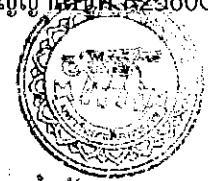


ฉบับสมบูรณ์

สัญญาเลขที่ B2560C143



สำนักหอสมุด

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

การบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า

Treatment of coolant wastewater by electrocoagulation method



คณะผู้วิจัย

สังกัด

- 1. ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา ภาควิชาวิศวกรรมโยธา
 - 2. ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. อุดมภ์ นาครักษ์ ภาควิชาวิศวกรรมอุตสาหกรรม
- คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร

สำนักหอสมุด มหาวิทยาลัยนเรศวร
วันลงทะเบียน 5-1 ส.ค. 2562
เลขทะเบียน 1020310
เลขเรียกหนังสือ 3. 10

๗๔๕
๖๗๑๕
๒๕๖๐

สนับสนุนโดย
งบประมาณจากเงินรายได้มหาวิทยาลัย
ปีงบประมาณ 2560

Executive summary

Spent coolant is considered to be a highly contaminated industrial waste and increasing environmental problems have resulted owing to illegal dumping and inappropriate treatment. The spent coolant mostly contains high amounts of non-biodegradable organic carbon and oil; and a biodegradability index (BOD_5/COD) of 0.04 which is difficult to be treated using common industrial treatment systems. In this study, electrocoagulation (EC) was proposed for a pre-treatment of spent coolant. A lab-scale EC reactor was developed with four parallel Al electrodes to investigate the changes in the efficiency of the EC reactor for COD removal at varying current densities and electrolysis times. Use of the highest current density of 50 mA/cm^2 resulted in ~65% COD removal in a short electrolysis time of 10 min. For lower current densities of $20\text{-}40 \text{ mA/cm}^2$, the maximal COD removal efficiency requires the use of longer electrolysis times. Although increasing the current density had an insignificant effect on the overall COD removal efficiency at long electrolysis times, this parameter was seen to increase the biodegradability index from 0.09 at 20 mA/cm^2 to 0.20 at 50 mA/cm^2 . Considering the specific energy consumption and sludge production, the optimal condition for spent coolant treatment was a current density of 20 mA/cm^2 and electrolysis time of 30 min. For these conditions, the specific energy consumed was 0.88 kWh/kg-COD while the sludge produced was 0.04 kg/kg-COD .

บทคัดย่อ

น้ำเสียหล่อเย็น จัดเป็นหนึ่งในน้ำเสียจากกระบวนการอุตสาหกรรมที่กำจัดได้ยาก และโรงงานส่วนใหญ่เลือกที่จะกำจัดด้วยการเผาในรูปของขยะอันตราย โดยทั่วไปน้ำเสียหล่อเย็นจะประกอบด้วยสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก และไขมันในปริมาณสูง เช่น ซีไอที 5,200 มิลลิกรัมต่อลิตร, ซีไอที 122,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และไขมัน 6,800 มิลลิกรัมต่อลิตร ในโครงการนี้ได้ทำการศึกษาความเป็นไปได้ในการนำกระบวนการรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า (Electrocoagulation) มาใช้ในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็น โดยใช้แผ่นอลูมิเนียมเป็นขั้วไฟฟ้า จากการศึกษาที่ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าและเวลาต่างๆ พบว่า ที่ระยะเวลาไม่เกิน 20 นาที ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าจะส่งผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพการบำบัด โดยประสิทธิภาพการบำบัดจะเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 50 เมื่อใช้ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 10 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร เป็นร้อยละ 68 เมื่อใช้ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 50 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร อย่างไรก็ตาม ที่ระยะเวลาเกินกว่า 20 นาที ประสิทธิภาพการบำบัดที่ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าต่างๆ จะไม่แตกต่างกันมากนัก นอกจากนี้ยังพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสัมพันธ์โดยตรงกับปริมาณการตกตะกอนและการฟุ้งกระจายของแผ่นอลูมิเนียมที่เกิดขึ้น ในขณะเดียวกันสัดส่วนของสารอินทรีย์ย่อยสลายยากในน้ำเสียจะมีค่าลดลงด้วย เมื่อพิจารณาถึงการใช้พลังงานในการบำบัดน้ำเสีย พบว่าการบำบัดที่เหมาะสม คือ ใช้ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 20 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร เป็นระยะเวลา 30 นาที โดยจะสามารถบำบัดน้ำเสียได้ร้อยละ 70 คิดเป็นการใช้พลังงาน 0.88 กิโลวัตต์ต่อการกำจัดซีไอที 1 กิโลกรัม หรือ 48.7 กิโลวัตต์ต่อการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็น

1 ลูกบาศก์เมตร

Abstract

The coolant wastewater is one of the industrial wastewater which is very difficult to treat by normal treatment process such as biological process. Mostly, the coolant wastewater is categorized as the hazardous waste and treated by incineration. The coolant wastewater generally contains high non-biodegradable organic carbon and oil, such as BOD 5,200 mg/L, COD 122,000 mg/L and oil & grease 6800 mg/L. In this research project, the authors studied the possibility of using electrocoagulation technique for coolant wastewater treatment, in which the aluminum sheet was used as cathode and anode electrodes. The treatment efficiency was indicated by the reduction of organic carbon in COD value. At various current densities and times, the results show that at the short period of <20 minutes the efficiency was increased by the current density; the efficiency was 50% at the current density of 10 mA/cm² and the efficiency was increased to 68% at the current density of 50 mA/cm². On the other hand, at the longer period of >20 minutes the efficiency was significantly different at various current densities. In addition, the sludge generation and aluminum sheet degradation were positive correlation with time. In term of the energy consumption, the appropriate condition for the effective wastewater treatment was 20 mA/cm² of current density and 30 minutes of treatment period. Under this condition, the treatment efficiency reached 70% and the energy consumption was around 0.88 kWh/kg COD or 48.7 kWh/m³.

สารบัญ

	หน้า
Executive summary	ก
บทคัดย่อ	ข
Abstract	ค
สารบัญ	ง
1. ลักษณะโครงการวิจัย	1
2. ที่มาและความสำคัญของโครงการวิจัย	1
3. วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย	1
4. ทฤษฎีและกรอบแนวคิดของโครงการวิจัย	2
5. การทบทวนวรรณกรรมที่เกี่ยวข้อง	5
6. วิธีการดำเนินการวิจัย	6
7. ผลการทดลองและอภิปรายผล	11
8. สรุปผลโครงการวิจัย	21
9. เอกสารอ้างอิง	21
ภาคผนวก	
ก. รูประหว่างการทดลอง	23
ข. ตัวชี้วัด	27

1. ลักษณะโครงการวิจัย

ประเภทการวิจัย : ทดลองและพัฒนา

กลุ่มการวิจัย : วิทยาศาสตร์เทคโนโลยี

สาขาวิชาการ : วิศวกรรมศาสตร์และอุตสาหกรรมวิจัย

จริยธรรมการวิจัย : ไม่เกี่ยวข้อง

2. ที่มาและความสำคัญของโครงการวิจัย

ในปัจจุบัน ประเทศไทยมีอัตราการเจริญเติบโตทางเศรษฐกิจอย่างรวดเร็ว โดยเฉพาะการขยายตัวของภาคอุตสาหกรรม ส่งผลให้มีการก่อตั้งนิคมอุตสาหกรรมหลายแห่ง เช่น นิคมอุตสาหกรรมอมตะนคร จังหวัดชลบุรี นิคมอุตสาหกรรมลาดกระบัง จังหวัดกรุงเทพมหานคร นิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง และนิคมอุตสาหกรรมบางพลี จังหวัดสมุทรปราการ เป็นต้น ทำให้จำนวนโรงงานอุตสาหกรรมเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว และส่งผลให้โดยตรงต่อปัญหาสิ่งแวดล้อมต่างๆ เช่น มลพิษทางน้ำจากการปล่อยน้ำเสียที่ปราศจากการบำบัด มลพิษทางอากาศจากการเผาขยะอันตราย เป็นต้น

น้ำเสียหล่อเย็น (Coolant) จัดเป็นหนึ่งในน้ำเสียอุตสาหกรรม ซึ่งใช้ในการควบคุมอุณหภูมิของเครื่องจักร ในกระบวนการตัดเฉือนหรือขึ้นรูปชิ้นงานโลหะ เพื่อลดแรงเสียดสีและลดความร้อนระหว่างเครื่องมือตัดกับชิ้นงาน จากข้อมูลของโรงงานอุตสาหกรรมผลิตเครื่องจักรกลแห่งหนึ่ง พบว่า น้ำเสียหล่อเย็นจะประกอบด้วยสารอินทรีย์ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก และไขมันในปริมาณสูง เช่น บีโอดี (Biological Oxygen Demand; BOD) 5,200 มิลลิกรัมต่อลิตร, ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand; COD) 122,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และไขมัน (Oil and grease) 6,800 มิลลิกรัมต่อลิตร

โดยทั่วไป การบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมสามารถทำได้หลายวิธี เช่น การตกตะกอนทางเคมี และการบำบัดด้วยจุลินทรีย์ ซึ่งทั้งสองวิธีนี้ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่งผลให้หลายโรงงานเลือกที่จะบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยวิธีการเผาในรูปของเสียอันตราย ซึ่งเสียค่าใช้จ่ายสูงค่อนข้างสูง นอกจากนี้หลายพื้นที่ยังพบการลักลอบทิ้งตามแหล่งน้ำสาธารณะ ที่ดินว่างเปล่า หรือขายให้กับคนรับซื้อในราคาถูก การปฏิบัติดังกล่าวก่อให้เกิดผลเสียต่อสิ่งแวดล้อมมาก

โครงการวิจัยนี้จึงทำการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยเทคนิคการรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า (Electrocoagulation) ข้อดีของเทคนิคนี้ คือ ไม่ต้องเติมสารเคมี ใช้เวลาในการบำบัดน้อย และดูแลรักษาระบบไม่ยุ่งยาก โดยโครงการนี้จะศึกษาปัจจัยเบื้องต้นที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด ได้แก่ ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า และระยะเวลา นอกจากนี้ยังคำนวณพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ รวมถึงค่าใช้จ่ายที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นอีกด้วย เพื่อใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานในการเลือกสถานะที่เหมาะสมในการพัฒนาระบบต่อไป

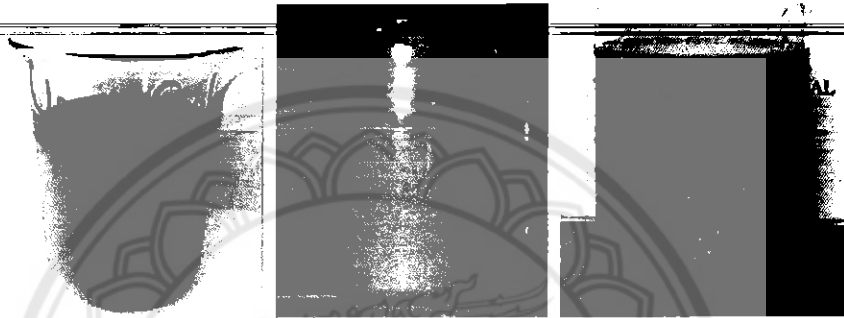
3. วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

1. ศึกษาวิธีบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าและเปรียบเทียบกับวิธีอื่นๆ
2. ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าภายใต้ปัจจัยต่างๆ
3. ศึกษาสถานะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็น โดยคำนึงถึงประสิทธิภาพการบำบัดและการใช้พลังงาน

4. ทฤษฎีและกรอบแนวความคิดของโครงการวิจัย

4.1 น้ำเสียหล่อเย็น

น้ำเสียหล่อเย็น มีลักษณะเป็นสารละลายสีขาวขุ่นคล้ายน้ำมัน และมีคราบน้ำมันลอยอยู่ด้านบน เมื่อมีการใช้งานซ้ำๆ หลายครั้ง จะมีการปนเปื้อนของสารบางชนิดเพิ่มขึ้นอีก เช่น สารเคลือบภาชนะบรรจุ น้ำมันเกียร์ และน้ำมันเครื่อง ทำให้น้ำมันหล่อเย็นเกิดความสกปรก ดังนั้น ลักษณะสำคัญของน้ำเสียหล่อเย็น ก็คือ ประกอบด้วยสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก และไขมันในปริมาณสูง นอกจากนี้ยังพบโลหะปนเปื้อนจากกระบวนการผลิต เช่น เหล็ก และสังกะสี นอกจากนี้ยังพบสารอื่นๆ เช่น ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ซึ่งขึ้นอยู่กับขั้นตอนการผลิตของแต่ละอุตสาหกรรม ดังแสดงตัวอย่างในตารางที่ 1



รูปที่ 1 ตัวอย่างน้ำเสียหล่อเย็น

ตารางที่ 1 ลักษณะกายภาพและเคมีของน้ำเสียหล่อเย็น

ชนิดของมลพิษ	ค่าที่ได้	ค่ามาตรฐาน*	หน่วย
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	10.5	5.5-9.0	-
อุณหภูมิ	36.4	45	องศาเซลเซียส
สารอินทรีย์ย่อยสลายด้วยชีวภาพ (Biological Oxygen Demand; BOD ₅)	5,200	500	มิลลิกรัมต่อลิตร
สารอินทรีย์ (Chemical Oxygen Demand; COD)	122,000	750	มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอย (SS)	3,500	200	มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS)	11,500	3,000	มิลลิกรัมต่อลิตร
ไนโตรเจนทั้งหมด (TKN)	230	100	มิลลิกรัมต่อลิตร
น้ำมันและไข	6,800	10	มิลลิกรัมต่อลิตร
สังกะสี (Zn)	3	5	มิลลิกรัมต่อลิตร
ฟอสฟอรัส (P)	88	-	มิลลิกรัมต่อลิตร
แมงกานีส (Mn)	2	5	มิลลิกรัมต่อลิตร
เหล็กทั้งหมด	32	10	มิลลิกรัมต่อลิตร
อลูมิเนียม	38	-	มิลลิกรัมต่อลิตร

* มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม ตามประกาศการนิคมอุตสาหกรรมแห่งประเทศไทยที่ 45/2541 เรื่อง หลักเกณฑ์ทั่วไปในการระบายน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมในนิคมอุตสาหกรรม

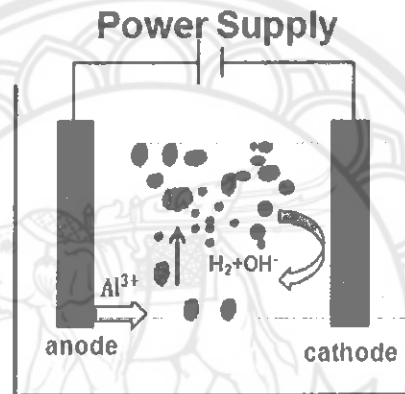
จากลักษณะคุณภาพน้ำเสียหล่อเย็นในตารางที่ 1 จะเห็นได้ว่ามีค่าสารอินทรีย์สูงถึง 122,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่เดียวกันก็มีค่าสารอินทรีย์ย่อยสลายด้วยชีวภาพในสัดส่วนน้อย คิดเป็น 4.2% ดังนั้นจึงไม่เหมาะสมที่จะบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ นอกจากนี้ยังมีค่าความเป็นกรด-ด่าง ของแข็งแขวนลอย ของแข็งละลายน้ำเกินมาตรฐานน้ำทิ้งโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรมอีกด้วย

4.2 การบำบัดด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า

หลักการการทำงานของกระบวนการการรวมตะกอนทางไฟฟ้า (Electrocoagulation : EC) จะประกอบไปด้วยแหล่งกำเนิดไฟฟ้ากระแสตรง โดยจะใช้ขั้วไฟฟ้าอย่างน้อย 2 ขั้ว (Anode และ Cathode) และสารละลายนำไฟฟ้า (Electrolyte) เมื่อปล่อยกระแสไฟฟ้าเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ที่ใช้โลหะเป็นแผ่นขั้วไฟฟ้าจะเกิดปฏิกิริยาที่มีการถ่ายโอนอิเล็กตรอน โดยจะเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันที่ขั้วบวก (Anode) ทำให้โลหะเกิดการสึกกร่อนและละลายอยู่ในน้ำ ในขณะที่ขั้วลบ (Cathode) จะเกิดปฏิกิริยารีดักชันของน้ำ โดยน้ำจะแตกตัวให้ก๊าซไฮโดรเจน (H_2) และไฮดรอกไซด์ไอออน (OH^-) เมื่อเวลาผ่านไปน้ำจะมีสภาพเป็นด่าง และทำให้เกิดกลุ่มตะกอนของอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ($Al(OH)_3$) และอลูมิเนียมออกไซด์ ($Al(OH)_3$) ซึ่งสามารถตกตะกอนสิ่งสกปรกในน้ำเสียได้ ดังรูปที่ 2 ดังนั้นการใช้วิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าในการบำบัดน้ำเสียจะต้องใช้ปริมาณไอออนโลหะที่ละลายออกมาจากอิเล็กโทรดจำนวนมากพอต่อปริมาณสารพิษที่ต้องการกำจัด

ถังปฏิกรณ์ของระบบรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าทำจากเซลล์เคมีไฟฟ้าแบบอิเล็กโทรไลซิส (Electrolysis) ที่มีขั้วบวกและขั้วลบ เมื่อต่อเข้ากับแหล่งพลังงานภายนอกปฏิกิริยาเคมีไฟฟ้าที่เกิดขึ้นที่ขั้วบวก (Anode) จะทำให้เกิดการสึกกร่อนของอิเล็กโทรดจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน ขณะที่อิเล็กโทรดที่ขั้วลบ (Cathode) เกิดปฏิกิริยารีดักชัน ซึ่งจะไม่เกิดการสึกกร่อน สำหรับการใช้ระบบรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าในการบำบัดน้ำเสียจะต้องใช้ปริมาณไอออนโลหะที่ละลายออกมาจากอิเล็กโทรดจำนวนมากพอต่อปริมาณมลสารที่ต้องการกำจัด (สมพงษ์ หิรัญมาตสุวรรณ, 2551) ดังนั้นจึงต้องใช้อิเล็กโทรดที่มีพื้นที่ผิวจำนวนมาก ซึ่งสามารถทำได้ด้วยการใช้อิเล็กโทรดขั้วเดียว (Monopolar Electrodes) ต่อแบบอนุกรมหรือแบบขนาน ชุดทดลองเซลล์ไฟฟ้าแบบง่าย ๆ ประกอบด้วยอิเล็กโทรดขั้วบวกและขั้วลบอย่างละคู่ต่อแบบขนานระหว่างกัน และเครื่องจ่ายไฟฟ้ากระแสตรงดังแสดงในรูปที่ 3(ก) นอกจากนี้จะต้องมีกล่องปรับความต้านทานเพื่อควบคุมปริมาณกระแสไฟฟ้า รวมทั้งมีมาตรวัดเพื่ออ่านค่ากระแสไฟฟ้าและศักย์ไฟฟ้า แผ่นโลหะที่ใช้เป็นขั้วไฟฟ้าและเกิดการสึกกร่อนจากปฏิกิริยาออกซิเดชันเรียกว่าอิเล็กโทรดสังเวย (Sacrificial Electrode) ซึ่งอาจใช้โลหะชนิดเดียวกันหรือต่างชนิดกันเป็นอิเล็กโทรดขั้วบวกและขั้วลบ รูปที่ 3(ข) แสดงเซลล์ไฟฟ้าขั้วเดียวต่อแบบอนุกรม อิเล็กโทรดที่วางอยู่ด้านในเป็นอิเล็กโทรดสังเวย ซึ่งเชื่อมต่อระหว่างกันแต่ไม่เชื่อมต่อกับอิเล็กโทรดด้านนอก การจัดเซลล์ไฟฟ้าในลักษณะนี้จะเปรียบเสมือนเซลล์ไฟฟ้าเดียวที่มีหลายอิเล็กโทรดที่ต่อเชื่อมกัน และการจัดเซลล์ไฟฟ้าในลักษณะนี้จะต้องใช้ศักย์ไฟฟ้าที่มีค่าสูง เพื่อให้กระแสไฟฟ้าไหลผ่านอิเล็กโทรดทั้งหมดในปริมาณเท่ากันเนื่องจากการต่อแบบอนุกรมจะทำให้ความต้านทานมีค่าสูงขึ้น รูปแบบเซลล์ไฟฟ้าอิเล็กโทรด 2 ขั้ว (Bipolar Electrodes) ต่อแบบขนานแสดงในรูปที่ 3(ค) อิเล็กโทรดสังเวยจะถูกวางระหว่างขั้วบวกและขั้วลบโดยไม่เชื่อมต่อกัน เป็นรูปแบบที่ง่ายและสะดวกในการบำรุงรักษาเมื่อใช้งานจริง เมื่อจ่ายกระแสไฟฟ้าอิเล็กโทรดทั้งสองจะมีประจุที่ตรงข้ามกันกับขั้วไฟฟ้านอก

โดยทั่วไปนิยมใช้แผ่นโลหะ เช่น เหล็กหรืออะลูมิเนียมเป็นอิเล็กโทรดสังเวย เพื่อผลิตอ็อกซิเจนประจุบวกอย่างต่อเนื่อง อ็อกซิเจนที่ผลิตขึ้นจะไปทำให้ประจุบนคอลลอยด์เป็นกลาง และทำให้คอลลอยด์รวมตัวกันเป็นอนุภาคที่มีขนาดใหญ่ อ็อกซิเจนที่ผลิตขึ้นนี้อาจกำจัดมลสารในน้ำด้วยวิธีอื่นๆ เช่น ปฏิกิริยาเคมีและการตกผลึก หรือเกิดจากการรวมตัวกันของมลสารแล้วลอยขึ้นผิวน้ำโดยก๊าซไฮโดรเจนที่ผลิตขึ้น นอกจากนี้ น้ำที่มีของแข็งแขวนลอย น้ำมันหรือมลสารอื่น ๆ เมื่อไหลผ่านสนามไฟฟ้า และอาจทำให้เกิดปฏิกิริยาไอออนไนเซชัน (Ionization) อิเล็กโทรไลซิส (Electrolysis) หรือการเกิดอนุมูลอิสระ (Free-radical) ทำให้คุณสมบัติทางเคมีและกายภาพของน้ำและมลสารเกิดการเปลี่ยนแปลง และมีผลต่อการกำจัดมลสารออกจากน้ำ เพื่อให้สามารถกำจัดมลสารได้มากขึ้นอาจกำหนดให้น้ำเสียไหลผ่านเซลล์ไฟฟ้าหลาย ๆ เซลล์อย่างต่อเนื่อง โดยใช้อิเล็กโทรดที่ทำจากโลหะต่างชนิดกัน และสำหรับการกำจัดมลสารจำเพาะอาจต้องทำการปรับค่า pH ORP และค่าการนำไฟฟ้าของน้ำเสียก่อนเข้าสู่เซลล์ไฟฟ้าเพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการกำจัดที่ดีขึ้น

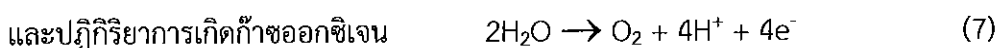
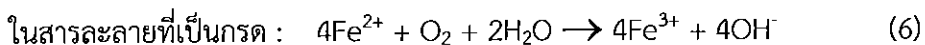
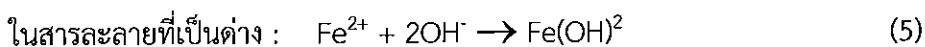
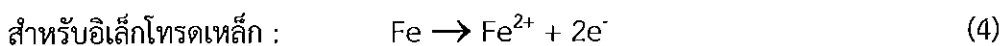
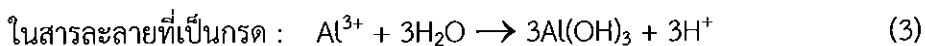
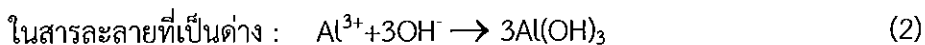
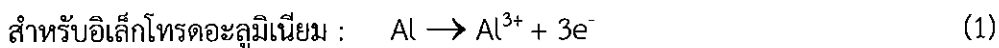


รูปที่ 2 องค์ประกอบของเคมีไฟฟ้า

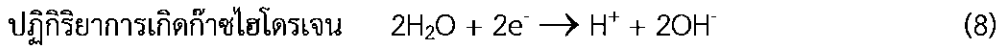
4.3 ปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้น

ปฏิกิริยาเคมีและกลไกการเกิดโคแอกกูเลชันที่เกิดขึ้นจะขึ้นกับคุณลักษณะของน้ำ ได้แก่ การนำไฟฟ้า pH ขนาดของอนุภาค และองค์ประกอบทางเคมีในน้ำ กลไกการเกิดอ็อกซิเจนจะขึ้นกับชนิดของอิเล็กโทรดที่ใช้ดังต่อไปนี้

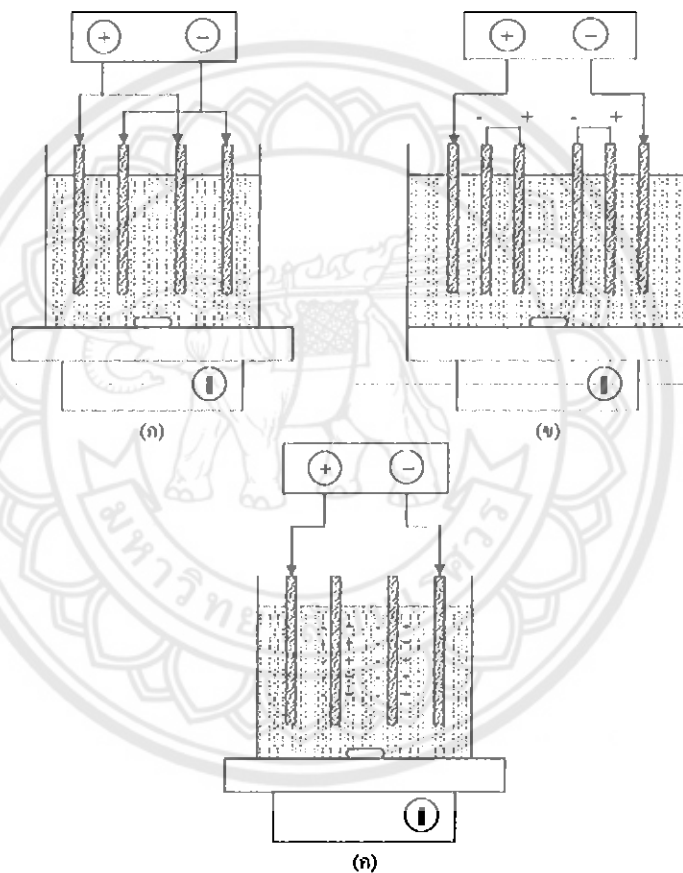
ปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นที่ขั้วบวก (Anode) มีดังต่อไปนี้



ปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นที่ขั้วลบ (Cathode) มีดังต่อไปนี้



ก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาเคมีไฟฟ้าจะไปเกาะติดกับของแข็งแขวนลอย และลอยตัวขึ้นผิวน้ำ Fe^{3+} ที่เกิดขึ้นจะทำปฏิกิริยาต่อน้ำโดยขึ้นกับค่า pH ในสภาวะที่เป็นกรดจะได้ $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ $\text{Fe}(\text{OH})_2$ และ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ดังสมการต่อไปนี้



รูปที่ 3 ชุดทดลองการรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าในห้องปฏิบัติการ; (ก) อิเล็กโทรดขั้วเดียวต่อแบบขนาน, (ข) อิเล็กโทรดขั้วเดียวต่อแบบอนุกรม และ (ค) อิเล็กโทรด 2 ขั้วต่อแบบขนาน (สมพงษ์ ธีรฤมาศสุวรรณ, 2551)

5. การทบทวนวรรณกรรมที่เกี่ยวข้อง

Vlyssides et al. (2000) ได้ทดลองการบำบัดน้ำเสียจากสีย้อมด้วยวิธีไฟฟ้าเคมี (Electrochemical) โดยใช้ Ti/Pt เป็นขั้วแอโนด และ Stainless steel เป็นขั้วแคโทด จากผลการทดลองพบว่า การบำบัดด้วยวิธีไฟฟ้าเคมีสามารถกำจัดสี และสารอินทรีย์ทั้งในรูปบีโอดีและซีโอดีได้

เป็นอย่างดี ภายในเวลาการบำบัดเพียง 18 นาที นอกจากนี้การเติมสารละลายโซเดียมคลอไรด์ในระหว่างทำปฏิกิริยาจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดให้ดียิ่งขึ้น

Bayramoglu et al. (2004) ได้ศึกษาการกำจัดน้ำเสียจากสีย้อมด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า โดยใช้แผ่นเหล็กและอลูมิเนียมเป็นขั้วไฟฟ้า น้ำเสียดังกล่าวประกอบด้วยสารอินทรีย์ (ซีไอดี) ประมาณ 3400 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่าความขุ่น 5700 มิลลิกรัมต่อลิตร ทั้งนี้ได้มีการศึกษาถึงผลของตัวแปรต่างๆ ที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย เช่น ค่าการนำไฟฟ้า ค่าความเป็นกรดต่าง ปริมาณความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า และระยะเวลา จากการศึกษาพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และความขุ่นขึ้นอยู่กับชนิดของขั้วไฟฟ้า โดยการใช้แผ่นอลูมิเนียมจะให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าการใช้แผ่นเหล็กเป็นขั้วไฟฟ้า อย่างไรก็ตาม ค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียจะต่ำกว่าเมื่อใช้แผ่นเหล็กเป็นขั้วไฟฟ้า กล่าวคือ 0.1 ดอลลาร์สหรัฐต่อกิโลกรัมซีไอดี เมื่อใช้แผ่นเหล็กเป็นขั้วไฟฟ้า และ 0.3 ดอลลาร์สหรัฐต่อกิโลกรัมซีไอดี เมื่อใช้แผ่นอลูมิเนียมเป็นขั้วไฟฟ้า

Kim et al. (2002) ได้พัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบใหม่เพื่อทดแทนระบบบำบัดแบบเดิมที่มีข้อจำกัดด้านปริมาณกากตะกอนที่เกิดขึ้นและประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ สำหรับบำบัดน้ำเสียจากสีย้อม โดยวิธีบำบัดที่เลือกใช้ ได้แก่ การรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า และพบว่าอัตราการลดลงของสีย้อมเป็นแบบปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ทั้งนี้ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากสีย้อม ได้แก่ ปริมาณความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า จำนวนอิเล็กโทรด และความเข้มข้นของสารอิเล็กโทรไลต์ โดยปัจจัยเหล่านี้จะแปรผันโดยตรงกับประสิทธิภาพการบำบัด อย่างไรก็ตาม พบว่าปัจจัยอื่นๆ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด เช่น ระยะห่างระหว่างอิเล็กโทรด อัตราการไหลของน้ำเข้าระบบ และความเข้มข้นของสีย้อมเริ่มต้น ไม่สัมพันธ์โดยตรงกับประสิทธิภาพการบำบัด นอกจากนี้ชนิดของขั้วไฟฟ้าก็มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดเช่นกัน กล่าวคือ การใช้แผ่นอลูมิเนียมจะให้ประสิทธิภาพสูงกว่าการใช้แผ่นเหล็กเป็นขั้วไฟฟ้า

Gurses et al. (2002) ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากสีย้อมด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า ในเชิงสถิติ โดยทำการทดลองทั้งหมด 44 ชุดการทดลอง และใช้ MINITAB เป็นโปรแกรมในการประมวลผล เพื่อแสดงความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพการบำบัดกับตัวแปรต่างๆ พบว่า ตัวแปรที่มีบทบาทความสำคัญต่อประสิทธิภาพการบำบัด ได้แก่ ความต่างศักย์ไฟฟ้า ระยะเวลาในการบำบัด และความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า

ธนัญ พูลสวัสดิ์ (2550) ได้ศึกษาการกำจัดสีเดเร็กซ์ด้วยวิธีรวมตะกอนทางไฟฟ้าแบบต่อเนื่อง ที่มีแผ่นอลูมิเนียมและแผ่นเหล็กเป็นขั้วไฟฟ้า โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้น 100 และ 250 มิลลิกรัมต่อลิตร จากการศึกษาพบว่า ค่าความเป็นกรดต่างของน้ำเสียหลังบำบัดมีค่าสูงขึ้น โดยมีค่าระหว่าง 8-10 สำหรับแผ่นอลูมิเนียม และ 10-13 สำหรับแผ่นเหล็ก นอกจากนี้ยังพบว่าสภาวะที่เหมาะสมเพื่อใช้บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยวิธีรวมตะกอนทางไฟฟ้าแบบต่อเนื่อง คือ ระยะเวลา 5.5 นาที กระแสไฟฟ้า 2 แอมแปร์ พื้นที่ผิวของแผ่นขั้วไฟฟ้า 800 ตารางเซนติเมตร และใช้แผ่นเหล็กเป็นขั้วไฟฟ้า โดยค่าการดูดกลืนแสงของน้ำเสียหลังบำบัดเป็น 0.020 และ 0.056 ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 100 และ 250 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ประมาณ 6.47 และ 5.86 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ตามลำดับ

6. วิธีการดำเนินการวิจัย

6.1 น้ำเสียหล่อเย็น

ในโครงการนี้ใช้น้ำเสียหล่อเย็นที่ได้จากกระบวนการผลิตของบริษัทสยามคูโบต้าคอร์ปอเรชั่น จำกัด จังหวัดชลบุรี และเก็บไว้ในภาชนะปิดที่อุณหภูมิ 20-25 องศาเซลเซียส ตลอดการทดลอง น้ำเสียหล่อเย็นมีลักษณะเป็นของเหลว สีน้ำตาลขุ่น และเมื่อตั้งทิ้งไว้จะมีคราบไขมันลอยอยู่ด้านบน ดังแสดงในรูปที่ 4 สำหรับคุณสมบัติอื่นๆ ของน้ำเสียหล่อเย็นสรุปได้ดังตารางที่ 2 ก่อนทำการทดลอง น้ำเสียหล่อเย็นจะถูกผสมให้เป็นเนื้อเดียวกันโดยปราศจากการเจือจาง



รูปที่ 4 น้ำเสียหล่อเย็นที่ใช้ในการทดลอง

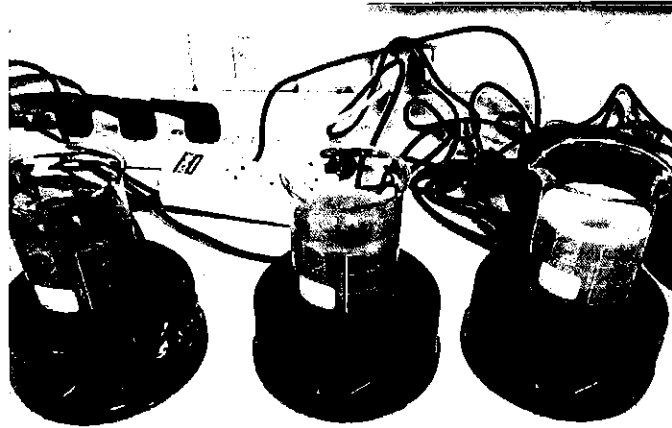
ตารางที่ 2 น้ำเสียหล่อเย็นที่ใช้ในการทดลอง

ชนิดของมลพิษ	ค่าที่ได้	หน่วย
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	10.5	-
สารอินทรีย์ย่อยสลายด้วยชีวภาพ (Biological Oxygen Demand; BOD ₅)	5,200	มิลลิกรัมต่อลิตร
สารอินทรีย์ (Chemical Oxygen Demand; COD)	122,000	มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอย (SS)	3,500	มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS)	11,500	มิลลิกรัมต่อลิตร
น้ำมันและไขมัน	6,800	มิลลิกรัมต่อลิตร

6.2 การติดตั้งและดำเนินการทดลอง

6.2.1 การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีตกตะกอนทางเคมี

ถึงปฏิกรณ์สำหรับทดลองบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีตกตะกอนทางเคมีประกอบด้วยบีกเกอร์ขนาด 500 มล. และเครื่องกวนแม่เหล็ก โดยศึกษาจะแบ่งออกเป็น 3 การทดลอง ได้แก่ 1) เติมสารเคมี A (ชื่อการค้า Oil Separator A) 10 มิลลิกรัมต่อลิตร 2) เติมสารเคมี A 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 3) เติมสารเคมี A 20 มิลลิกรัมต่อลิตร + ปูนขาว 5 มิลลิกรัมต่อลิตร + โพลีเมอร์ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยหลังจากเติมสารเคมี A จะปั่นกวนที่ความเร็วรอบ 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 2 นาที หลังจากเติมปูนขาว จะปั่นกวนที่ความเร็วรอบ 50 รอบต่อนาที เป็นเวลา 2 นาที และหยุดปั่นกวน หลังจากเติมโพลีเมอร์ ดังรูปที่ 5



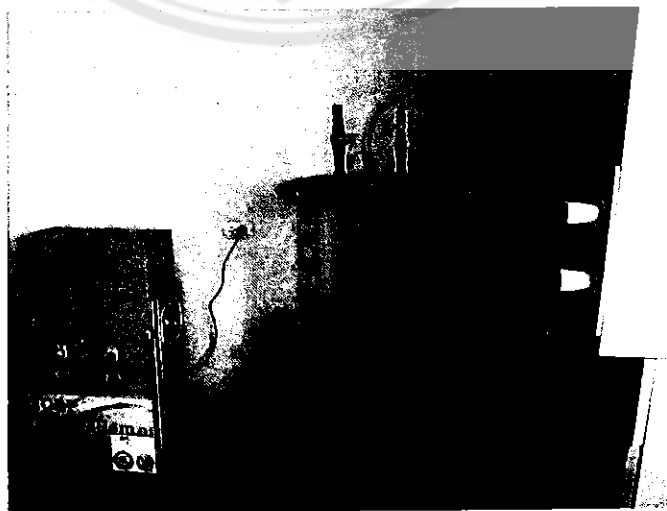
รูปที่ 5 ชุดการทดลองวิธีการบำบัดทางเคมี

ตารางที่ 3 การทดลองวิธีการบำบัดทางเคมี

การทดลอง	สารเคมีช่วยเร่งการตกตะกอน (ต่อลิตร)	ระยะเวลาการบำบัด (นาที)
1	สารเคมี A 10 มิลลิลิตร	10
2	สารเคมี A 20 มิลลิลิตร	10
3	สารเคมี A 20 มิลลิลิตร + ปูนขาว 5 มิลลิกรัม + โพลีเมอร์ 5 มิลลิกรัม	10

6.2.2 การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีโอโซนออกซิเดชัน

ถึงปฏิกรณ์สำหรับทดลองบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีโอโซนออกซิเดชันประกอบด้วยถังอะคริลิก ขนาด 80 ลิตร ที่มีช่องระบายก๊าซอยู่ด้านบน และเครื่องผลิตโอโซน ที่มีกำลังผลิต 100 ลิตรต่อชั่วโมง ในการทดลองนี้จะเติมน้ำเสียหล่อเย็น จำนวน 20 ลิตร ลงในถังปฏิกรณ์ จากนั้นเปิดเครื่องผลิตโอโซนอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 6, 8 และ 10 ชั่วโมง ตามลำดับ



รูปที่ 6 ชุดการทดลองวิธีการบำบัดด้วยโอโซน

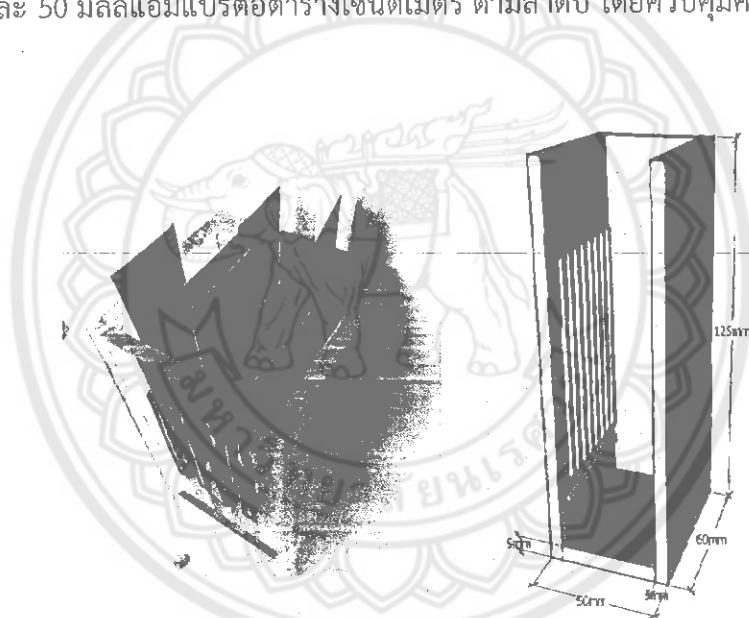
ตารางที่ 4 การทดลองวิธีการบำบัดด้วยโอโซน

การทดลอง	อัตราการเติมโอโซน (ลิตรต่อชั่วโมง)	ระยะเวลาการบำบัด (ชั่วโมง)
1	100	6
2	100	8
3	100	10

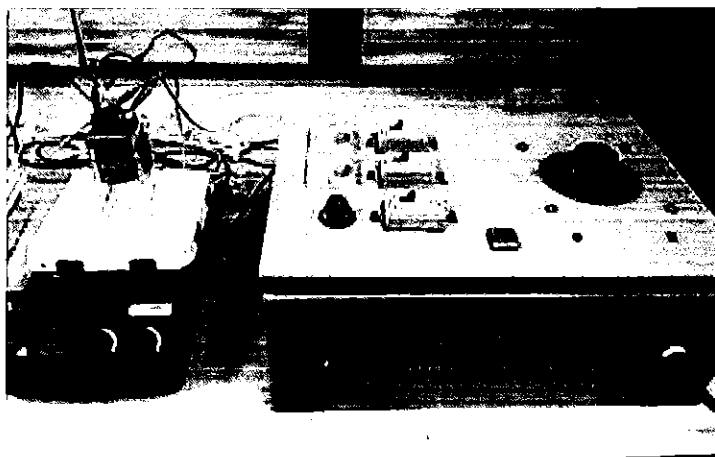
6.2.3 การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า

ถังปฏิกรณ์สำหรับทดลองบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า ประกอบด้วย 1) ถังอะคริลิก ปริมาตร 0.4 ลิตร (5×6×12.5 เซนติเมตร) ภายในมีแผ่นอะลูมิเนียม กว้าง 4.5 เซนติเมตร ยาว 10 เซนติเมตร หนา 0.01 เซนติเมตร จำนวน 4 แผ่น 2) เครื่องกำเนิดไฟฟ้า ซึ่งสามารถปรับกระแสไฟฟ้า และความต่างศักย์ได้ และ 3) เครื่องกวนแม่เหล็ก

ในการทดลองนี้ ใส่น้ำเสียหล่อเย็น ปริมาณ 150 มล ลงในถังปฏิกรณ์ที่มีแผ่นอะลูมิเนียมเป็นขั้วไฟฟ้า จากนั้นเติมโซเดียมคลอไรด์ 5 กรัมต่อลิตร และปรับค่าความเข้มกระแสไฟฟ้าเป็น 10, 20, 30, 40 และ 50 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร ตามลำดับ โดยควบคุมความต่างศักย์คงที่ที่ 5 โวลต์



รูปที่ 7 ถังปฏิกรณ์



รูปที่ 8 ชุดการทดลองวิธีการรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า

ตารางที่ 5 การทดลองกระบวนการรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า

การทดลอง	ความเข้มกระแสไฟฟ้า (มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร)	ปริมาณโซเดียมคลอไรด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ระยะเวลา (นาที)
1	10	5	2-60
2	20	5	2-60
3	30	5	2-60
4	40	5	2-60
5	50	5	2-60

6.3 วิธีวิเคราะห์

6.3.1 ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

วัดโดยใช้เครื่องวัดแบบพกพา รุ่น E00340 จากบริษัท YOKOGAWA

6.3.2 สารอินทรีย์คาร์บอน (Chemical oxygen demand, COD)

ใส่น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการรวมตะกอนทางไฟฟ้าแล้ว ปริมาณ 1 มิลลิลิตร ลงในหลอดบรรจุสารละลายซีโอดี ความเข้มข้น 15,000 มิลลิกรัมต่อลิตร บ่มที่ความร้อน 150 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 2 ชั่วโมง และวัดปริมาณซีโอดีในน้ำด้วยเครื่องวัดซีโอดี

6.3.3 ปริมาณตะกอน

นำตะกอนที่ได้จากการทดลองไปอบที่อุณหภูมิ 200 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 6 ชั่วโมง

6.4 วิธีคำนวณ

ในโครงการนี้จะใช้การลดลงของค่าสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปของซีโอดีเป็นตัวชี้วัดประสิทธิภาพของการบำบัด ซึ่งคำนวณได้จากสมการ 3.1 นอกจากนี้ในการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีการรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าสามารถคำนวณปริมาณกระแสไฟฟ้าที่ใช้ได้จากสมการ 3.2 (Gong et al., 2000)

$$\text{การกำจัดซีโอดี (\%)} = \frac{\text{ค่าซีโอดีเริ่มต้น} - \text{ค่าซีโอดีสุดท้าย}}{\text{ค่าซีโอดีเริ่มต้น}} \times 100 \quad (12)$$

$$\text{พลังงานที่ใช้ (KW-h/m}^3\text{)} = \frac{U \times I \times t}{V} \quad (13)$$

เมื่อ U = ความต่างศักย์ไฟฟ้า (โวลต์), I = ปริมาณกระแสไฟฟ้า (แอมแปร์), t = ระยะเวลาสัมผัส (นาที), V = ปริมาตรน้ำ (ลิตร)

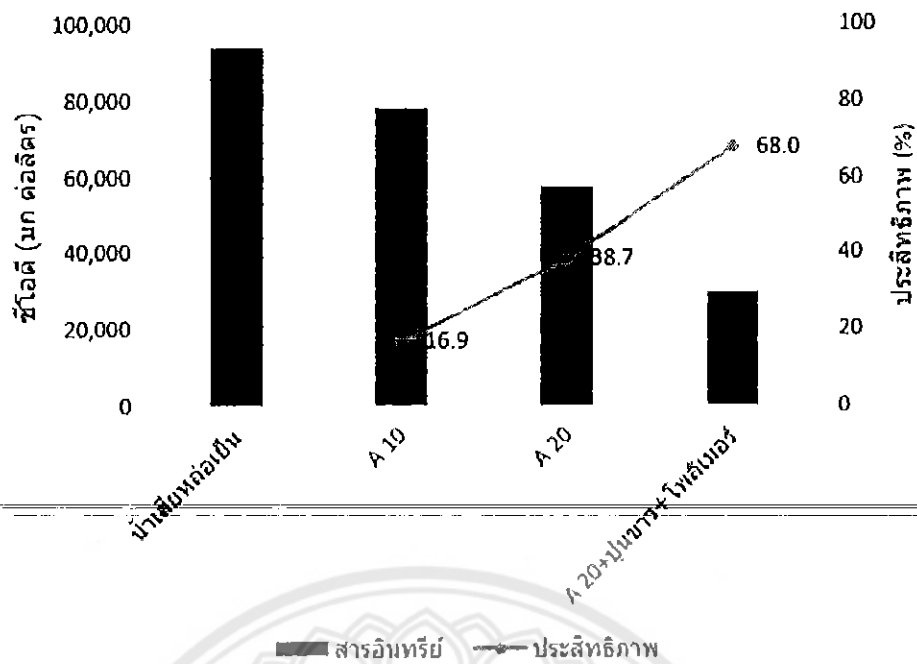
7. ผลการทดลองและอภิปรายผล

7.1 การเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีต่างๆ

7.1.1 วิธีตกตะกอนทางเคมี

ในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นนี้ จะใช้การลดลงของปริมาณสารอินทรีย์ปนเปื้อนในรูปค่าซีโอดีเป็นหลัก จากการบำบัดด้วยวิธีตกตะกอนทางเคมีให้ผลดังรูปที่ 9 จะเห็นได้ว่าเมื่อเติมสารเคมี A ซึ่งมีคุณสมบัติเฉพาะในการแตกตัวของไขมัน ปริมาณ 10 มิลลิลิตรต่อลิตร ค่าซีโอดีลดลงจาก 94,400 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือ 78,400 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย ร้อยละ 16.9 และเมื่อเติมสารเคมี A 20 มิลลิลิตรต่อลิตร ค่าซีโอดีลดลงเหลือ 57,900 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย เพิ่มขึ้นเป็น ร้อยละ 38.7 และเมื่อใช้สารเคมี A ร่วมกับปูนขาวและโพลีเมอร์ในการช่วยตกตะกอน จะได้ประสิทธิภาพได้สูงสุด ร้อยละ 68 โดยค่าซีโอดีในน้ำหลังบำบัดเป็น 30,175 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 6 แสดงคุณภาพของน้ำเสียหล่อเย็นหลังการบำบัด หลังจากเติมสารเคมี A 20 มิลลิลิตรต่อลิตร ปูนขาว และโพลีเมอร์ จะเห็นได้ว่าค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เพิ่มขึ้นจาก 10.5 เป็น 12 เนื่องจากมีการเติมปูนขาว ค่าของแข็งแขวนลอยลดลงจาก 3,525 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 403 มิลลิกรัมต่อลิตร อย่างไรก็ตาม ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS) เพิ่มขึ้นสูงจาก 11,485 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 23,500 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นผลจากการเติมสารเคมีช่วยเร่งการตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด นอกจากนี้พบว่า การตกตะกอนทางเคมีสามารถกำจัดน้ำมันได้ดีมาก ซึ่งค่าน้ำมันและไขมันลดลงจาก 6,818 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือเพียง 30.6 มิลลิกรัมต่อลิตร อย่างไรก็ตาม พบว่าคุณภาพของน้ำเสียหล่อเย็นหลังการบำบัดด้วยวิธีตกตะกอนทางเคมีส่วนใหญ่ ยังไม่ดีเท่าที่ควร



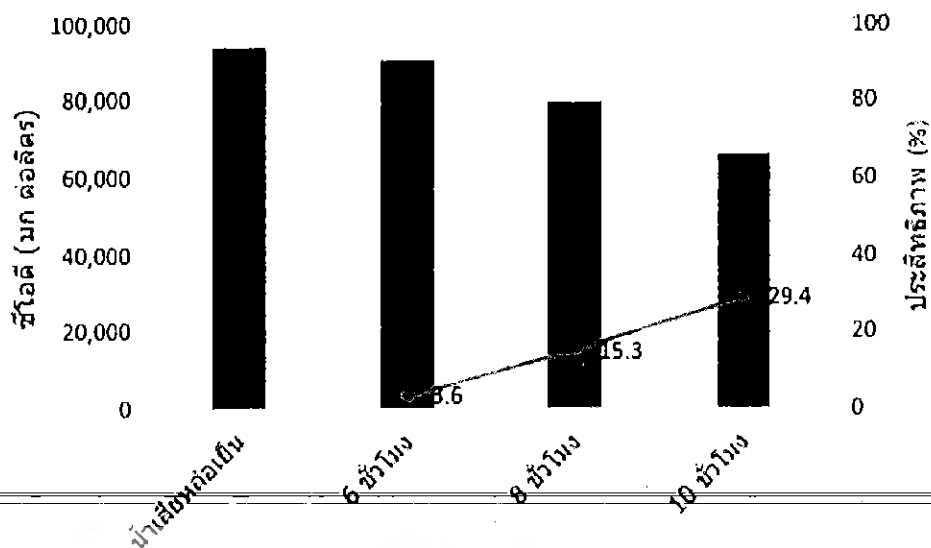
รูปที่ 9 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยวิธีตกตะกอนทางเคมี

ตารางที่ 6 คุณภาพน้ำเสียหล่อเย็นหลังการบำบัดด้วยวิธีตกตะกอนทางเคมี

ชนิดของมลพิษ	ก่อนบำบัด	หลังบำบัด	หน่วย
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	10.5	12	-
บีโอดี (BOD ₅)	5,200	350	มิลลิกรัมต่อลิตร
ซีโอดี (COD)	122,000	30,175	มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอย (SS)	3,500	403	มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS)	11,500	23,500	มิลลิกรัมต่อลิตร
น้ำมันและไข	6,800	30.6	มิลลิกรัมต่อลิตร

7.1.2 วิธีโอโซนออกซิเดชัน

ค่าซีโอดีก่อนการบำบัดเท่ากับ 94,400 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงเหลือ 91,000 มิลลิกรัมต่อลิตร, 80,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 66,600 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อเวลาผ่านไป 6 ชั่วโมง, 8 ชั่วโมง และ 10 ชั่วโมง ตามลำดับ จะเห็นได้ว่า การใช้โอโซนออกซิเดชันสามารถบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นได้สูงสุด ร้อยละ 30 นอกจากนี้พบว่า ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ลดลงจาก 10.5 เป็น 9.6 ค่าของแข็งแขวนลอยลดลงจาก 3,525 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 322 มิลลิกรัมต่อลิตร ได้ และค่าน้ำมันและไขลดลงมาจาก 6,818 มิลลิกรัมต่อลิตรเหลือ 2,968 มิลลิกรัมต่อลิตร อย่างไรก็ตาม ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS) เพิ่มขึ้นสูงจาก 11,485 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 49,718 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเห็นได้ว่า คุณภาพของน้ำเสียหล่อเย็นหลังการบำบัดด้วยวิธีโอโซนออกซิเดชัน ยังไม่ดีเท่าที่ควรเช่นกัน



รูปที่ 10 ประสิทธิภาพการบำบัดด้วยโอโซน

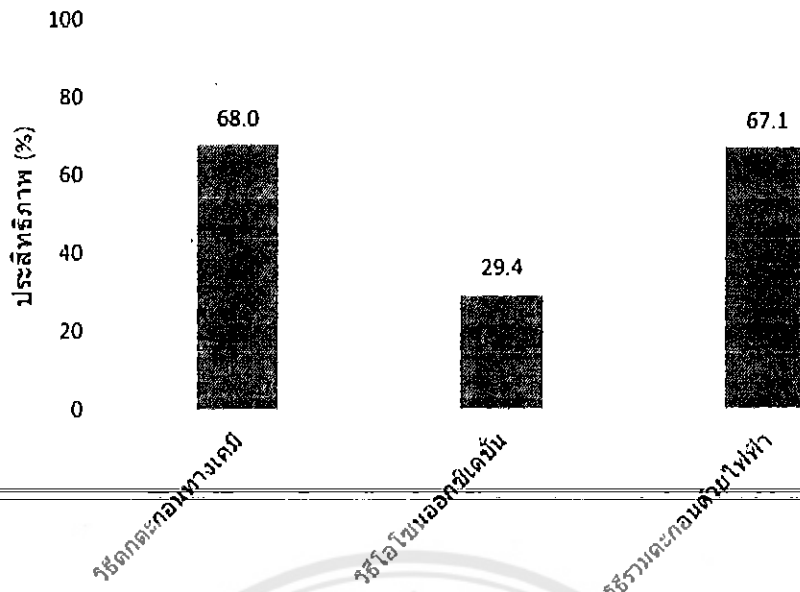
ตารางที่ 7 สรุปคุณภาพน้ำเสียหล่อเย็นหลังการบำบัดด้วยโอโซน

ชนิดของมลพิษ	ก่อนบำบัด	หลังบำบัด	หน่วย
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	10.5	9.6	-
บีโอดี (BOD ₅)	5,200	2,050	มิลลิกรัมต่อลิตร
ซีโอดี (COD)	122,000	66,667	มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอย (SS)	3,500	322	มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS)	11,500	49,718	มิลลิกรัมต่อลิตร
น้ำมันและไข	6,800	2,968	มิลลิกรัมต่อลิตร

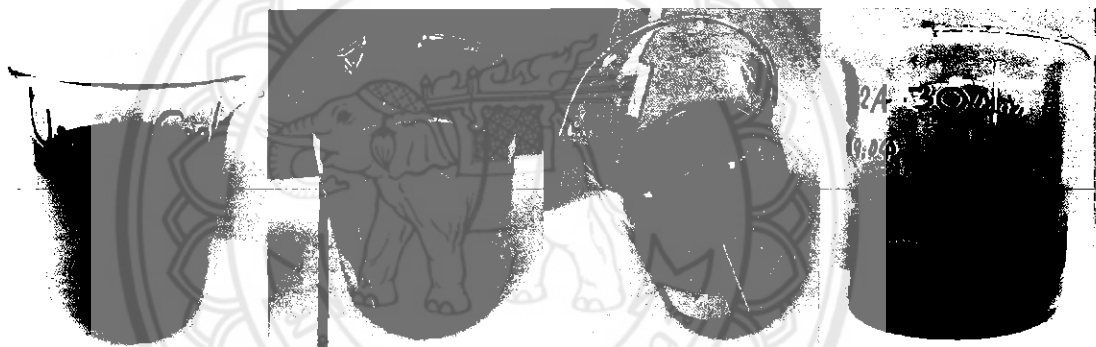
7.1.3 วิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า

ในเบื้องต้น น้ำเสียหล่อเย็นจะถูกบำบัดด้วยความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 30 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร เป็นระยะเวลา 30 นาที เพื่อเป็นการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดของทั้งสามวิธี ซึ่งพบว่า ค่าซีโอดีลดลงจาก 94,400 มก ต่อลิตร เหลือ 31,100 มก ต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัด ร้อยละ 67.1 และเมื่อเปรียบเทียบวิธีอื่นๆ ภายใต้อากาศที่ดีที่สุด (รูปที่ 11) พบว่าวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าและวิธีตกตะกอนทางเคมีให้ประสิทธิภาพสูงสุด ประมาณ 67-68% ขณะที่วิธีโอโซนออกซิเดชันให้ประสิทธิภาพต่ำสุด และเนื่องจากราคาสารเคมี A ค่อนข้างสูงมาก ส่งผลให้ค่าใช้จ่ายในการดำเนินระบบสูงมากกว่าวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้ามาก ดังนั้น เมื่อเปรียบเทียบทั้งสามวิธี จึงสรุปได้ว่า วิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าเหมาะสมที่สุดในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็น

แม้ว่าขนาดถังปฏิกรณ์และปริมาณน้ำเสียที่ใช้ในการบำบัดแต่ละวิธีจะไม่เท่ากัน เนื่องจากข้อจำกัดของในการทดลอง ทำให้ไม่สามารถเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดของแต่ละวิธีได้อย่างถูกต้องและแม่นยำ อย่างไรก็ตาม สามารถได้แนวคิด เพื่อศึกษาถึงรายละเอียดเพิ่มเติมต่อไป



รูปที่ 11 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด



รูปที่ 12 เปรียบเทียบลักษณะน้ำเสียหลังการบำบัด

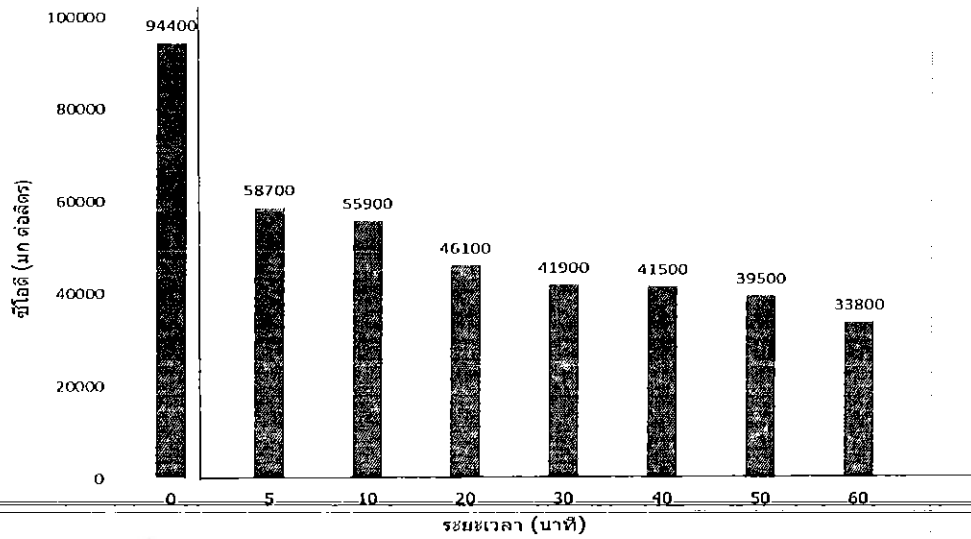
4.2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าที่ปัจจัยต่างๆ

4.2.1 ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า

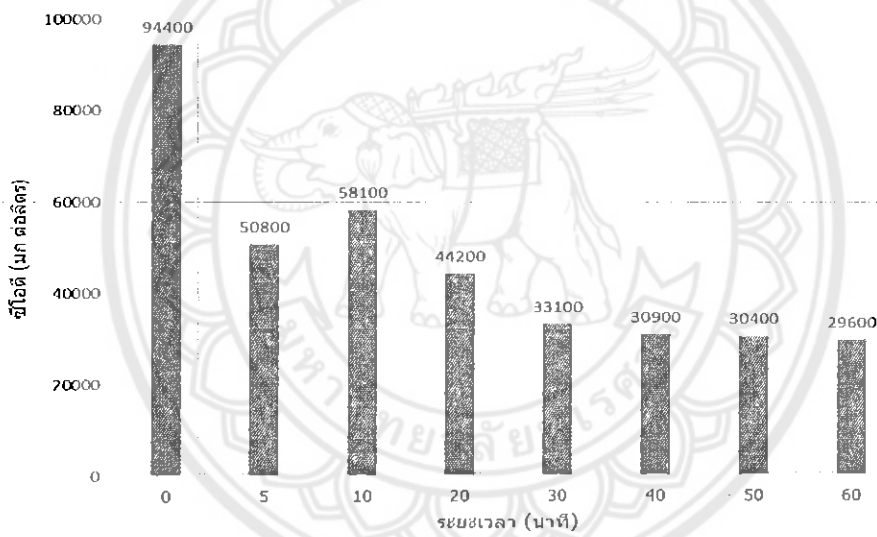
จากผลการทดลองที่สภาวะต่างๆ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำจะสูงขึ้นเมื่อจ่ายกระแสไฟฟ้าเพิ่มขึ้น ดังในช่วงแรกของกราฟรูปที่ 4.5-4.9 จะเห็นว่าค่าซีโอดีจะมีการเปลี่ยนแปลงลดลงอย่างรวดเร็วส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียหลังการบำบัดมีการเปลี่ยนแปลงเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วเช่นกัน และเมื่อระยะเวลาการบำบัดมากกว่า 30 นาที ค่าซีโอดีเกิดการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อยเกือบจะคงที่ ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดเปลี่ยนแปลงแตกต่างกันเล็กน้อย

4.2.2 ระยะเวลา

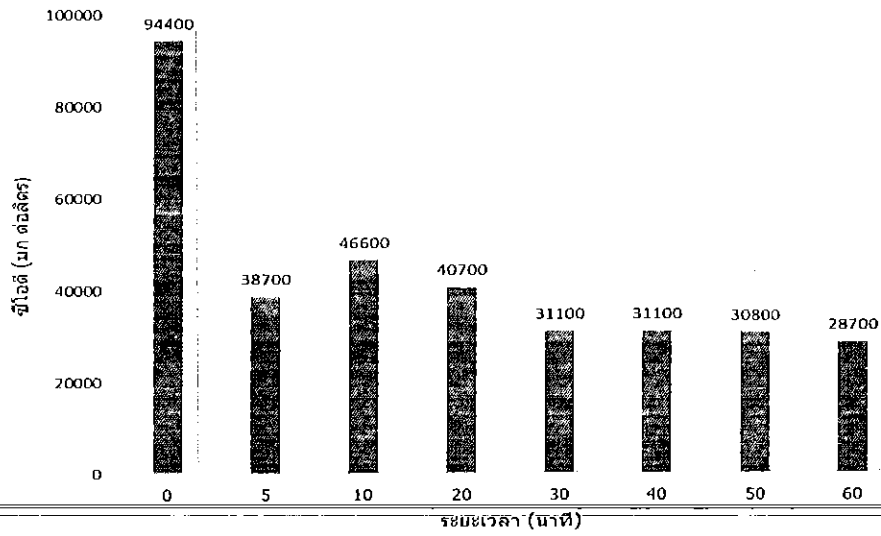
จากผลการทดลองที่สภาวะต่างๆ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดจะสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาการบำบัดมากขึ้น ดังในช่วงแรกของกราฟรูปที่ 13-17 จะเห็นว่าที่ระยะเวลาการบำบัดที่ 5 นาทีค่าซีโอดีลดลงจากเดิมอย่างรวดเร็วหลังจากนั้นจะลดลงต่อเนื่องเรื่อยๆ และเมื่อระยะเวลาการบำบัดมากกว่า 30 นาที ค่าซีโอดีเกิดการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อยเกือบจะคงที่ ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดเปลี่ยนแปลงแตกต่างกันเล็กน้อยเช่นกัน



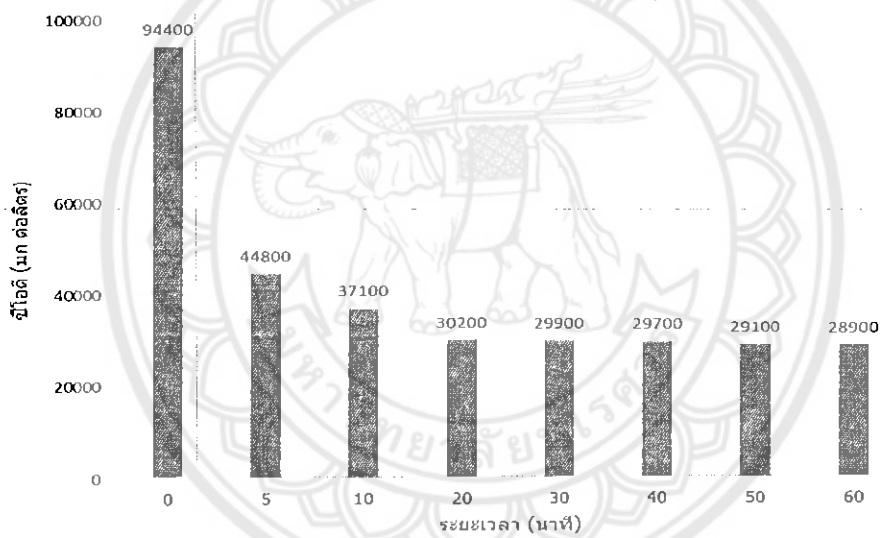
รูปที่ 13 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ที่ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 10 มิลลิแอมแปร์ต่อตาราง เซนติเมตร



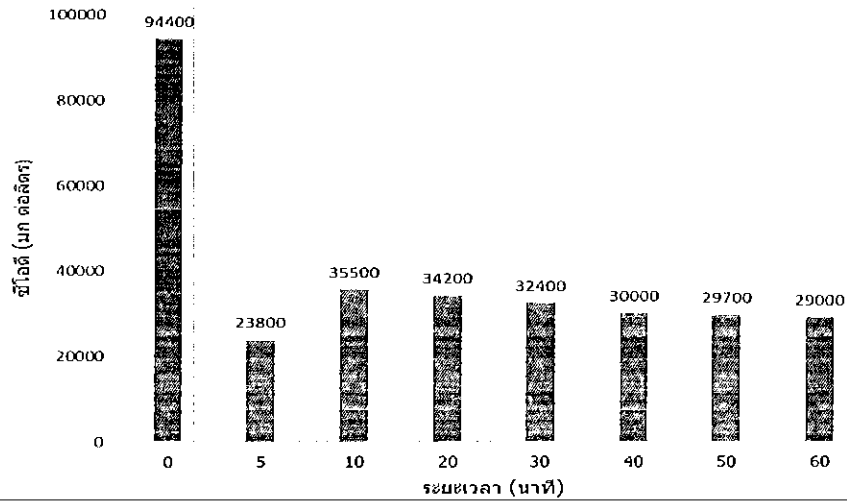
รูปที่ 14 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ที่ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 20 มิลลิแอมแปร์ต่อตาราง เซนติเมตร



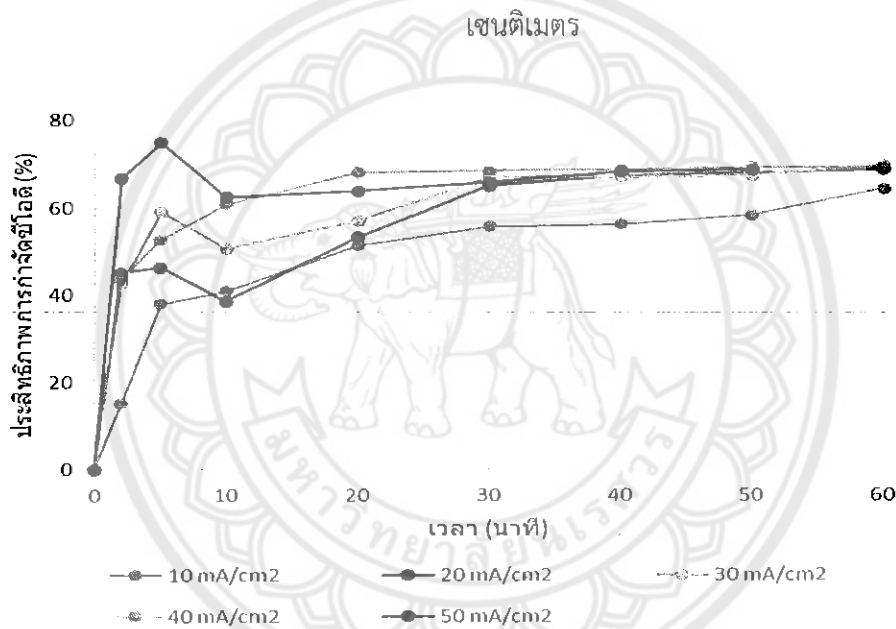
รูปที่ 15 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ที่ความเข้มกระแสไฟฟ้า 30 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร



รูปที่ 16 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ที่ความเข้มกระแสไฟฟ้า 40 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร



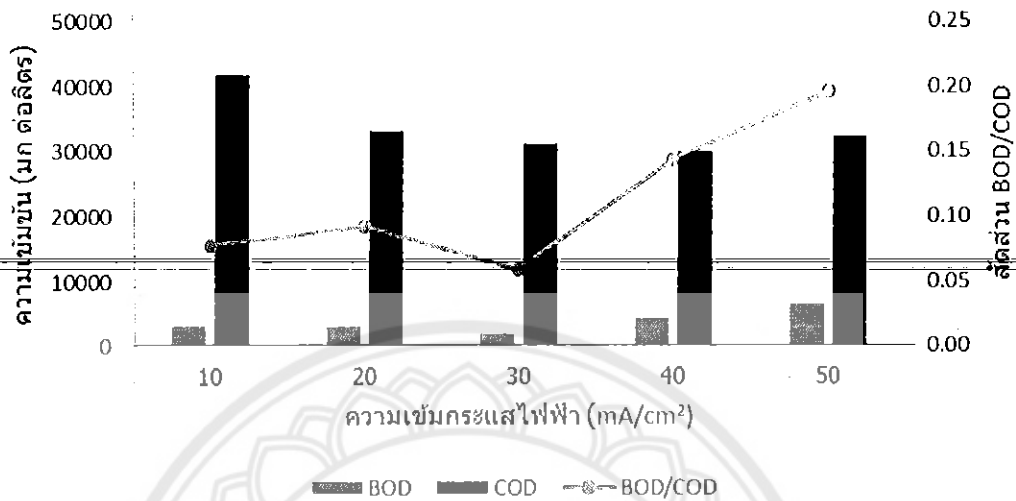
รูปที่ 17 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ที่ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 50 มิลลิแอมแปร์ต่อตาราง



รูปที่ 18 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าและเวลาต่างๆ

4.2.3 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ (บีโอดี) ระหว่างการทดลอง

การวิเคราะห์หาการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ (บีโอดี) ระหว่างการทดลอง จะใช้น้ำเสียหล่อเย็นหลังการบำบัดด้วยความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 10, 20, 30, 40 และ 50 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร ที่ระยะเวลา 30 นาที จากผลการทดลองที่ระยะเวลามากขึ้น ค่าซีโอดีจะไม่แตกต่างกันมากเมื่อใช้ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าเพิ่มขึ้น แต่เมื่อนำมาวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ (บีโอดี) พบว่าความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าสูงขึ้น (30-50 mA/cm²) สารอินทรีย์ย่อยสลายยากเปลี่ยนรูปเป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายง่าย ทำให้สัดส่วน BOD/COD สูงขึ้น ดังรูปที่ 19 ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นโดยกระบวนการรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าจะสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากเปลี่ยนรูปเป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายง่าย

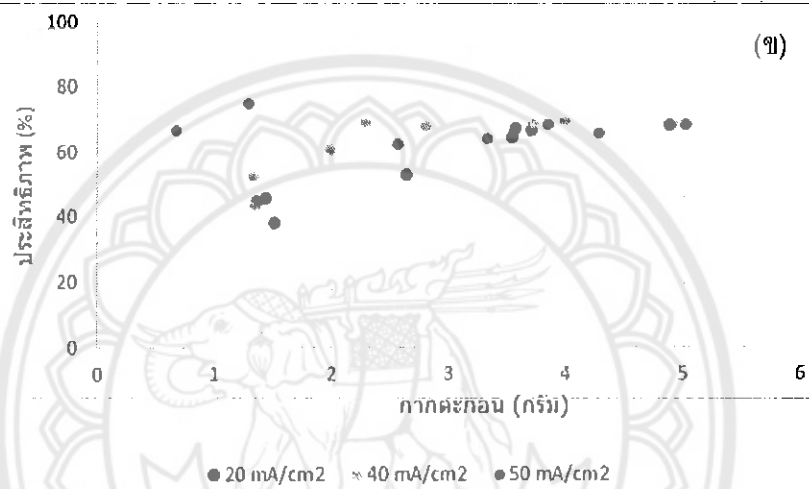
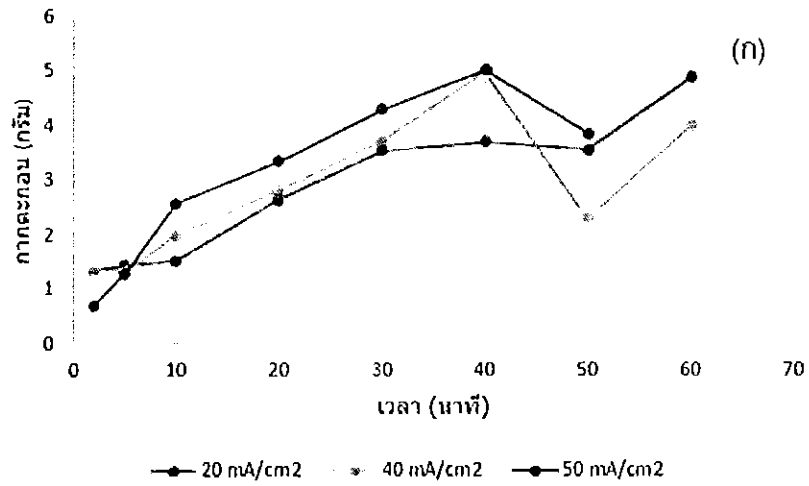


รูปที่ 19 เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงค่าบีโอดีและซีโอดี (ที่ระยะเวลา 30 นาที)

4.2.4 กากตะกอนที่เกิดขึ้นในระหว่างการทดลอง

จากรูปที่ 20(ก) จะเห็นได้ว่า น้ำหนักกากตะกอนจะเพิ่มขึ้น เมื่อใช้ความเข้มกระแสไฟฟ้าสูงขึ้น และระยะเวลาบำบัดนานขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากแผ่นอะลูมิเนียมที่ทำหน้าที่เป็นขั้วไฟฟ้าหลุดออกมามากขึ้น โดยที่ความเข้มกระแสไฟฟ้า 50 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร ให้น้ำหนักตะกอนสูงถึง 5 กรัม ในการบำบัด 40 นาที ในขณะที่ระยะเวลาเวลาเดียวกัน ที่ความเข้มกระแสไฟฟ้า 20 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร ให้น้ำหนักตะกอนเพียง 3.6 กรัม นอกจากนี้ จากรูปที่ 20(ข) พบว่า น้ำหนักกากตะกอนไม่มีความสัมพันธ์อยู่กับประสิทธิภาพการบำบัดอย่างเป็นนัยสำคัญ

เมื่อวิเคราะห์ปริมาณอะลูมิเนียม และในกากตะกอนที่ได้จากการทดลอง (ที่ความเข้มกระแสไฟฟ้า 20 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร และระยะเวลา 30 นาที) พบว่ามีอะลูมิเนียม 4.6 กรัมต่อ กิโลกรัม และเหล็ก 0.4 กรัมต่อ กิโลกรัม ซึ่งปริมาณอะลูมิเนียมปนเปื้อนนี้มาจากแผ่นอะลูมิเนียมที่ทำหน้าที่ขั้วไฟฟ้า นอกจากนี้ยังพบว่าวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้ายังสามารถกำจัดโลหะปนเปื้อนจากน้ำเสียหล่อเย็นได้อีกด้วย เช่น เหล็ก



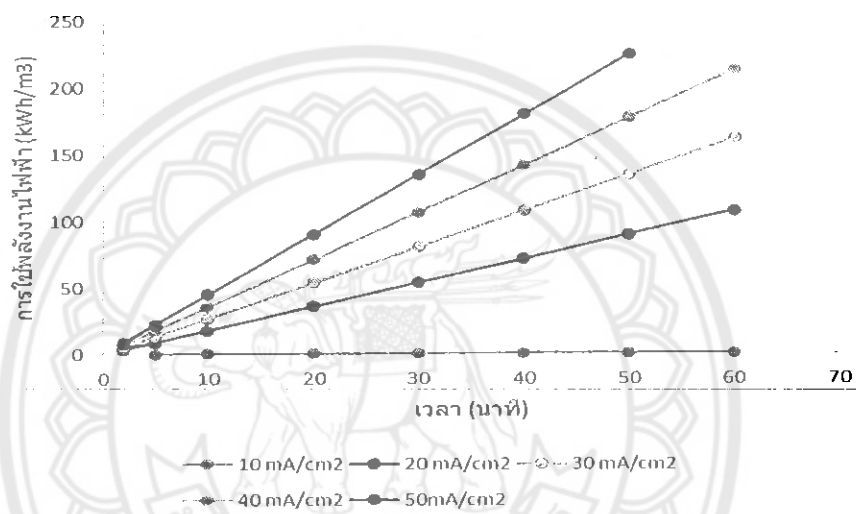
รูปที่ 20 (ก) เปรียบเทียบปริมาณกากตะกอนที่เกิดขึ้นที่ความเข้มกระแสไฟฟ้าและเวลาต่างๆ และ (ข) เปรียบเทียบปริมาณกากตะกอนที่เกิดขึ้นกับประสิทธิภาพการบำบัด



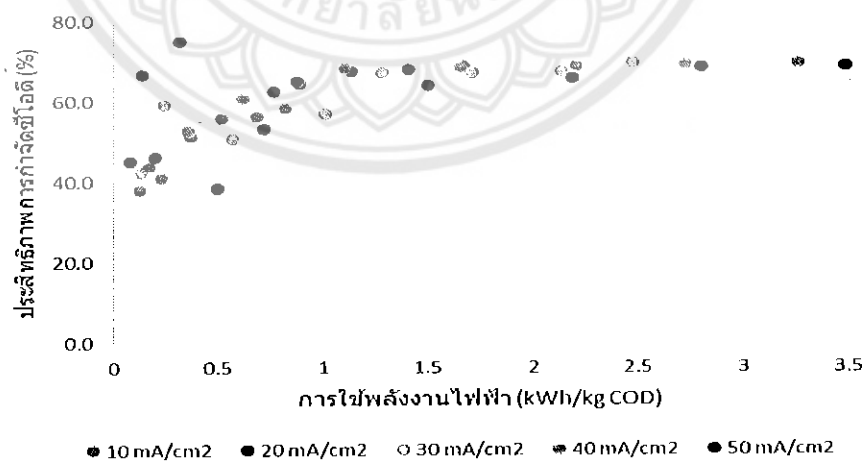
รูปที่ 21 การฟุ้งร่อนของแผ่นอะลูมิเนียมระหว่างการทดลอง

4.3 สภาพที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็น

สภาพที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็น สำหรับโรงงานอุตสาหกรรม นอกจากจะพิจารณาสภาพที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดแล้ว ยังต้องคำนึงถึงปริมาณพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ด้วย รวมถึงค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียต้องเหมาะสม จากรูปที่ 22 จะเห็นว่า เมื่อใช้พลังงานไฟฟ้าที่ใช้สูงขึ้นตามความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าและระยะเวลา เมื่อเขียนกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัดกับพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ แสดงดังรูปที่ 23 พบว่า สภาพที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้านี้ คือ ใช้ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 20 มิลลิแอมป์ต่อตารางเซนติเมตร ระยะเวลาการบำบัด 30 นาที จะสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ ร้อยละ 67 ซึ่งคิดเป็นการใช้พลังงานไฟฟ้า 48.7 กิโลวัตต์ต่อลูกบาศก์เมตร (194.80 บาทต่อลูกบาศก์เมตร) หรือ 0.8 กิโลวัตต์ต่อกิโลกรัมซีโอดี



รูปที่ 22 พลังงานที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าและระยะเวลาต่างๆ



รูปที่ 23 ความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพการบำบัดกับการใช้พลังงาน

ตารางที่ 8 คุณภาพน้ำเสียหล่อเย็นหลังการบำบัดด้วยวิธีการรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า

สปีชีส์แบคทีเรีย	ก่อนบำบัด (log ₁₀ CFU)	หลังบำบัด (log ₁₀ CFU)	เปอร์เซ็นต์ (%)
Escherichia coli	5,200	410	- 92.1
Salmonella	122,800	29,100	- 76.3
Staphylococcus aureus	3,525	1,207	- 65.7
Coliforms (total)	11,485	25,355	+ 20.7
Enterococci	234	90	- 61.7
Streptococcus	6,818	350	- 94.8
Yeast	3	0	- 100.0
Mould	87	0	- 100.0
Protozoa	2	0	- 100.0
Amoebae	32	2	- 94.9
Algae	38	2	- 94.0

8. สรุปผลโครงการวิจัย

เมื่อเปรียบเทียบวิธีบำบัดน้ำเสียสามวิธี ได้แก่ วิธีตกตะกอนทางเคมี วิธีโอโซนออกซิเดชัน และวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า วิธีตกตะกอนทางเคมีและวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดถึง 68% อย่างไรก็ตาม วิธีตกตะกอนทางเคมีมีค่าใช้จ่ายสูงกว่ามาก เนื่องจากสารเคมีที่ใช้มีราคาแพง ดังนั้น วิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้าจึงเหมาะสมที่สุดในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็น

การบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า จะให้ประสิทธิภาพสูงขึ้น เมื่อความเข้มข้นกระแสไฟฟ้าหรือระยะเวลาเพิ่มขึ้น และประสิทธิภาพจะคงที่เมื่อระยะเวลามากกว่า 30 นาที โดยประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดร้อยละ 70 ที่ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 40 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร และระยะเวลา 50 นาที

จากการพิจารณาถึงประสิทธิภาพและพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ พบว่าสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียหล่อเย็น คือ ใช้ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 20 มิลลิแอมแปร์ต่อตารางเซนติเมตร ในระยะเวลา 30 นาที ซึ่งจะให้ประสิทธิภาพการบำบัดร้อยละ 67 และใช้พลังงานไฟฟ้าคิดเป็น 48.7 กิโลวัตต์ชั่วโมงต่อลูกบาศก์เมตร (194.80 บาทต่อลูกบาศก์เมตร) หรือ 0.8 กิโลวัตต์ชั่วโมงต่อกิโลกรัมซีไอดี

9. เอกสารอ้างอิง

- ธัญญ์ พูลสวัสดิ์ (2550). การกำจัดสีย้อมไดเร็กซ์โดยกระบวนการรวมตะกอนทางไฟฟ้าแบบต่อเนื่องที่มีแผ่นเหล็กและแผ่นอลูมิเนียมเป็นขั้วไฟฟ้า :ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิตสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
- สมพงษ์ หิรัญมาศสุวรรณ (2551). กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยไฟฟ้า (Electrocoagulation) วารสารเทคนิค สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยรังสิต 283, 1-13.

- Bayramoglu M., Kobya M., Can O.T. and Sozbir M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37, 117-125.
- Gurses A., Yalcin M. and Dogar C. (2002). Electrocoagulation of some reactive dyes a statistical investigation of some electrochemical variables. *Waste Management*, 22, 491-499.
- Kim T., Park C., Shin E. and Kim S. (2002). Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination*, 150, 165-175.
- Vlyssides A.G., Papaioannou D., Loizidou M., Karlis P.K. and Zorpas A.A. (2000). Testing an electrochemical method for treatment of textile dye wastewater. *Waste Management*, 20, 569-574.
-







รูปที่ ก1 การบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า



รูปที่ ก2 การวิเคราะห์คุณภาพน้ำก่อนและหลังบำบัดในห้องปฏิบัติการ

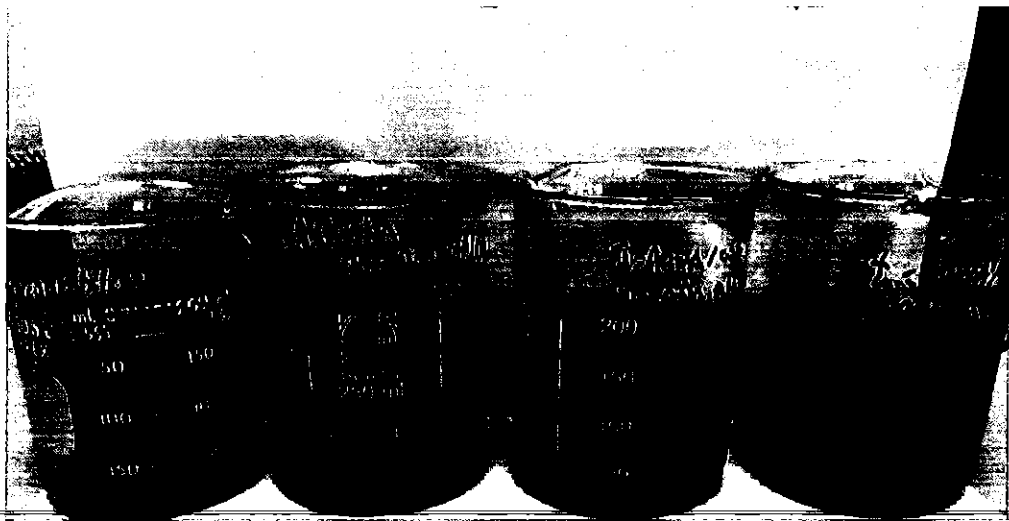
1020310



สำนักหอสมุด

- 1 อ.ค. 2562

๖ ๓๐
๗๕๕
๖๗๑๘
๑๕๖๐



Electrocoagulation, $I = 10 \text{ mA/cm}^2$

รูปที่ ก3 น้ำเสียหลังบำบัดที่เวลาต่าง ๆ (ความเข้มกระแสไฟฟ้า 10 มิลลิแอมแปร์ต่อ ตร.ซม.)



Electrocoagulation, $I = 20 \text{ mA/cm}^2$

รูปที่ ก4 น้ำเสียหลังบำบัดที่เวลาต่าง ๆ (ความเข้มกระแสไฟฟ้า 20 มิลลิแอมแปร์ต่อ ตร.ซม.)



Electrocoagulation, I = 40 mA/cm²

รูปที่ ก5 น้ำเสียหลังบำบัดที่เวลาต่าง ๆ (ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า 40 มิลลิแอมแปร์ต่อ ตร.ซม.)



รูปที่ ก6 ตะกอนที่เกิดขึ้นหลังการบำบัด



เอกสารแนบหมายเลข 5
ตัวชี้วัดเพื่อการประเมินผลสำเร็จของโครงการ
ริลาวัลย์ คณิตชัยเดชา
การบำบัดน้ำเสียหล่อเย็นด้วยวิธีรวมตะกอนด้วยไฟฟ้า

ที่	ประเภทผลงาน	เป้าหมาย	ทำได้จริง	เปลี่ยนแปลง
1	สิทธิบัตร	0	0	
2	อนุสิทธิบัตร	0	0	
3	ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor (ที่อยู่ในฐานข้อมูล Web of Science (ISI เดิม) หรือ Scopus)	1	1	
4	ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ (ไม่มีค่า Impact Factor) (ที่อยู่ในฐานข้อมูล Web of Science (ISI เดิม) หรือ Scopus)	0	0	
5	ตีพิมพ์ในวารสารระดับประเทศ (อยู่ในฐานข้อมูล TCI กลุ่มที่ 1)	0	0	
6	นำเสนอในการประชุมวิชาการในระดับนานาชาติ ที่มีการตีพิมพ์บน Proceedings	0	0	
7	นำเสนอในการประชุมวิชาการในระดับชาติ ที่มีการตีพิมพ์บน Proceedings	0	0	
8	ตีพิมพ์ในบทความทางวิชาการ ตำรา หรือหนังสือที่มีการรับรองคุณภาพ	0	0	
9	ได้สิ่งประดิษฐ์ อุปกรณ์ เครื่องมือ หรืออื่นๆ เช่น ฐานข้อมูล Software ที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ต่อไป	0	0	
10	ลิขสิทธิ์	0	0	
11	ถ่ายทอดผลงานวิจัย / เทคโนโลยีสู่กลุ่มเป้าหมายและได้รับการรับรองการใช้ประโยชน์จากหน่วยงานที่เกี่ยวข้อง (ทั้งหมดรวม คน)	0	0	

รายละเอียด KPI ที่ได้

ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor (ที่อยู่ในฐานข้อมูล Web of Science (ISI เดิม) หรือ Scopus): W. Pantorlawn, T. Threrujirapapong, W. Khanitchaidecha, D. Channei, A. Nakaruk, "Electrocoagulation for spent coolant from machinery industry ", 2018, in press (Impact Factor: 0.686)

ลงชื่อ.....
(.....)

Electrocoagulation for spent coolant from machinery industry

W. Pantorlawn, T. Threrujirapapong, W. Khanitchaidecha,
D. Channei and A. Nakaruk

ABSTRACT

Spent coolant is considered as one of the most polluting industrial wastes and causes environmental problems. It mostly contains high non-biodegradable organic carbon and oil contents; the biodegradability index was very low at 0.04, which is difficult to be effectively treated by common treatment systems. Electrocoagulation (EC) was proposed for a pre-treatment of coolant. The lab-scale of EC reactor was developed with Al electrodes and 10 mm of interelectrodes. The efficiency of the EC reactor on COD removal was investigated at various current densities and electrolysis times. The highest current density of 50 mA/cm² induced a short electrolysis time of 10 min to reach the steady state of approximately 65% COD removal. When lower current densities of 20–40 mA/cm² were supplied to the EC reactor, COD removal efficiency of 65% can be achieved at longer electrolysis times. According to the specific energy consumption and sludge production, the optimal condition for spent coolant treatment was the current density of 20 mA/cm² and electrolysis time of 30 min in which a COD removal of efficiency of 68% was obtained, 0.88 kWh/kg-COD of the specific energy consumption and 0.04 kg/kg-COD of the sludge production.

Key words | current density, electrocoagulation, electrolysis time, spent coolant treatment

W. Pantorlawn
W. Khanitchaidecha (corresponding author)
Centre of Excellence for Innovation and
Technology for Water Treatment,
Naresuan University,
Phitsanulok, Thailand
and
Department of Civil Engineering, Faculty of
Engineering,
Naresuan University,
Phitsanulok, Thailand
E-mail: wilawank1@gmail.com

T. Threrujirapapong
Department of Materials and Production
Technology Engineering, Faculty of Engineering,
King Mongkut's University of Technology North
Bangkok,
Bangkok, Thailand

D. Channei
Research Center for Academic Excellence in
Petroleum, Petrochemicals and Advanced
Materials,
Naresuan University,
Phitsanulok, Thailand
and
Department of Chemistry, Faculty of Science,
Naresuan University,
Phitsanulok, Thailand

A. Nakaruk
Department of Industrial Engineering, Faculty of
Engineering,
Naresuan University,
Phitsanulok, Thailand

INTRODUCTION

Coolant is one of the principle chemicals in machinery manufacturers. The coolant is used to cool cutting tools and parts to minimize overheating during machining and grinding applications. In the manufacturing process, the coolant is continuously recirculated through the cutting tools until

the coolant becomes less effective and dirty. Subsequently, the spent coolant is collected as a waste for further treatment and disposal. Due to the water-soluble oil property of the coolant, it cannot be effectively treated by traditional treatment processes, such as biological processes and chemical precipitation which are commonly used in industry for wastewater treatment. To avoid the expensive cost for developing alternative efficient technology to treat the spent coolant, the industry mostly agrees to incinerate it in the

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Licence (CC BY 4.0), which permits copying, adaptation and redistribution, provided the original work is properly cited (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

doi: 10.2166/wrd.2017.057

cement industry as an alternative fuel in furnaces. In the meantime, the illegal disposal of spent coolant to lakes and rivers is also found in several areas, which causes serious environmental issues affecting human and aquatic lives (Marfe & Stefano 2016).

A large volume of spent coolant is generated in the machinery manufacturing industry which contains high non-biodegradable organic carbon, oil and metals contaminations. The concentrations are as follows: biochemical oxygen demand (BOD; refer to biodegradable organic carbon) of 5,200 mg/L, chemical oxygen demand (COD; refer to both biodegradable and non-biodegradable organic carbon) of 122,000 mg/L, oil and grease were 6,800 mg/L, and Fe was 32 mg/L. The above pollutant concentrations exceed the effluent standard limit of the Industrial Estate Authority of Thailand to be further treated in central wastewater treatment plants (PCD 2015). According to a pre-treatment of chemical precipitation, four coagulants of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, AlCl_3 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ and FeCl_3 were suggested for the spent coolant in a previous study (Hilal *et al.* 2004). The pre-treatment can decrease the total organic carbon (TOC) content from 44,200 mg/L in the initial concentration to 5,300 mg/L. When the spent coolant was treated by the pre-treatment and together with nanofiltration, the lowest TOC concentration of 3,800 mg/L was found (~91% removal efficiency). Further, a pilot plant included peat-bed filtration, and demulsification centrifugation and ultrafiltration were proposed for the spent coolant treatment (Benito *et al.* 2002). According to the plant design, an efficient COD removal of 90% was observed and the oil and grease content was effectively removed from 22,400 mg/L in the spent coolant to 30 mg/L in the final effluent.

Membrane technology is known to be a reliable process for oily wastewater treatment via pressure driven and pore size selection. The process is a direct realization of oil and water separation with no phase change. Abadi *et al.* (2011) employed a tubular ceramic microfiltration system for a typical oily wastewater. The TOC removal efficiency was greater than 95% and the treated water contained a low oil and grease content of 4 mg/L. Salahi *et al.* (2013) employed a sheet nano-porous membrane in order to treat oily wastewater from a petroleum refinery. The nano-porous membrane was an efficient system to treat the wastewater and the treated water was able to be reused for agriculture;

the efficiencies of oil and grease content, COD and BOD reached 99.9, 80.3 and 76.9% respectively. However, Yu *et al.* (2017) suggested that multi-membranes such as ultrafiltration and reverse osmosis were required for oily wastewater treatment, or a single membrane combined with other traditional methods. The membrane system is compact, easy to operate and cost-effective for a high membrane area per unit volume, however the cleaning system is required to periodically clean the membrane and restore the membrane flux.

Another treatment technology of electrochemicals is a potential newly developed technology for water and wastewater treatment. Among the electrochemical technologies of electrodeposition, electrocoagulation, electroflotation and electrooxidation, the electrocoagulation in which aluminium (Al), iron (Fe) or hybrid of Al/Fe was used as electrodes has been widely used in various applications. For example, the applications were for turbidity and colour removal, nutrient removal, oil and grease removal, and metal removal (Hong *et al.* 2013; Matias *et al.* 2015; Mores *et al.* 2016; Perez *et al.* 2016; Tian *et al.* 2016). Various operating factors of current density, electrolysis time, NaCl concentration, pH, electrode material and system design were suggested to significantly effect the performance of electrocoagulation (Chen 2004). In addition, the optimal conditions for electrocoagulation operation were different in typical wastewater: (i) current density of 30 mA/cm², electrolysis time of 30 min, NaCl of 1 g/L and pH of 8 were appropriate conditions for livestock wastewater (Tak *et al.* 2015), (ii) current density of 35 mA/cm², electrolysis time of 100 min and pH of 5 were suitable for fibre manufacturing wastewater (Gong *et al.* 2014), (iii) current density of 21 mA/cm², electrolysis time of 20 min and hybrid electrodes of Al/Fe were the optimal conditions for swine manure effluent (Rahman & Borhan 2014).

The objective of this study is to evaluate the performance of a developed electrocoagulation (EC) reactor to treat the spent coolant from a machinery manufacturing industry. The four monopolars of Al electrodes were parallel in the EC reactor with an interelectrode distance of 10 mm. The effects of current density and electrolysis time, which were the most important operating factors, were studied to optimize the COD removal efficiency and the specific energy consumption. The floating scum (sludge) which

was a by-product from the treatment process was measured and characterized. According to optimal conditions, the experiments were further conducted at various pH values and NaCl additions.

METHODOLOGY

Spent coolant

The spent coolant was collected from a machinery manufacturing industry in Thailand and kept in polypropylene bottles at 4 °C before being used in the experiments. The colour was milky brown. The spent coolant initially contained a high non-biodegradable organic carbon and oil, and the other pollutants parameters were as follows: COD of 112,000 mg/L, BOD of 5,200 mg/L, oil and grease of 6,800 mg/L, suspended solid (SS) of 5,200 mg/L, total dissolved solids (TDS) of 11,500 mg/L and Fe 32 mg/L. The pH was around 10.5. During the experiments, the spent coolant was used with no pre-treatment, no dilution and no pH adjustment.

Electrocoagulation (EC) reactor

The experimental setup is shown in Figure 1. The lab-scale EC reactor was made from a 5-mm acrylic sheet with a dimension of 5 cm (width) × 6 cm (length) × 12.5 cm (height) and a working volume of 0.2 L. Four parallel monopolar electrodes were made from an Al sheet with the dimensions of 0.1 × 4 × 12.5 cm. The total effective electrode was 30 cm² and the interelectrode distance was 1 cm. The EC reactor was placed on a magnetic stirrer. A DC power supply (2 kW, 0–400 V, 0–5 A) was used to provide the electricity current to the EC reactor. The experiments were operated at a room temperature of ~25 °C, mixing speed of 150 rpm and NaCl concentration of 5 g/L. At the end of the experiments, the sludge was removed and the dry weight was measured. Then, the liquid was measured providing the remaining organic carbon as the COD value, which commonly represents the organic carbon content in wastewater.

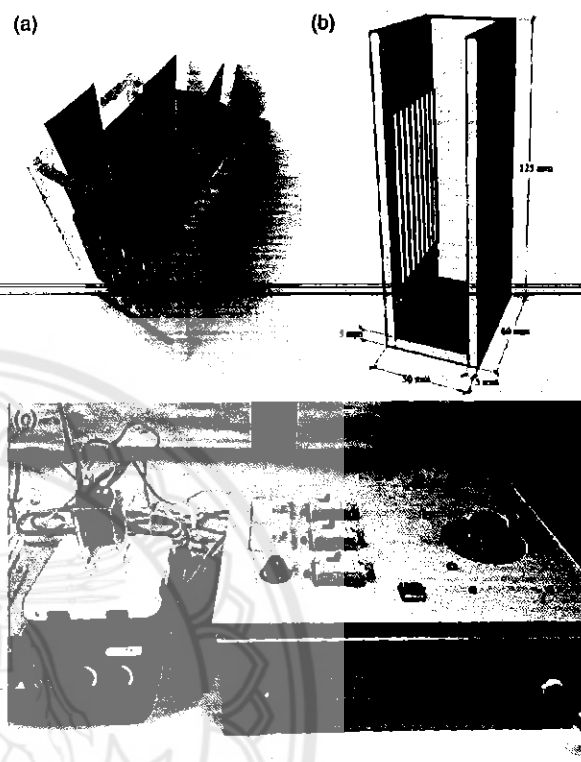


Figure 1 | (a) Actual electrocoagulation (EC) reactor, (b) drawing EC reactor and (c) experimental setup.

Experimental design

In this study, the optimization of experimental conditions for treating the spent coolant from the machinery manufacturing industry was conducted under the developed EC reactor. The COD removal efficiency and the specific energy consumption were two parameters to evaluate the effectiveness of the system. The experiments were operated under various current densities (10–50 mA/cm²) and electrolysis times (2–60 min). Both variables extensively affected the overall performance, reaction rate and energy consumption.

Analytical techniques

The efficiency of the EC reactor for the spent coolant treatment was evaluated by the reduction of the COD value, which is commonly referred to as the organic carbon content of the wastewater. The COD value was measured by using a COD analyzer (AL200 COD Vario, Aqualytic).

The other parameters, such as BOD, SS, TDS and oil and grease content, were measured by an environmental consultant company; the methods of measurement are presented in Table 1. The pH value was detected by using a pH meter (Eutech Instruments). The COD removal efficiency and the specific energy consumption were calculated using Equations (1) and (2) (Gong *et al.* 2014).

For sludge characterization, the floating scum was collected. The remaining treated water was allowed to settle overnight. Then the settle sludge was filtered and oven dried at $103 \pm 2^\circ\text{C}$ until the weight of the sludge samples stabilized. A composition of sludge content was characterized by an acid digestion method (EPA 2016).

$$\text{Efficiency (\%)} = \left(1 - \frac{\text{COD}_{\text{final}}}{\text{COD}_{\text{initial}}}\right) \times 100 \quad (1)$$

$$\text{Energy consumption} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}\right) = \frac{U \times I \times t}{V} \quad (2)$$

where U is the voltage (in V), I is the applied current (in A), t is the reaction time (in hours) and V is the treated volume (in L).

RESULTS AND DISCUSSION

Optimization of experimental condition

The EC reactor experiments were performed at various current densities of 10, 20, 30, 40 and 50 mA/cm² with the

actual pH of the spent coolant being 10.5. At the electrolysis time <30 min, the increasing current densities gradually improved the COD removal efficiency, as shown in Figure 2. At the electrolysis time of 10 min, the highest COD removal efficiency of 65% was observed at the current density of 50 mA/cm², whereas the COD removal efficiency was around only 60, 50, 48 and 40% at the lower current densities of 40, 30, 20 and 10 mA/cm² respectively. These

results revealed that the increasing current density effected the enhancement of the COD removal rate. This is because the readily degradable organic carbon content in the spent coolant was immediately removed when starting the electrocoagulation process. The readily degradable organic carbon content was completely removed by 10 min when the high current density of 50 mA/cm² was supplied to the EC reactor (presented in the steady state of COD removal). However, the period to complete the readily degradable organic carbon removal was increased to 20 and 30 min for the lower current densities of 40 and 30 mA/cm². It can be summarised that the increasing current density can enhance the COD removal efficiency, however the electrolysis time also positively correlates to the performance of the EC reactor; the reactor operating under the lower current densities required longer electrolysis times to achieve stable COD removal efficiency of approximately 65–70%. In the meantime, a reduction of pH was observed during the electrocoagulation process. The pH sharply decreased from 10.5 to 8.6 when the current density of 50 mA/cm² was supplied to the EC reactor for 10 min, whereas the pH was slightly decreased to 9.5–9.8 at the lower current densities. When the steady state of COD removal was

Table 1 | Characteristics of the spent coolant and treated water by electrocoagulation

Parameters	Concentration		Removal efficiency (%)	Analysis method
	Spent coolant	Treated water		
pH	10.5	7.7	–	Electrometric method
BOD (mg/L)	5,200	410	92	5-Day BOD test
COD (mg/L)	122,000	35,500	68	Close reflux
SS (mg/L)	3,500	1,200	66	Dried at 103–105 °C
TDS (mg/L)	11,500	25,300	–120	Dried at 103–105 °C
Oil and grease (mg/L)	6,800	350	95	Liquid-liquid, partition gravimetric
Fe (mg/L)	32	2	95	Acid digestion

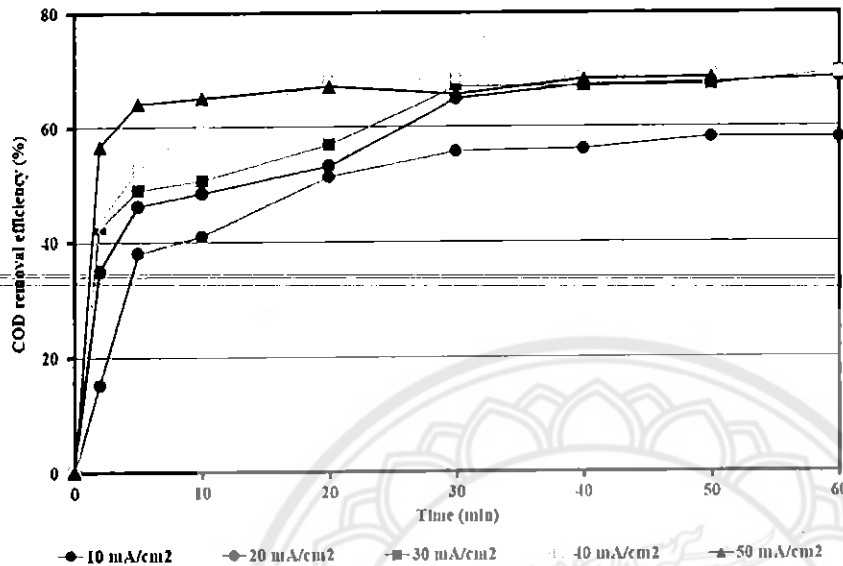


Figure 2 | COD removal efficiency from the spent coolant at various current densities and electrolysis times.

reached, the pH was insignificantly different for all current densities; the pH range was 7.7–8.0. The pH reduction was mainly due to the oxidation of hydroxyl ions at the anode surface during electrolysis (Aswathy *et al.* 2016).

At >30 min of the electrolysis time, the current density had no effects on improving the COD removal efficiency. The COD removal efficiency was in the range of 65–70% at current densities of 20–50 mA/cm². However, the lowest current density of 10 mA/cm² was insufficient to effectively treat the spent coolant; the COD removal efficiency was found to be only 58% at the steady state. This is because at the low current density, small quantities and particles of aluminium hydroxide were generated, which do not allow efficient adsorption of the destabilized pollutants. The biodegradability index (BOD₅/COD) in the treated water was evaluated at the electrolysis time of 30 min in which the steady state of the spent coolant treatment was observed. The results show that the biodegradability index rose with increasing current densities (see Figure 3). The biodegradability index was 0.09 at the current density of 20 mA/cm², and reached 0.20 at the highest current density of 50 mA/cm². It can be seen that the concentration of COD was stable whereas the BOD concentration rose with the current densities. This phenomenon shows that more non-biodegradable organic carbon was decomposed to readily

biodegradable organic carbon when the higher current density was supplied. The performance of the EC reactor to treat the spent coolant was not enhanced at long electrolysis times (>30 min), however the biodegradable organic carbon content increased in the treated water, and could be possibly further treated by traditional treatment plants.

The operating cost of the electrocoagulation process is dominated by energy consumption. To optimize the operating condition for the industry site, the COD removal efficiency and the specific energy consumption was plotted (see Figure 4). The specific energy consumption was increased by current densities and electrolysis times. The optimal condition was the current density of 20 mA/cm² and the electrolysis time of 30 min, which achieved COD removal efficiency of 68% and consumed the energy of 0.88 kWh/kg-COD. According to the electricity cost of Industrial Estate of Thailand, the cost for the spent coolant treatment by electrocoagulation was approximately 3.5 Baht/kg-COD, which was a more economical treatment than incineration. Although the lower treatment cost by electrocoagulation was reported in previous studies (Bensadok *et al.* 2011; Al-Shannag *et al.* 2015), typical wastewater characteristics (i.e. dairy wastewater and metal plating wastewater) containing a low COD and oil content is the significant reason.

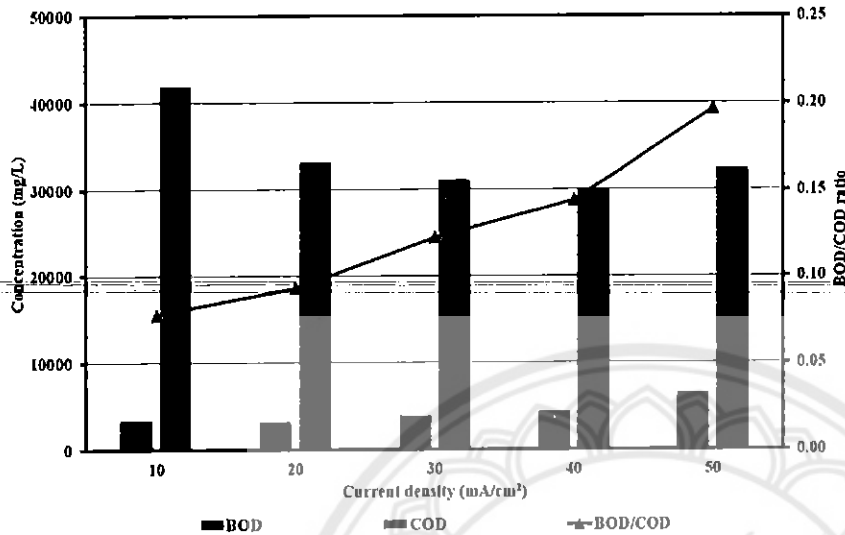


Figure 3 | BOD and COD concentrations and biodegradability index (BOD₅/COD ratio) at various current densities (electrolysis time of 30 min).

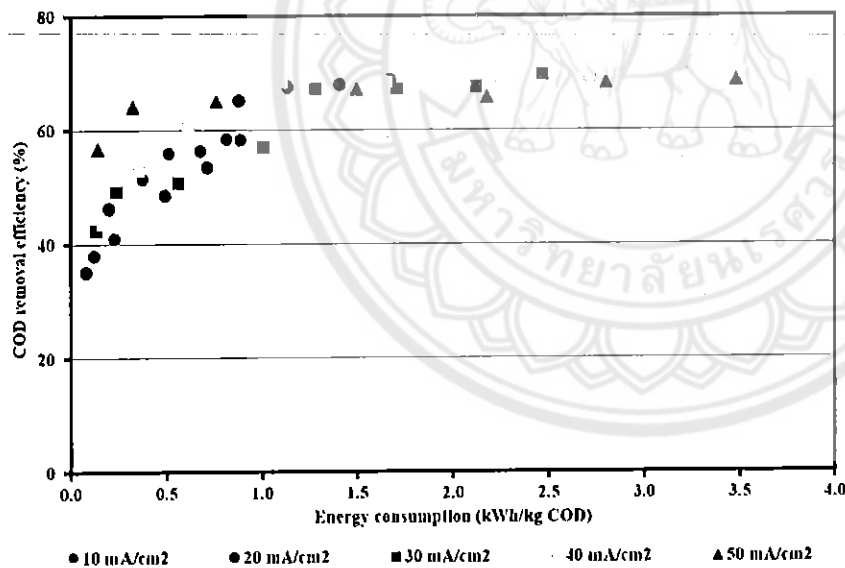


Figure 4 | Relationship between COD removal efficiency and specific energy consumption at various current densities and electrolysis times.

Under optimal conditions, the experiments were further studied at various pH values and no NaCl addition. As the pH increased from 3 to 7, the COD removal efficiency was increased from 52 to 70% (Figure 5(a)). The COD removal efficiency decreased to 64–68% at the higher pH of 9 and no pH adjustment. The different removal efficiency

at various pH values was due to the dissolution of Al electrodes. The Al^{3+} and $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ were predominant at the lower pH, and the hydroxide ions (OH^-) were neutralized by the photon, resulting in lower amounts of aluminium hydroxide formation (Daneshvar *et al.* 2007). In the meantime, the Al^{3+} and OH^- ions were generated by Al electrodes to transform

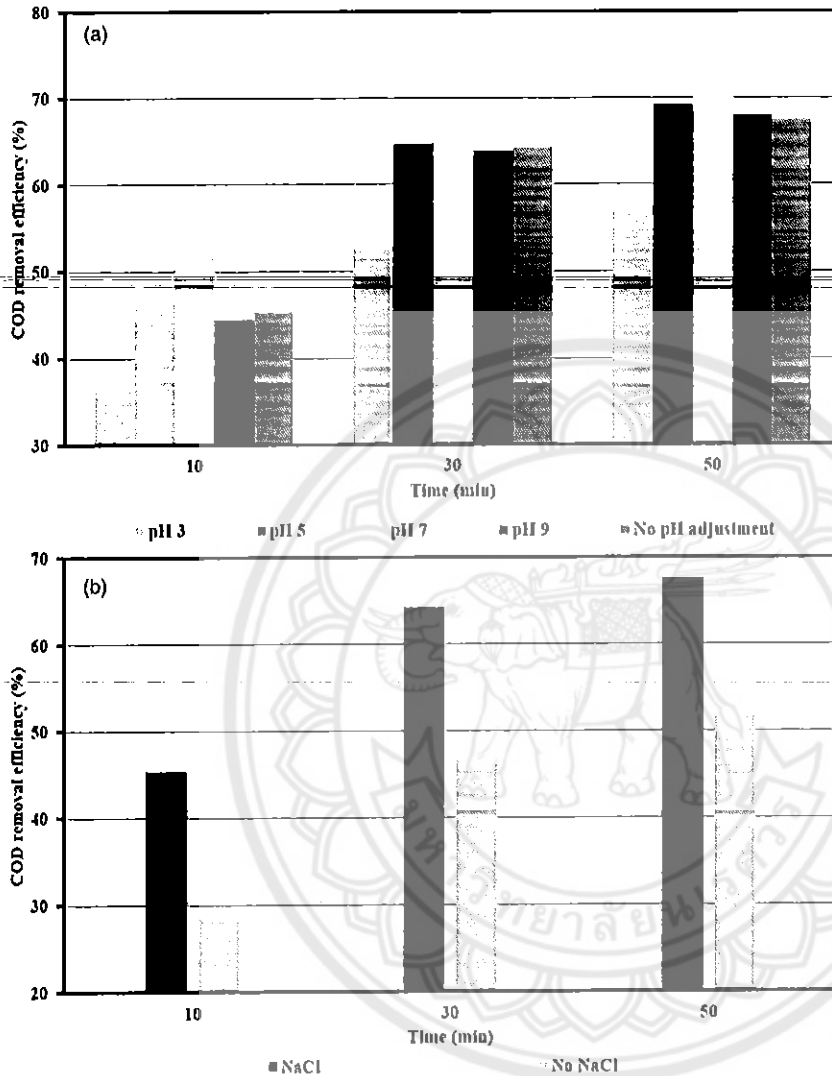


Figure 5 | COD removal efficiency at (a) various initial pH values and (b) NaCl additions (current density of 20 mA/cm²).

into the insoluble form of $\text{Al}(\text{OH})_3$ at the pH range of 5–7 (Akyol 2012). The flocs precipitated with organic carbon in the spent coolant, resulting in the higher removal efficiency obtained. When pH was 9 and higher, the negatively charged form of $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ occurred and it caused the redissolution of flocs (Linares-Hernandez *et al.* 2009). A similar phenomenon was observed at the electrolysis time of 10 and 50 min. It is noted that to achieve the high COD removal efficiency at pH 7, the cost of chemical consumption should be included due to the alkaline condition of the actual spent coolant.

The experiments were further studied with no external NaCl addition. The results are shown in Figure 5(b), the COD removal efficiency was decreased from 64 to 47% at the electrolysis time of 30 min. The electrical conductivity of the spent coolant was around 10.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and it was raised to 17.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ after maintaining NaCl of 5 g/L. The results revealed that the increasing conductivity showed the fast reduction of organic carbon during the electrocoagulation process. This is because the high electrical conductivity resulted in a large amount of electrode cations (Al^{3+}) released, which were responsible for the organic

carbon removal (Franco *et al.* 2017). As mentioned above, the neutral pH and high electrical conductivity of the spent coolant enhanced the efficiency of COD removal, however the cost-effectiveness should be a concerning aspect to judge the appropriate operating condition to treat the spent coolant at the industrial site.

Sludge characterization

At the end of the experiments, the sludge was collected and measured as a dry weight. The results in Figure 6 show that the amount of sludge generated was continuously increasing by current densities and electrolysis times. This is because numerous Al ions were produced at the high current density and/or long electrolysis time, and the ions were formed to aluminium oxide such as $\text{Al}(\text{OH})_3$ and $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (Hong *et al.* 2013). Subsequently, the aluminium oxide particles were floated to the EC reactor surface by H_2 gas generated during the process and adsorbed the destabilized pollutants (Chen 2004). Further, the aluminium oxide particles were also deposited as a sediment in the EC reactor base. It can be noted that the amount of sludge was not in correlation with the COD removal efficiency. At the optimal condition (current density of 20 mA/cm^2 and electrolysis time of 30 min), sludge of 3.5 g was observed which was approximately 0.04 kg in 1 kg-COD removal. The sludge

production increased to the maximal value of 5.4 g at the conditions of 50 mA/cm^2 and 60 min. Therefore, the increasing cost for further sludge treatment and disposal must be spent when the EC reactor is operated under higher current densities and electrolysis times rather than optimal conditions. To support the above explanation of pollutant removal mechanisms, the main compositions of sludge content were characterized. The results showed that the sludge contained high carbon which represented the organic carbon removal from the spent coolant. In addition, the sludge contained high Al of 4.6 g/kg from the electrodes decomposition and Fe of 0.4 g/kg from the spent coolant composition.

The water quality of treated water was measured and is summarized in Table 1. The treated water was neutralized to pH of 7.7 with no acid and chemical addition after the treatment. The electrocoagulation process also improved other parameters of water quality; the BOD and Fe was effectively reduced by 92–95% and the SS was reduced by 66%. On the other hand, the TDS concentration was increased from 11,500 mg/L in the spent coolant to 25,300 mg/L. The increasing TDS caused the addition of NaCl for maintaining the good performance of the EC reactor. It can be seen that not only the organic carbon was removed, but the electrocoagulation also removed other pollutants such as BOD, SS and Fe. This study indicated that the EC reactor using

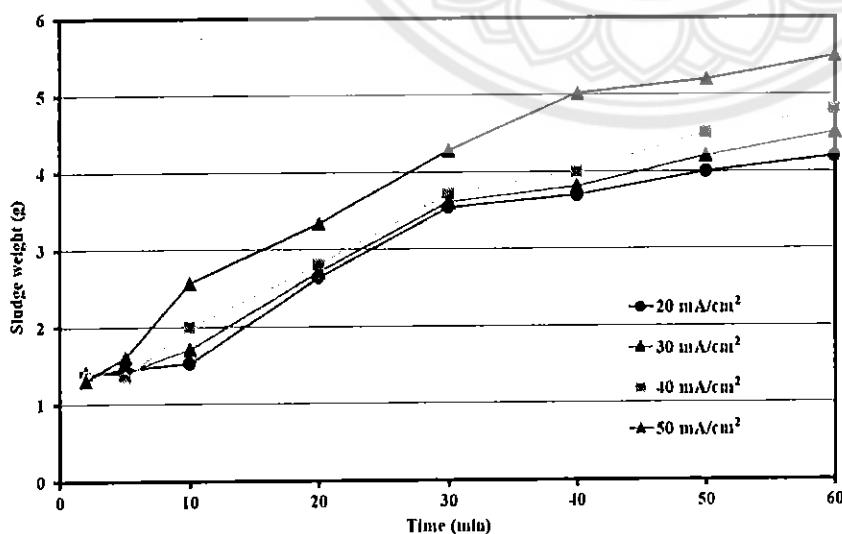


Figure 6 | Amount of sludge from electrocoagulation at various current densities and electrolysis times.

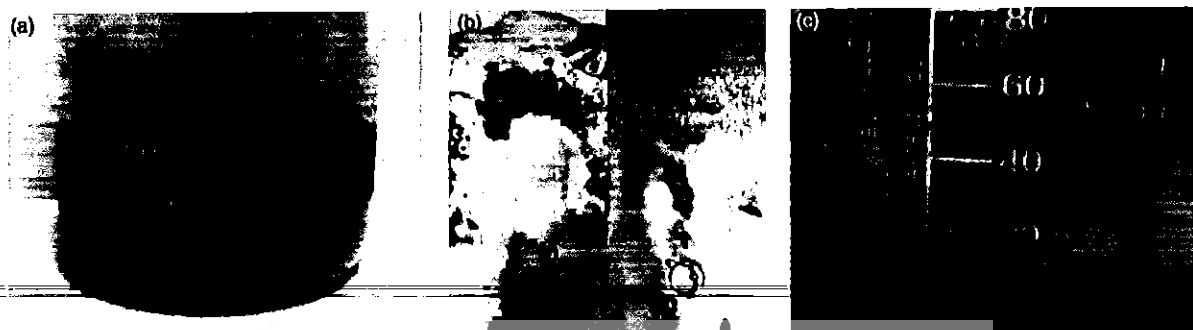


Figure 7 | (a) Spent coolant after treatment, (b) Al electrodes after treatment, and (c) sludge after treatment.

Al-Al electrodes was a potential pre-treatment system with the purpose of reducing the organic carbon prior to sending to central wastewater treatment plants. The actual spent coolant, electrodes and sludge after the treatment are shown in Figure 7. Further, the enhancement of the EC reactor and/or combined with other post-treatment processes should be studied.

CONCLUSIONS

In this study, the EC reactor was demonstrated for a pre-treatment of spent coolant from a machinery industry. According to the results, the non-biodegradable organic carbon was effectively removed at the high current density of 50 mA/cm^2 with around 65% COD removal efficiency after 10 min of electrolysis time. Although the maximal COD removal efficiency in the steady state was of a similar value under varying current densities, the increasing current density significantly enhanced the biodegradability index (BOD_5/COD) of the spent coolant. Under the optimal conditions (current density of 20 mA/cm^2 and electrolysis time of 30 min), the EC reactor can remove 68% of COD, 92% of BOD and 95% of oil and grease. In the meantime, 0.04 kg of sludge was produced to remove 1 kg of COD in the spent coolant, and the specific energy consumed was about 0.88 kWh/kg-COD . This preliminary study shows that the electrocoagulation is a potential and feasible process for pre-treating the spent coolant prior to post-treatment, such as a bioreactor.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Naresuan University Research Funding for financial support during the experiment.

REFERENCES

- Abadi, S. R. H., Sebzari, M. R., Hemati, M., Rekabdar, F. & Mohammadi, T. 2011 Ceramic membrane performance in microfiltration of oily wastewater. *Desalination* **265**, 222–228.
- Akyol, A. 2012 Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination* **285**, 91–99.
- Al-Shannag, M., Al-Qodah, Z., Bani-Melhem, K., Qtaishat, M. R. & Alkasrawi, M. 2015 Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: kinetic study and process performance. *Chem. Eng.* **260**, 749–756.
- Aswathy, P., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T. & Nidheesh, P. V. 2016 Removal of organics from bilge water by batch electrocoagulation process. *Separ. Purif. Technol.* **159**, 108–115.
- Benito, J. M., Rios, G., Ortea, E., Fernandez, E., Cambiella, A., Pazos, C. & Coca, J. 2002 Design and construction of a modular pilot plant for the treatment of oil-containing wastewaters. *Desalination* **147**, 5–10.
- Bensadok, K., El Hanafi, N. & Lopicque, F. 2011 Electrochemical treatment of dairy effluent using combined Al and Ti/Pt electrode system. *Desalination* **280**, 244–251.
- Chen, G. 2004 Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separ. Purif. Technol.* **38**, 11–41.
- Dancshvar, N., Khataee, A. R., Amani Ghadim, A. R. & Rasoulifard, M. H. 2007 Decolorization of C.I. acid yellow 23 solution by electrocoagulation process: investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). *J. Hazard. Mater.* **148**, 566–572.

- Environmental Protection Agency US 2016 *EPA Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils*. Available from: www.epa.gov (accessed 19 September 2016).
- Franco, D., Lee, J., Arbelaez, S., Cohen, N. & Kim, J. 2017 Removal of phosphate from surface and wastewater via electrocoagulation. *Ecol. Eng.* **108**, 589–596.
- Gong, C., Zhang, Z., Li, H., Li, D., Wu, B., Sun, Y. & Cheng, Y. 2014 Electrocoagulation pretreatment of wet-spun acrylic fibers manufacturing wastewater to improve its biodegradability. *J. Hazard. Mater.* **274**, 465–472.
- Hilal, N., Busca, G., Talens-Alessio, R. & Atkin, B. P. 2004 Treatment of waste coolants by coagulation and membrane filtration. *Chem. Eng. Process.* **43**, 811–821.
- Hong, K., Chang, D., Bac, H., Sunwoo, Y., Kim, J. & Kim, D. 2013 Electrolytic removal of phosphorus in wastewater with noble electrode under the conditions of low current and constant voltage. *Int. J. Electrochem. Sci.* **8**, 8557–8571.
- Linares-Hernandez, I., Barrera-Diaz, C., Roa-Morales, G., Bilyeu, B. & Urena-Nunez, F. 2009 Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. *Chem. Eng. J.* **148**, 97–105.
- Mafe, G. & Stefano, C. D. 2016 The evidence of toxic wastes dumping in Campania, Italy. *Crit. Rev. Oncol./Mettol.* **105**, 84–91.
- Matias, M. S., Melegari, S. P., Vicentini, D. S., Matias, W. G., Ricordel, C. & Hauchard, D. 2015 Synthetic wastewater treatment by electrocoagulation to removal silver nanoparticles produced by different routes. *J. Environ. Manage.* **159**, 147–157.
- Mores, R., Treichel, H., Zakrzewski, C. A., Kunz, A., Steffens, J. & Dallago, R. M. 2016 Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. *Separ. Purif. Technol.* **171**, 112–117.
- Perez, L. S., Rodriguez, O. M., Reyna, S., Sanchez-Salas, J. L., Lozada, J. D., Quiroz, M. A. & Bandala, E. R. 2016 Oil refinery wastewater treatment using coupled electrocoagulation and fixed film biological processes. *Phys. Chem. Earth A/B/C* **91**, 53–60.
- Pollution Control Department (PCD) Thailand 2015 *Effluent Standard for Industry and Industrial Estate*. Available from: www.pcd.go.th (accessed 19 September 2016).
- Rahman, S. & Borhan, M. S. 2014 Electrolysis of swine manure effluents using three different electrodes Fe-Fe, Al-Al and Fe-Al. *Am. J. Agric. Biol. Sci.* **9**, 490–502.
- Salahi, A., Noshadi, I., Badrnezhad, R., Kanjilal, B. & Mohammadi, T. 2013 Nano-porous membrane process for oily wastewater treatment: optimization using response surface methodology. *J. Environ. Chem. Eng.* **1**, 218–225.
- Tak, B., Tak, B., Kim, Y., Park, Y., Yoon, Y. & Min, G. 2015 Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: application of Box-Behnken design (BBD). *J. Ind. Eng. Chem.* **28**, 307–315.
- Tian, Y., He, W., Zhu, X., Yang, W., Yang, W., Ren, N. & Logan, B. E. 2016 Energy efficient electrocoagulation using an air-breathing cathode to remove nutrients from wastewater. *Chem. Eng. J.* **292**, 308–314.
- Yu, L., Han, M. & He, F. 2017 A review of treating oily wastewater. *Arab. J. Chem.* **10**, S1913–S1922.

First received 26 September 2017; accepted in revised form 1 December 2017. Available online 30 December 2017



Wilawan Khanitchaidecha <wilawank1@gmail.com>

Fwd: Acceptance and Invitation Letter : MRS Thailand 2017

2 messages

Waraporn Pantorlawn <waraporn.envi.nu@gmail.com>
To: Wilawan Khanitchaidecha <wilawank1@gmail.com>

5 September 2017 at 08:47

----- Forwarded message -----

From: Waraporn Pantorlawn <waraporn.envi.nu@gmail.com>
Date: Sun, Sep 3, 2560 at 23:29
Subject: Re: Acceptance and Invitation Letter : MRS Thailand 2017
To: MRS Thailand 2017 <1mrsthailand2017@gmail.com>

I accept the invitation.

On Sun, Sep 3, 2560 at 22:34 MRS Thailand 2017 <1mrsthailand2017@gmail.com> wrote:



MRS Thailand

Acceptance and Invitation Letter**3 September 2017**

Dear Ms Waraporn Pantorlao

On behalf of the MRS Thailand 2017 organizing committee, I am pleased to inform that your abstract has been accepted for the presentation at The First Materials Research Society of Thailand International Conference (1st MRS Thailand International Conference), which will be held at Convention Center, The Empress Hotel, Chiang Mai, Thailand during October 31st - November 3rd 2017. We take this opportunity to invite you to give the presentation of your research, as detailed below, at this 1st MRS Thailand International Conference,

Paper title: Decolorization of methylene blue solution by electrocoagulation using aluminum electrodesType of presentation: **Oral**Paper ID: **S20-O2**Symposium **20: Material Enterprises and Industries**

You may download your acceptance letter in pdf form at: **Acceptance and Invitation Letter**
or by logging in to your account.

Please kindly be reminded that full papers need to be submitted on-site at the Registration Desk (Submission Deadline is 1 November 2017, by 12.00 PM) by the authors. The manuscript submission form, 3 hard copies and 1 CD (MS word and pdf files) are required for a complete submission. For more information, please visit our website at

<http://www.mrs-thailand2017.science.cmu.ac.th>

If you have further inquiries, please contact us at email: 1mrsthailand2017@gmail.com

We are looking forward to meeting you in Chiang Mai, Thailand.

Decolorization of methylene blue solution by electrocoagulation using aluminum electrodes

Waraporn Pantorlawn^{a,b,*}, Duangdao Channei^c, Wilawan Khanitchaidecha^{a,b} and
Auppatham Nakaruk^{b,d}

^a Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Naresuan University, Phitsanulok, Thailand

^b Centre of Excellence for Innovation and Technology for Water Treatment, Faculty of Engineering, Naresuan University, Phitsanulok,

^c Research Center for Academic Excellence in Petroleum, Petrochemicals and Advanced Materials, Naresuan University, Phitsanulok, Thailand

^d Department of Industrial Engineering, Faculty of Engineering, Naresuan University, Phitsanulok, Thailand

* Corresponding Author's E-mail: waraporn.envi.nu@gmail.com

Abstract

In the present work, the electrocoagulation process and performance of dye removal using aluminium as electrodes were investigated. Methylene blue solution was used as synthetic dye wastewater for dye removal efficiency. The optimum condition of electrocoagulation operation for dye removal was examined including, current density (10-30 mA/cm²), concentration of NaCl (1.5-6.0 g/L) and electrolysis time (2-15 min). The efficiency of dye removal was evaluated by the absorbance of the methylene blue solution at 664 nm. The results showed that the increasing current density from 10 to 30 mA/cm² enhanced the dye removal efficiency to 88%. The high NaCl concentration of 6 g/L with the electrolysis time of 10 minute provided the dye removal efficiency approximately 92%. In addition, the 15 min of electrolysis time provided the slightly higher efficiency with 93%. However, it has to be noted that with increasing the electrolysis time and current density caused high formation of sludge that can prevent the interaction of electrocoagulation process and increase the use of energy consumption.

Keywords: Electrocoagulation; electrolysis time; current density; dye removal