร์	น้ำชะมูลฝอยเทศบาล นครหาดใหญ่
สี	ดำ
pH	8.3
Temperature (°C)	32
BOD ₅ (mg/L)	171
COD (mg/L)	1132
BOD ₅ /COD	0.15
Conductivity (ms/Cm)	11.20

4.2 ลักษณะสมบัติของน้ำหมักชีวภาพจาก เทศบาลนครหาดใหญ่

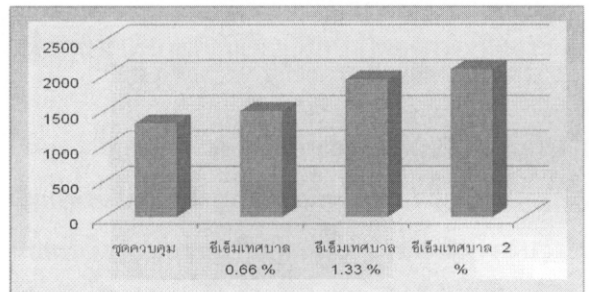
จากการตรวจวัดลักษณะสมบัติของน้ำหมัก ชีวภาพที่หมักจากเศษอินทรีย์ของเทศบาลนคร หาดใหญ่เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยพบว่ามี สมบัติดังตารางที่ 3

ตารางที่ 3 คุณลักษณะน้ำหมักชีวภาพเทศบาลนคร หาดใหญ่

พารามิเตอร์	ค่าที่ได้
สี	น้ำตาลเข้ม
pH	3.34
Temperature (°C)	30
COD (mg/L)	49,540
BOD (mg/L)	3,750
TDS (mg/L)	5,100
Conductivity (ms/Cm)	5.8
Salinity (ppt)	3.2

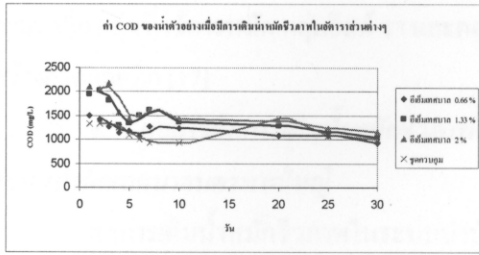
4.3 ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำ หมักชีวภาพ

จากการทดลองเติมน้ำหมักชีวภาพในสัดส่วน แดกต่างกัน พบว่า เมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพใน อัตราส่วน 0.66 %(v/v) ไม่มีผลในการเพิ่มค่า COD ในน้ำ ตัวอย่างดังแสดงในรูปที่ 1 แต่เมื่อทำการเพิ่มสัดส่วนน้ำ หมักชีวภาพมากขึ้นในช่วงที่ทดลองพบว่าเป็นการเพิ่มค่า COD ให้กับตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยเนื่องจากน้ำหมักชีวภาพมี ค่า COD อยู่แล้ว (ประมาณ 50,000 mg/L) ดังนั้นการเติมน้ำ หมักชีวภาพในสัดส่วนที่มากเกินไปเป็นการเพิ่มภาระ บรรทุกสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่าง



ภาพที่ 1 ค่า COD ในน้ำตัวอย่างเริ่มต้นที่มีการเติมน้ำหมัก ชีวภาพในสัดส่วนต่างๆ

สำหรับประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ของน้ำชะ มูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพที่สัดส่วนแตกต่างกัน ใน ระยะเวลา 30 วันแสดงในภาพที่ 2

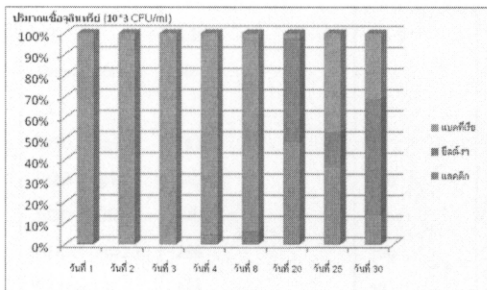


ภาพที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของค่า COD ของน้ำตัวอย่างที่มีการเติมน้ำหมักชีวภาพในปริมาณต่างๆ

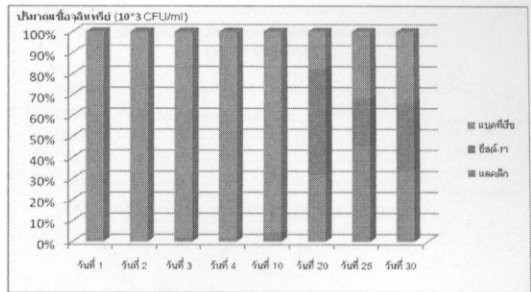
ผลการเติมน้ำหมักชีวภาพในสัดส่วนต่างๆ พบว่าประสิทธิภาพการบำบัด COD ในเมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพในอัตราส่วน 0.66 % สามารถลดค่า COD ได้ภายใน 15-23 วัน ส่วนในการเติมน้ำหมักชีวภาพในสัดส่วนอื่น ๆ นั้นยังจะเป็นการเพิ่มค่า COD ให้กับตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย

4.4 ผลการตรวจวัดปริมาณกลุ่มจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์

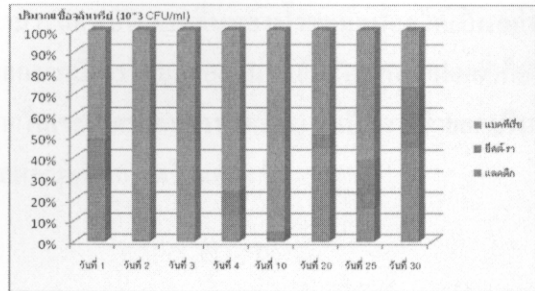
ผลการตรวจวัดปริมาณกลุ่มจุลินทรีย์ 3 กลุ่ม คือกลุ่มแบคทีเรียผลิตกรดแลกติก กลุ่ม ยีสต์-รา และ และแบคทีเรียดังแสดงในภาพที่ 3-6



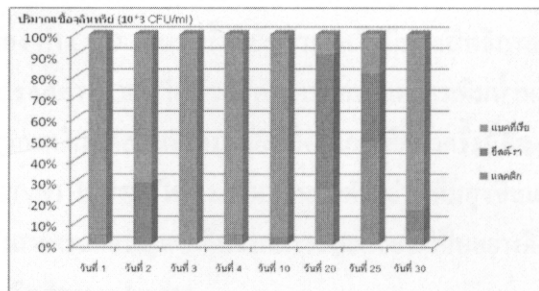
ภาพที่ 3 ปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในชุดการทดลองที่ 1



ภาพที่ 4 ปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในชุดการทดลองที่ 2



ภาพที่ 5 ปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในชุดการทดลองที่ 3



ภาพที่ 6 ปริมาณกลุ่มเชื้อจุลินทรีย์ในชุดการทดลองที่ 4

ผลการตรวจวัดปริมาณกลุ่มจุลินทรีย์พบว่า ใน 10 วันแรกของการทดลองสัดส่วนกลุ่มจุลินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียในทุกชุดการทดลอง หลังจากนั้นจึงพบว่าในระยะหลังของการทดลองในช่วงวันที่ 20 เป็นต้นไป ปริมาณกลุ่มจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์เปลี่ยนแปลงไปโดยสัดส่วนของจุลินทรีย์กลุ่ม ยีสต์-ราและกลุ่มสร้างกรดแลกติกจะมีสัดส่วนมากขึ้นในทุกชุดการทดลอง

ทั้งนี้เนื่องจากการทำงานของจุลินทรีย์ในน้ำหมักชีวภาพเป็นการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์หลายกลุ่มซึ่งมีลำดับคือ ในขั้นแรกสภาวะที่มีอากาศละลายและสารอินทรีย์มาก กลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มแรกที่จะเจริญเติบโตได้รวดเร็วคือกลุ่มแบคทีเรียจากนั้นก็ตายลงเกิดสภาวะไร้อากาศรุนแรงขึ้นซึ่งจะส่งผลคือจุลินทรีย์กลุ่มเจริญเติบโต

ตามมาคือ กลุ่มที่ใช้การหมัก กลุ่มยีสต์-รา และกลุ่มสร้างกรดแลคติก [17]

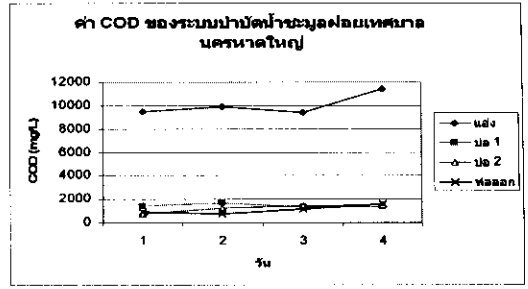
4. 5 ผลการศึกษาการเติมน้ำหมักชีวภาพในระบบบำบัดเทศบาลนครหาดใหญ่

ผลการเติมน้ำหมักชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียระบบบ่อบำบัดของเทศบาลนครหาดใหญ่ในอัตรา 0.6 % สามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้ดังตารางที่ 4 และภาพที่ 7-9

ระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลนครหาดใหญ่ที่ดำเนินการระบบแบบบ่อบำบัดเมื่อเติมน้ำหมักชีวภาพในสัดส่วนประมาณ 0.6 % ต่อเดือนสามารถบำบัดค่า COD ซึ่งระบบบำบัดนี้มีประสิทธิภาพอยู่ในช่วงดังกล่าวมาตั้งแต่ทำการเดินระบบดังนั้นจึงไม่อาจสรุปได้ชัดเจนน้ำหมักชีวภาพมีส่วนเสริมประสิทธิภาพการบำบัดของฝั่ แต่พบว่าการเติมน้ำหมักชีวภาพ

ตารางที่ 4 คุณภาพน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่หลังผ่านการบำบัดระบบบ่อบำบัด

พารามิเตอร์	น้ำชะมูลฝอยหลังการบำบัดแบบบ่อบำบัด	ค่ามาตรฐานน้ำทิ้ง
สี	เป็นที่น่ารังเกียจ	ไม่พึงรังเกียจ
pH	8.25	5.5-9
Temperature (°C)	30	40
BOD ₅ (mg/L)	162	20
COD (mg/L)	845	120
BOD ₅ /COD	0.046	-
NH ₃ -N (mg/L)	228	160
SS (mg/L)	115	50
Zinc	0.04	< 5.0
Copper	0.04	< 2.0
Arsenic	0.01	< 0.25



ภาพที่ 7 ค่า COD ของระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยเทศบาลนครหาดใหญ่

สามารถลดปัญหาหากกลิ่นของน้ำชะมูลฝอยได้เป็นอย่างดี นอกจากนี้การใช้น้ำหมักชีวภาพอินทรีย์ที่คัดแยกมูลฝอยที่เก็บขนจากในเขตเทศบาลนครหาดใหญ่ ยังเป็นการช่วยลดปริมาณมูลฝอยที่ต้องกำจัดในแต่ละวัน

6. สรุปผลการวิจัย

การใช้น้ำหมักชีวภาพบำบัดน้ำชะมูลฝอยซึ่งวัดในรูปของค่า COD พบว่าน้ำหมักชีวภาพไม่มีประสิทธิภาพในการลดค่า COD ในช่วงที่ทำการศึกษาแต่การเติมน้ำหมักชีวภาพในสัดส่วนที่เหมาะสมซึ่งในการศึกษารั้งนี้คือ 0.6 % (v/v) ไม่ส่งผลให้ค่า COD ในน้ำตัวอย่างเพิ่มสูงขึ้นและยังสามารถลดปัญหาหากกลิ่นจากน้ำชะมูลฝอยได้เป็นอย่างดี

7. กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยในครั้งนี้ได้รับการสนับสนุนทุนวิจัยจากบัณฑิตวิทยาลัยประจำปีการศึกษา 2550

8. เอกสารอ้างอิง

- [1] กรมควบคุมมลพิษ. (2547). การจัดการขยะมูลฝอยแบบฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล (Sanitary Landfill) กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม
- [2] Tammemagi, H. (1999). *The Waste Crisis*. New York. Oxford University Press.
- [3] 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.
- [4] 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*,13, 201-204.
- [5] 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.
- [6] ชีระ แกรอด. (2539). *วิศวกรรมน้ำเสียการบำบัดทางชีวภาพ*. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- [7] Josmaria, I and Patricio, P.(2005). Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of hazardous Material*, 123,181-186
- [8] 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 treaton. *Chemical Engineering Journal*, 92, 215-225.
- [9] มั่นสิน ตันจตุลเวศม์. (2543). *คู่มือวิเคราะห์คุณภาพน้ำ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย*.
- [10] Kurniawan, T. A., Lo. W. and Chan, G. (2006).Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of Ozone-GAC adsorption treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 137, 443-445
- [11] ตูลวิทย์ สถาปนจารุ , จักรกฤษณ์ มหัจฉริยวงศ์ และ พัฒนา อรุณรักษ์พงศธร. (2548). การนำน้ำเสียจากกระบวนการฟอกของอุตสาหกรรมสิ่งทอกลับมาใช้ใหม่เพื่อการลดสีโดยวิธีการเพน ต อ น อ อ ก ชี เ ค ช้ น , *Thai Environmental Engineering Journal* ,19 (1), 67-80.
- [12] Lin, S. H. and Lo, C. C. (1997). Fenton process for treatment of Dezing Wastewater. *Water Research*, 31, 2050-2056.
- [13] 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.
- [14] Szymanski, N and Patterson, R.A.(2003). Effective Microorganisms(EM) and Wastewater Systems.Future Directions for On-site Systems: Best Management Practice Proceeding of On-site ' 03 Conference.
- [15] สุพรชัย มั่งมีสิทธิ์. (2547). *รายงานประสบการณ์ การใช้จุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในวิธีการผลิตของชุมชนบางขุนไทร:กรณีการทำนาโดยนึ่งหมักโบราณ* สถาบันวิจัยและพัฒนา.กรุงเทพฯ: มหาวิทยาลัยศิลปากร.
- [16] สมศักดิ์ นุกุลอุดมพามิข, (2543). การบำบัดน้ำเสียโดยใช้จุลินทรีย์ธรรมชาติ (EM) : กรณีศึกษาบ่อบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศิริราช จังหวัดสุโขทัย. *วารสารอนามัยสิ่งแวดล้อม*,4(3),3-13.
- [17] Higa, T and Chinen, N.1998. EM Treatment of Odor, Waste Water, and Environment Problem

ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของน้ำ EM

Effects of Effective Microorganisms Liquid

on Leachate Treatment

จรีรัตน์ สุกุลรัตน์^{1*} และ เริงฤทธิ์ บานเย็น²

Jareerat Sakulrat^{1*} and Reungrit Barnyen²

¹อาจารย์ ; ²นักศึกษาปริญญาตรี สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ สงขลา 90112

*โทรศัพท์ : 0-7428-7130, โทรสาร : 0-7445-9396, E-mail : jareerat.s@psu.ac.th

บทคัดย่อ

บทความนี้นำเสนอผลการศึกษาดังประสิทธิภาพของน้ำจุลินทรีย์ประสิทธิภาพ หรือ น้ำ EM ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย เพื่อเป็นทางเลือกใหม่ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยให้แก่องค์กรปกครองส่วนท้องถิ่นในประเทศไทยซึ่งเป็นผู้ดูแลระบบการจัดการมูลฝอย เนื่องจากวิธีที่นิยมใช้ในปัจจุบัน คือ บ่อฝังแบบต่อเนื่อง ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้ค่อนข้างต่ำ ดังนั้น จึงจำเป็นต้องหาวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่ให้ประสิทธิภาพที่สูงกว่าแต่ยังมีราคาถูกและการดูแลไม่ยุ่งยากกว่าเดิม โดยการใช้น้ำ EM เป็นวิธีการหนึ่งที่ใช้บำบัดน้ำเสียชุมชนอย่างแพร่หลายในปัจจุบัน งานวิจัยนี้จึงทำการศึกษาประสิทธิภาพของน้ำ EM ที่มีจำหน่ายทั่วไป ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยชุมชน เพื่อหาความเป็นไปได้และปริมาณการใช้ที่เหมาะสม โดยเติมน้ำ EM ปริมาณต่างๆ ลงในน้ำชะมูลฝอยโดยไม่มีการเติมสารอาหารหรือปรับสภาวะใดๆ เช่นเดียวกับระบบบ่อฝัง ซึ่งจากการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอย 2 แห่ง ได้ผลการทดลองตรงกันว่า น้ำชะมูลฝอยที่มีการเติมน้ำ EM มีสีจางลงอย่างชัดเจนเมื่อเวลาผ่านไปประมาณ 3 วัน และพบว่าต้องเติมน้ำ EM น้อยกว่า 0.67% (โดยปริมาตรน้ำ EM ต่อ น้ำชะมูลฝอย) จึงทำให้น้ำชะมูลฝอยมีคุณภาพดีกว่าน้ำชะมูลฝอยที่ไม่มีการเติมน้ำ EM จึงได้ข้อสรุปว่า น้ำ EM สามารถช่วยกำจัดความสกปรกในน้ำชะมูลฝอยได้แต่ต้องใช้ในปริมาณที่เหมาะสมเท่านั้น

คำสำคัญ : มูลฝอยชุมชน; น้ำชะมูลฝอย; น้ำหมักชีวภาพ EM; การบำบัด

Abstract

This research presents the study on the effect of Effective Microorganism (EM) liquid on the quality of municipal solid waste landfill leachate as a choice of leachate treatment method for local authorities in Thailand. A common method used to treat landfill leachate at present is a pond system as it is cheap and requires low operating skill but this method is not quite effective. Therefore, other method that is more effective but still cheap is required. Using EM liquid is one of interesting options as it is widely used for municipal wastewater treatment at present. This research then studies the possibility of using EM liquid to treat landfill leachate. Various EM liquids available in market were used to treat leachate from two landfill sites. The result of these two sites is similar. Physical properties such as color and smell are clearly improved after adding EM liquid three days. Moreover, the quality of leachate with EM liquid was better than leachate without EM liquid only when 0.67% EM by volume was added. Therefore, it can be summarized that EM liquid can be used to treat landfill leachate but only when suitable quantity is added.

Keywords : municipal solid waste; leachate; Effective Microorganism liquid; Treatment

บทนำ

วิธีการกำจัดมูลฝอยที่ปฏิบัติต่อเนื่องกันมาตั้งแต่อดีตจนถึงปัจจุบันมีหลายรูปแบบ เช่น การนำไปกองกลางแจ้ง การทิ้งลงทะเล การหมักทำปุ๋ย การกำจัดด้วยวิธีเคาะเผาและการฝังกลบอย่างถูกสุขาภิบาล วิธีที่นิยมใช้ในประเทศไทยมากที่สุดในปัจจุบันในการจัดการมูลฝอยที่เก็บขนได้คือวิธีการฝังกลบ (ประมาณ 80% ของมูลฝอยที่เก็บได้) ทั้งแบบเทกองกลางแจ้ง (Open dumping) และแบบถูกหลักสุขาภิบาล (Sanitary Landfill) [1] เนื่องจากเป็นวิธีการที่มีความยืดหยุ่นสูงกว่าวิธีการอื่นซึ่งสามารถรองรับมูลฝอยได้ทุกประเภท ค่าใช้จ่ายต่อตันของมูลฝอยถูกที่สุด และการก่อสร้างดำเนินการและดูแลรักษาไม่ยุ่งยาก แต่ปัญหาหลักของการฝังกลบมูลฝอยคือ การเกิดน้ำเสียที่เรียกว่า น้ำชะมูลฝอย (Leachate) ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายของมูลฝอยอินทรีย์ที่ทับถมกัน และเมื่อมีน้ำผ่านชั้นดินด้านบนลงมาจะชะล้างเอามูลฝอยที่ย่อยสลายแล้วไหลลงมาด้านล่าง และหากชั้นกันซึมของหลุมฝังกลบเสื่อมสภาพหรือเกิดการรั่วซึมจะทำให้ น้ำชะมูลฝอยสามารถซึมลงสู่ชั้นน้ำใต้ดิน จะทำให้คุณภาพน้ำใต้ดินเสื่อมสภาพและหากนำน้ำใต้ดินที่มีการปนเปื้อนมาใช้อุปโภคบริโภคจะส่งผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของประชาชนที่ใช้น้ำบริเวณดังกล่าว ดังนั้นจึงต้องมีการจัดการน้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นอย่างเหมาะสมเพื่อลดผลกระทบต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม

วิธีการหลักในการจัดการน้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นในประเทศไทยคือ การรวบรวมจากด้านล่างของหลุมฝังกลบแล้วสูบขึ้นมาเก็บไว้ในระบบบ่อบำบัดบน แต่วิธีการนี้สามารถดำเนินการได้เฉพาะกับหลุมฝังกลบแบบถูกสุขลักษณะเท่านั้น เนื่องจากมีการปูแผ่นพลาสติกไว้ที่ด้านล่างเพื่อป้องกันการซึมผ่านลงสู่ชั้นน้ำใต้ดิน โดยน้ำชะมูลฝอยที่รวบรวมได้นี้จะถูกกักเก็บไว้ในบ่อบำบัดซึ่งมีการปูพื้นด้วยแผ่นพลาสติกเช่นกัน ส่วนใหญ่เป็นระบบบ่อบำบัดตามธรรมชาติอย่างต่อเนื่องประมาณ 3-4 บ่อ ซึ่งให้ผลการระเหยหรือการเพิ่มปริมาณออกซิเจนโดยธรรมชาติในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย [2] เนื่องจากเป็นวิธีการที่ง่าย มีราคาถูก และการดูแลรักษาไม่ยุ่งยาก อย่างไรก็ตาม ประสิทธิภาพในการบำบัดของวิธีการนี้ขึ้นกับระยะเวลาในการพักในบ่อบำบัด ซึ่งอาจต่ำลงในฤดูฝนเพราะมีเวลาพักน้อยลงเนื่องจากมีปริมาณน้ำชะมูลฝอยที่สูงจึงล้นออกจากระบบได้เร็วขึ้น

ปัจจุบันจึงมีการวิจัยเพื่อพัฒนาวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่มีประสิทธิภาพสูงขึ้นหลายวิธี เช่น การประยุกต์ใช้ระบบ Anaerobic Filter, Aerobic Filter, Activated Sludge, หรือ Wetland กับน้ำชะมูลฝอยที่รวบรวมได้ เป็นต้น ซึ่งวิธีเหล่านี้ต้องการค่าใช้จ่ายและความสามารถในการดูแลและดำเนินการที่สูง ซึ่งอาจไม่เหมาะสมกับศักยภาพขององค์กรท้องถิ่นหลายแห่งของประเทศไทยในปัจจุบัน จึงทำให้วิธีการบำบัดเหล่านี้ยังไม่เป็นที่แพร่หลายในปัจจุบัน ดังนั้น วิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่ให้ประสิทธิภาพที่สูงกว่าบ่อบำบัดแบบต่อเนื่อง แต่มีราคาถูกและการดูแลไม่ยุ่งยากจึงเป็นสิ่งที่ต้องการอย่างยิ่งสำหรับหน่วยงาน

ท้องถิ่นในประเทศไทย โดยทางเลือกหนึ่งที่จะให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่สูงขึ้น คือ การเติมน้ำหมักชีวภาพ หรือ ที่นิยมเรียกกันทั่วไปว่า น้ำ EM (Effective Microorganisms) ซึ่งใช้น้ำบำบัดน้ำเสียชุมชนกันอย่างแพร่หลายในปัจจุบัน ลงในน้ำชะมูลฝอยในบ่อฝังที่มีอยู่เดิมเพื่อช่วยในการปรับสภาพน้ำเสียให้ดีขึ้นก่อนปล่อยสู่ธรรมชาติ โดยกลุ่มจุลินทรีย์นี้เป็นจุลินทรีย์ในหมวดสร้างสรรค์ ซึ่งช่วยปรับสภาพความสมดุลและไม่เป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตและสิ่งแวดล้อม แต่เนื่องจากปัจจุบันยังไม่มีการศึกษาถึงประสิทธิภาพในการนำน้ำ EM มาบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยตรง จึงไม่ทราบถึงปริมาณการเติมกลุ่มจุลินทรีย์และชนิดของน้ำ EM ที่เหมาะสม งานวิจัยนี้จึงทำการศึกษาคุณภาพของน้ำชะมูลฝอยเมื่อมีการเติมน้ำ EM ที่ปริมาณและชนิดที่แตกต่างกัน เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการนำไปใช้เป็นทางเลือกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบต่อไป

แผนการวิจัย

1. เตรียมน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบแห่งหนึ่งในจังหวัดสงขลา ปริมาตร 3000 มิลลิลิตร ในถังปฏิกริยาปริมาตรสุทธิ 5000 มิลลิลิตร
2. เติมน้ำ EM ทั่วไปตามห้องตลาด 3 ชนิด คือ EM จากบริษัทอีเอ็มคิวเซ (EM คิวเซ), EM จากบริษัทเคอีเอ็มกรุงเทพ (K-EM) และ EM ชนิดผง ไบโอกรีส (EM ชนิดผง) ในสัดส่วนต่างๆ 2 ชุดการทดลอง คือชุดการทดลองที่ 1 (0.67%, 3.33%, 16.7% และ 83.3%) และชุดการทดลองที่ 2 (0.067%, 0.167% และ 0.33%) โดยปริมาตรน้ำหมักชีวภาพต่อปริมาตรน้ำชะมูลฝอย โดยเติมน้ำ EM เพียงครั้งเดียวในช่วงเริ่มต้นของแต่ละชุดการทดลอง และทั้ง 2 ชุด มีชุดควบคุมคือ น้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติมน้ำหมักชีวภาพ
3. เก็บตัวอย่างน้ำจากถังปฏิกริยาทุกวันจนสิ้นสุดการเปลี่ยนแปลง เพื่อตรวจวิเคราะห์ค่า pH, Temperature, TDS, Conductivity, Salinity, COD, DO และ Color

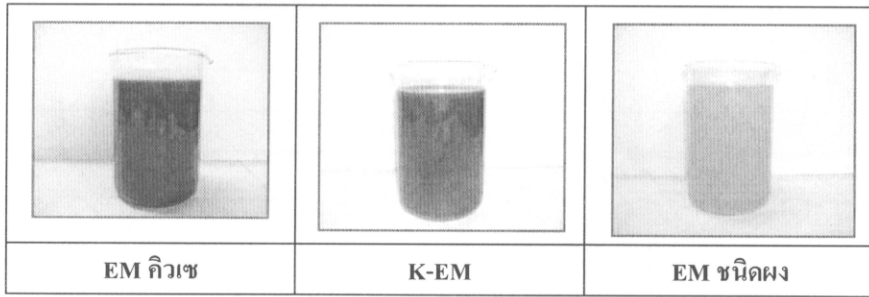
ผลการวิจัย

ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอย

ลักษณะน้ำชะมูลฝอยและน้ำ EM ทั้ง 3 ชนิด ดังแสดงในตารางที่ 1 ซึ่งเห็นได้ว่ามีคุณสมบัติทางเคมีใกล้เคียงกันแต่มีคุณสมบัติทางกายภาพแตกต่างกัน โดยน้ำ EM คิวเซจะมีสีน้ำตาลเข้มในขณะที่น้ำ EM K-EM จะมีสีน้ำตาลอมแดง ส่วน EM ชนิดผง เมื่อนำมาผสมน้ำตามอัตราส่วนจะมีสีน้ำตาลอ่อนและพบการว่าละลายของ EM ไม่เป็นเนื้อเดียวกับน้ำและมีตะกอนของ EM ที่ไม่ละลายน้ำปอยู่ ดังแสดงในรูปที่ 1

ตารางที่ 1 คุณลักษณะของน้ำชะมูลฝอยและน้ำ EM

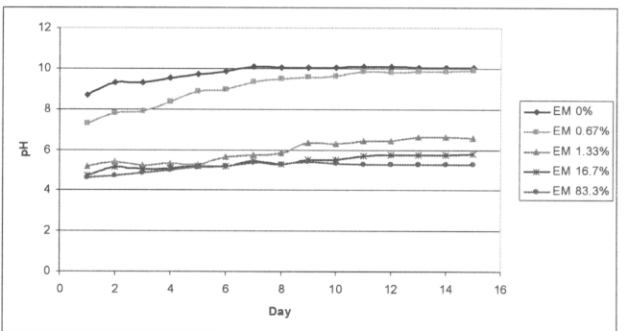
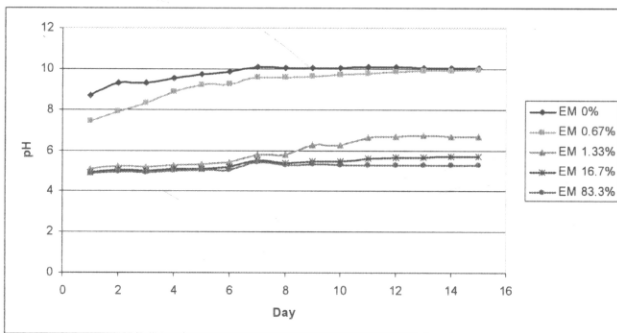
พารามิเตอร์	น้ำชะมูลฝอย	ชนิดของน้ำ EM		
		EM คิวเซ	K-EM	EM ชนิดผง
pH	8.45	4.02	4.04	4.09
Salinity (ppt)	0.7	4.1	4.1	4.3
TDS (mg/L)	992	5,054	5,032	5,128
COD (mg/L)	4,272	11,224	11,246	11,356
Conductivity (ms/Cm)	1.459	7.434	7.512	7.321



รูปที่ 1 ลักษณะของน้ำ EM ที่ใช้ทดลอง

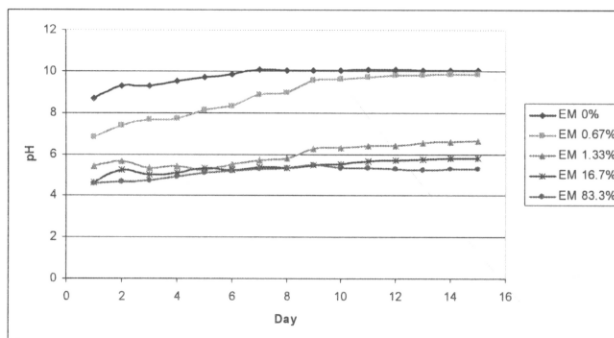
ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำหมักชีวภาพ

ค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ทั้งสามชนิด ดังแสดงในรูปที่ 2 ซึ่งพบว่าเมื่อเติมน้ำ EM ทำให้ค่า pH ลดต่ำลง เนื่องจากน้ำ EM มีสภาพเป็นกรด แต่เมื่อเวลาผ่านไปจะมีค่าสูงขึ้น เนื่องจากกรดอินทรีย์ในน้ำ EM ถูกใช้ไปในการดำรงชีพของจุลินทรีย์และจะคงที่เมื่อสารอาหารหมดไป และมีแนวโน้มเดียวกันทั้ง 3 ชนิด



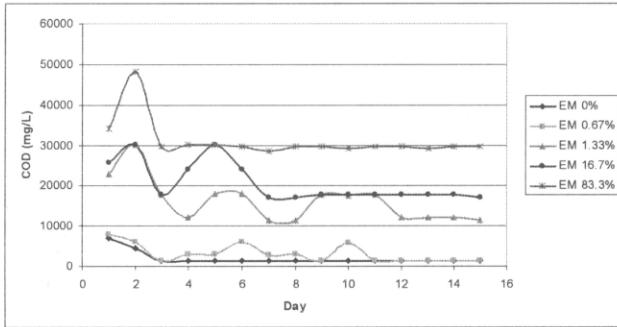
รูปที่ 2(a) ค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM คิวเช

รูปที่ 2(b) ค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM

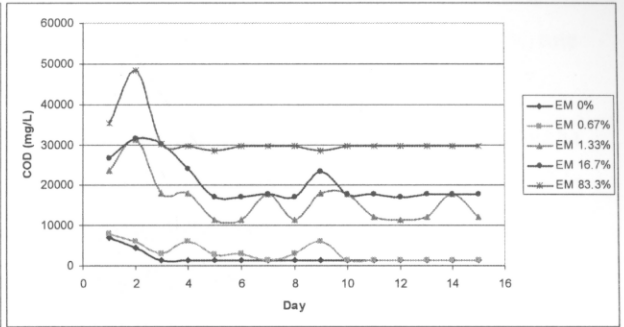


รูปที่ 2(c) ค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ชนิดผง

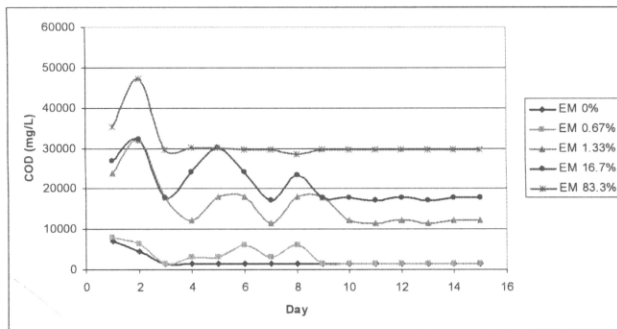
โดยการเปลี่ยนแปลงของค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยจากการเติมน้ำ EM ทั้งสามชนิด ดังแสดงในรูปที่ 3



รูปที่ 3(a) ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM กิวเซ

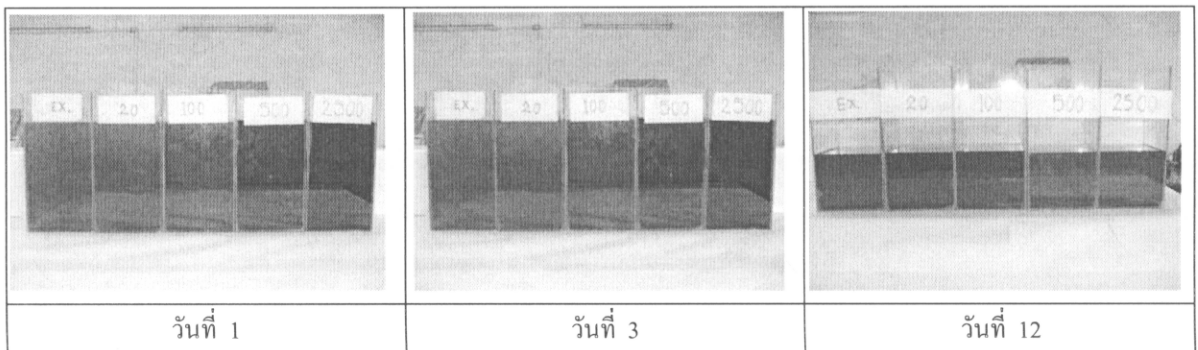


รูปที่ 3(b) ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM



รูปที่ 3(c) ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ชนิดผง

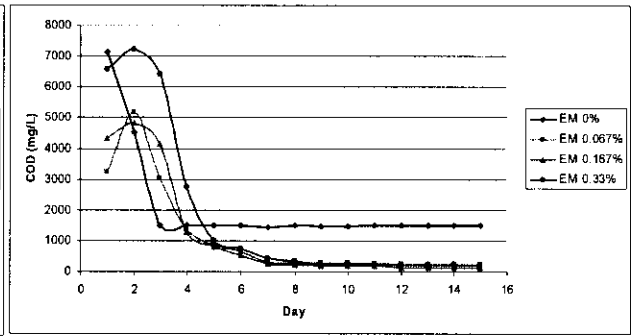
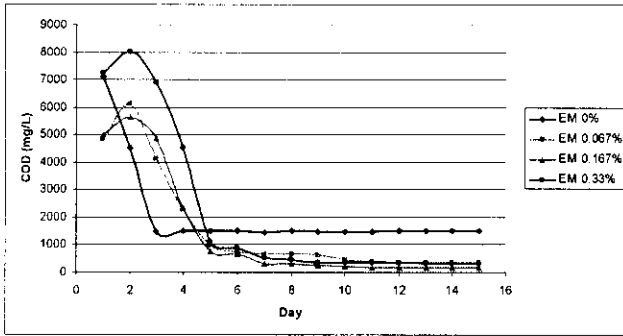
จากรูปที่ 3 พบว่าการเปลี่ยนแปลงค่า COD จากการเติมน้ำ EM ทั้ง 3 ชนิดมีแนวโน้มเหมือนกัน โดยค่า COD จะสูงขึ้นเมื่อเติม EM มากขึ้นเนื่องจากสารอินทรีย์ในน้ำ EM จากนั้นค่า COD จะลดลงชัดเจนในช่วง 3-5 วันแรกก่อนจะคงที่ทุกปริมาณน้ำ EM ที่เติมลงไป แต่พบว่าค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM ในวันสุดท้ายยังคงสูงกว่าค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติมน้ำ EM ยกเว้นน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM 20 mL หรือ 0.67% จะมีค่า COD ใกล้เคียงกับน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติมน้ำ EM ซึ่งพฤติกรรมที่เกิดขึ้นเหมือนกับผลการทดลองกับน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบอีกแห่งหนึ่ง โดยใช้น้ำชะขยะมูลฝอยเมื่อมีการเติมและไม่มีการเติมน้ำ EM จากบริษัทอีเอ็มคิวเซในวันที่ 1, 3 และ 12 ของการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 4



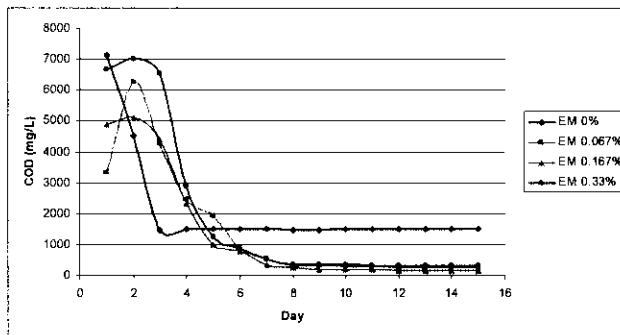
รูปที่ 4 การเปรียบเทียบสีของน้ำชะขยะมูลฝอยจากการเติม EM กิวเซ ชุดการทดลองที่ 1

จากรูปเห็นได้ว่า สีของน้ำชะมูลฝอยมีการเปลี่ยนแปลงอย่างชัดเจน หลังจากเติมน้ำ EM 2-3 วัน ในทุกปริมาณและชนิดของน้ำ EM ที่เติม โดยเปลี่ยนจากสีน้ำตาลเป็นสีส้ม โดยลำดับการเริ่มเปลี่ยนสีสัมพันธ์กับปริมาณน้ำ EM จากน้อยไปมาก คือ ปริมาณ EM 20 มิลลิลิตร (0.67%) จะเกิดการเปลี่ยนแปลงก่อนปริมาณ 100 มิลลิลิตร (3.33%), 500 มิลลิลิตร (16.7%) และ 2,500 มิลลิลิตร (83.3%) ตามลำดับ หลังจากนั้นพบว่า สีของน้ำชะมูลฝอยจะเข้มขึ้นและกลายเป็นสีดำในที่สุด

โดยสรุปจากการทดลองชุดที่ 1 พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัด COD ของทุกน้ำตัวอย่าง มีค่าประมาณ 50% โดยลดลงอย่างรวดเร็วในช่วง 5 วันแรกของการทดลอง และพบว่าเมื่อมีการเติมน้ำหมักชีวภาพในอัตราส่วน 0.67% เท่านั้นที่ทำให้ค่า COD ที่ได้ต่ำกว่าน้ำชะมูลฝอยที่ไม่มีการเติมน้ำหมักชีวภาพ ส่วนการเติมน้ำหมักชีวภาพในสัดส่วนที่มากกว่านั้นไม่ทำให้คุณภาพน้ำชะมูลฝอยดีกว่าการไม่เติมน้ำหมักชีวภาพ ดังนั้นจึงทำการทดลองชุดที่ 2 โดยลดปริมาณน้ำ EM ลงเป็น 0.067%, 0.167% และ 0.33% โดยการเปลี่ยนแปลงค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยด้วยน้ำ EM ทั้ง 3 ชนิด ดังแสดงในรูปที่ 5

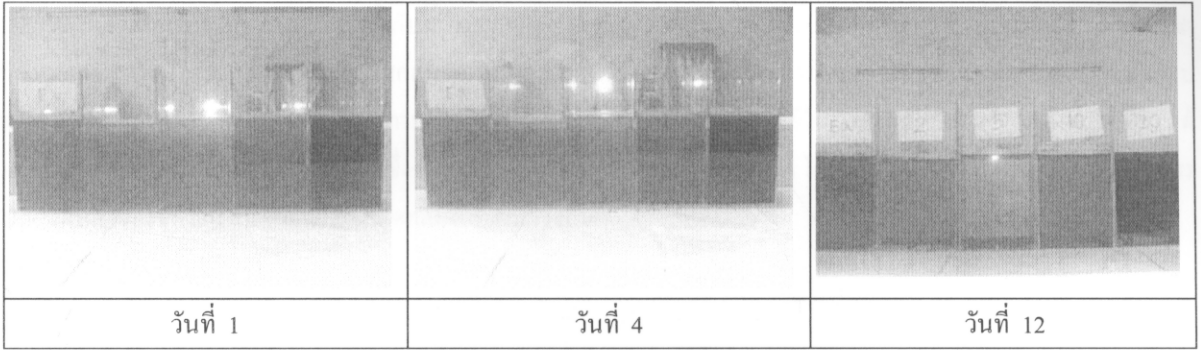


รูปที่ 5(a) ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM กิวเซ ชุดที่ 2 รูปที่ 5(b) ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ K-EM ชุดที่ 2



รูปที่ 5(c) ค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยเมื่อเติมน้ำ EM ชนิดผง ชุดที่ 2

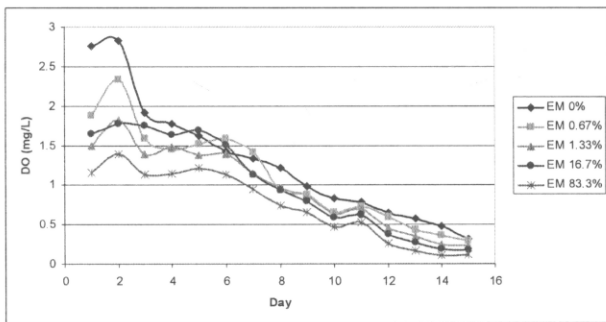
จากรูปที่ 5 พบว่าค่า COD ของน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM ต่ำกว่า 0.67% ทั้งหมดมีคุณภาพดีกว่าน้ำชะมูลฝอยที่ไม่เติมน้ำ EM ซึ่งให้ผลเช่นเดียวกับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากเทศบาลนครหาดใหญ่ [3] โดยสีน้ำชะมูลฝอยเมื่อมีการเติมและไม่มีการเติมน้ำ EM จากบริษัทฮีเอ็มกิวเซในวันที่ 1, 4, 7 และ 12 ของการทดลองชุดที่ 2 ดังแสดงในรูปที่ 6



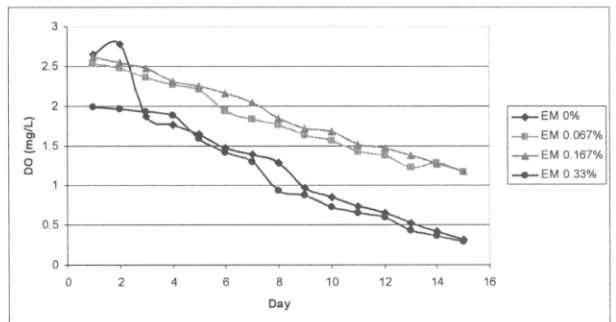
รูปที่ 6 การเปรียบเทียบสีของน้ำชะมูลฝอยเริ่มมีการเปลี่ยนแปลงอย่างชัดเจนหลังจากเติม EM 3 วัน เช่นเดียวกับการทดลองในช่วงที่ 1 ในทุกปริมาณน้ำ EM ที่เติม โดยเปลี่ยนจากสีน้ำตาลเป็นสีเขียว โดยลำดับการเริ่มเปลี่ยนสีจากปริมาณ EM 5 mL (0.167%) จะเกิดการเปลี่ยนแปลงก่อนปริมาณ 2 mL (0.067%), และ 10 mL (0.33%) ตามลำดับ หลังจากนั้นพบว่า สีของน้ำชะมูลฝอยจะใสขึ้นเรื่อยๆ โดยเฉพาะน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM ในปริมาณ 5 mL มีความใสกว่าปริมาณอื่นๆ

รูปที่ 6 แสดงให้เห็นว่า สีของน้ำชะมูลฝอยเริ่มมีการเปลี่ยนแปลงอย่างชัดเจนหลังจากเติมน้ำ EM 3 วัน เช่นเดียวกับการทดลองในช่วงที่ 1 ในทุกปริมาณน้ำ EM ที่เติม โดยเปลี่ยนจากสีน้ำตาลเป็นสีเขียว โดยลำดับการเริ่มเปลี่ยนสีจากปริมาณ EM 5 mL (0.167%) จะเกิดการเปลี่ยนแปลงก่อนปริมาณ 2 mL (0.067%), และ 10 mL (0.33%) ตามลำดับ หลังจากนั้นพบว่า สีของน้ำชะมูลฝอยจะใสขึ้นเรื่อยๆ โดยเฉพาะน้ำชะมูลฝอยที่เติมน้ำ EM ในปริมาณ 5 mL มีความใสกว่าปริมาณอื่นๆ

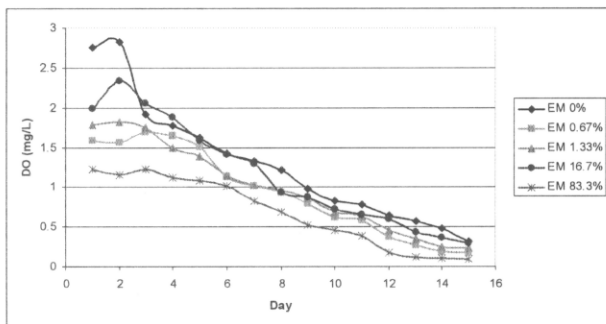
และเมื่อเปรียบเทียบปริมาณออกซิเจนละลายน้ำเมื่อสิ้นสุดการทดลองของทั้ง 2 ชุดการทดลอง พบว่า ปริมาณ DO ที่ตรวจวัดได้โดยเฉลี่ยจากการทดลองชุดที่ 2 จะสูงกว่าค่า DO ของการทดลองในชุดที่ 1 คือมีค่า DO ที่มากกว่า 1 mg/L ดังแสดงในรูปที่ 7 และ 8 ซึ่งสอดคล้องกับคุณภาพน้ำชะมูลฝอยของการทดลองชุดที่ 2 ที่ดีกว่าชุดที่ 1



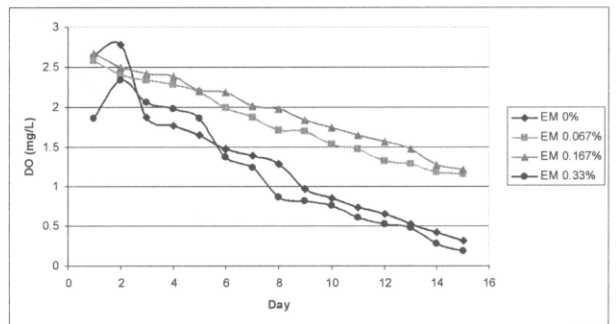
รูปที่ 7(a) ค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยชุดที่ 1 เมื่อเติม K-EM



รูปที่ 7(b) ค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยชุดที่ 2 เมื่อเติมน้ำ K-EM



รูปที่ 8(a) ค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยชุดที่ 1 เมื่อเติม EM ชนิดผง



รูปที่ 8(b) ค่า DO ของน้ำชะมูลฝอยชุดที่ 2 เมื่อเติม EM ชนิดผง

และจากการทดลองซ้ำอีก 2 ครั้งกับน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบทั้ง 2 แห่ง ก็ให้ผลการทดลองที่เหมือนกัน ดังนั้น จาก การทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบทั้ง 2 แห่ง ด้วย น้ำEM 5 ชนิด ให้ผลการทดลองในรูปแบบเดียวกัน จึงได้ข้อสรุป ของการทดลองในช่วงแรกคือ น้ำหมักชีวภาพมีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบชุมชนได้ แต่ต้องเติมในปริมาณที่เหมาะสมเท่านั้น ซึ่งจากการทดลองนี้คือ ต้องน้อยกว่า 0.67% โดยปริมาตร อย่างไรก็ตามพบว่า ไม่มีการ เปลี่ยนแปลงของของแข็งละลายน้ำ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยอื่นๆ

สรุปผลการวิจัย

น้ำหมักจุลินทรีย์ประสิทธิภาพ หรือน้ำ EM มีศักยภาพช่วยบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้อย่างดี โดยเฉพาะทางกายภาพ เช่น สี และกลิ่น ส่วนประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปค่า COD สูงประมาณ 95% แต่ต้องเติมในปริมาณที่เหมาะสมหรือ ไม่เกิน 0.67% ของปริมาตรน้ำชะมูลฝอย อย่างไรก็ตามไม่สามารถช่วยบำบัดปริมาณของแข็งละลายน้ำได้

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยในครั้งนี้ได้รับการสนับสนุนทุนวิจัยจากเงินงบประมาณแผ่นดิน มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ประจำปี 2551 สัญญาเลขที่ ENG51119900305

เอกสารอ้างอิง

- [1] กรมควบคุมมลพิษ 2550. สรุปสถานการณ์มลพิษของประเทศไทย
- [2] Ding A., Zhang Z., Fu J., and Cheng L. 2001. Biological control of leachate from municipal landfills. Chemosphere. 44(1): 1-8.
- [3] ปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงศ์, ชัยศรี สุขสาโรจน์, ธันวดี เตชะภัททวรกุล, และ จรีรัตน์ สกุลรัตน์ 2551. ประสิทธิภาพการบำบัด สารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยของน้ำหมักชีวภาพ. การประชุมเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษา ครั้งที่ 10 วันที่ 11-12 กันยายน 2551, มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช, กรุงเทพมหานคร



ทำเนียบวิทยากร

ชื่อบทความ	ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของน้ำ EM Effects of Effective Microorganisms Liquid on Leachate Treatment
ผู้นำเสนอบทความ	นางสาวจริรัตน์ สกุรัตน์
สถานที่ทำงาน	ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่
โทรศัพท์	086-941-7245, 0-7528-7130
ประวัติการศึกษา	- ปริญญาตรีวิศวกรรมโยธา มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ - ปริญญาโทวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม University of Melbourne, ออสเตรเลีย
ตำแหน่งหน้าที่ปัจจุบัน	อาจารย์
ประวัติการทำงาน	เป็นอาจารย์สอนสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม 5 ปี โดยวิชาหลักที่สอนคือ การจัดการมูลฝอยชุมชน
ประสบการณ์	- ช.ค. 2549 – ปัจจุบัน รองหัวหน้าโครงการ “ปรับปรุงกระบวนการผลิตในอุตสาหกรรมด้วยเทคโนโลยีสะอาด เครื่องช่วยมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์” สวทช. - ค.ค. 2550 – ปัจจุบัน หัวหน้าโครงการวิจัย “ศักยภาพของน้ำหมักชีวภาพ (EM) ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยชุมชน” งบประมาณแผ่นดิน 2551 - ค.ค. 2550 – ปัจจุบัน หัวหน้าทีมวิจัย Solid and Hazardous Waste Management Research Group, คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
ผลงาน	- Sakulrat, J. (2006), “Effective MSW management planning system for local authorities in Thailand”, <i>Thai Environmental Engineering Journal</i> , Vol.20, No.3, pp.13-24, Bangkok, Thailand - Sakulrat, J., Chalermyanont, T., Chetpattananondh, P. & Piromlert, S. (2007), Indication of seawater intrusion in hat yai basin using groundwater chemistry, Proceeding of PSU-UNS International Conference on Engineering and Environment - ICEE-2005, Phuket, Thailand - Sakulrat, J., Chartnampaiboon, A. (2008), “Reduction of solid waste from Engineering Faculty, Prince of Songkla University to Hatyai Municipality Landfill”, Proceeding of 6 th PSU Engineering Conference 2008, Prince of Songkla University, Faculty of Engineering, Songkhla, Thailand