



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการการใช้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงบำบัดซีโอटीในน้ำออกจากระบบชีวภาพที่บำบัด
น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคง

โดย ดร. จินต์ อโณทัย และคณะ

ธันวาคม 2547

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการการใช้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงบำบัดซีโอทีในน้ำออกจากระบบชีวภาพที่บำบัด
น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคง

คณะผู้วิจัย

- | | |
|--------------------------------|--|
| 1. ดร. จินต์ อโณทัย | ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี |
| 2. นายชัยโรจน์ เตียววงศ์สมบัติ | ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี |
| 3. นายเจษฎา ถาวรศักดิ์ | ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี |

สนับสนุนโดยสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.)

(ความเห็นในรายงานนี้เป็นของผู้วิจัย สกว. ไม่จำเป็นต้องเห็นด้วยเสมอไป)

Executive Summary

The results from this research project fulfill all the objectives which had been established originally. The discharges from wastewater treatment facilities of the two Industrial Residue Disposal Centers located in Mab-Ta-Pud Industrial Park in Rayong Province and in Rachaburi Province were used in this study. Fenton oxidation and zero-valent iron reduction processes were applied for the wastewater from Rayong Province; whereas, UV/H₂O₂ process was applied for the other. At optimum conditions, chemical oxygen demand (COD) of the treated effluents by both advanced oxidation processes complied with the Effluent Standards set by authorized bureaus.

The discharge from Rayong Province, after centrifuged to remove excessive particulate matters, was highly polluted with the COD (chemical oxygen demand), BOD (biochemical oxygen demand) and TOC (total organic carbon) of 5,731, 217, and 1,511 mg/l, respectively. Organic pollutants in the wastewater are considerably recalcitrant to hydrogen peroxide oxidation and non-volatile, only with the powerful hydroxyl radicals that they can be decomposed considerably. Despite that, within the studied conditions of 1,000 to 5,000 and 5,000 to 10,000 mg/l of ferrous ion and hydrogen peroxide, respectively, only 20% of TOC can be removed in 120 minutes at pH 2.0 and 25°C with the optimal ferrous ion and hydrogen peroxide dosages of 1,000 and 7,500 mg/l, respectively. This may be due to the interference of chloride and di-hydrogen phosphate ions in the wastewater. The TOC removal of 45% could be achieved with 3-consecutive Fenton application at the optimum dosages as mentioned previously. Further application of Fenton reagent did not provide additional reduction in TOC; however, the COD and BOD were continuously removed. To meet the Effluent COD Standard of 750 mg/l as regulated by the Industrial Estate Authority of Thailand, 5-repeated Fenton application at the optimum dosages was required. The chemical cost for this scenario including Fenton reagents and pH-adjusting chemicals is approximately 1,700 baths per cubic meter of wastewater. Reductive zero-valent iron could not either reduce the TOC or transform the refractory organics to biodegradable compounds. This is because the oxidation potentials of these organic contaminants were higher and/or the overall reduction rates were much lower than that of water; hence, water molecule was reduced to hydrogen gas instead.

The discharge from the Industrial Residue Disposal Center in Rachaburi Province was much less polluted than that in Rayong Province; particularly for the COD and TOC which were only 1,155 and 338 mg/l, respectively. The differences derive from the types of hazardous wastes being disposed at each site. Nonetheless, organic matters in the wastewater were also

recalcitrant to hydrogen peroxide oxidation, UV photolysis, and non-volatile under the studied conditions. Under the conditions examined, i.e., 25°C, pH of 3.0 to 8.9, hydrogen peroxide dose of 1,178.1 to 4,712.4 mg/l, and UV power of 60 to 240 watts, the optimum and least expensive conditions were at pH 7.0 with 4,712 mg/l of hydrogen peroxide and 180 watt of UV irradiation for 240 minutes which could provide the removal efficiencies in terms of TOC and COD of 88 and 87%, respectively. The treatment cost in term of hydrogen peroxide, sulfuric acid for pH adjustment, and power consumption for UV generation was estimated to be 1,100 baths per cubic meter of wastewater.

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ (ภาษาไทย)	v
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ)	vi
บทที่ 1 บทนำ	
1.1 หลักการและที่มาของงานวิจัย	1
1.2 วัตถุประสงค์	2
1.3 ขอบเขตของการวิจัย	2
1.4 ประโยชน์ที่ได้รับ	2
บทที่ 2 ความรู้พื้นฐานที่เกี่ยวข้อง	
2.1 การเกิดน้ำชะซึม	3
2.2 กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced Oxidation Processes)	5
2.3 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ (Zero-Valent Iron Reduction Process)	11
2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	11
บทที่ 3 การทดลอง	
3.1 องค์ประกอบของการทดลอง	17
3.2 เงื่อนไขการทดลอง	17
3.3 ขั้นตอนการทดลอง	18
บทที่ 4 ผลการทดลอง	
4.1 ลักษณะสมบัติของน้ำเสีย	21
4.2 กระบวนการเฟ้นตอน	21
4.3 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์	32
4.4 กระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์	34
4.5 การประเมินผลทางเศรษฐศาสตร์	42
บทที่ 5 สรุปผลการทดลอง	
5.1 กระบวนการเฟ้นตอน	46
5.2 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์	46
5.3 กระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์	47

	หน้า
เอกสารอ้างอิง	48
ภาคผนวก	
ภาคผนวก ก บทความสำหรับการเผยแพร่	51
ภาคผนวก ข ตารางเปรียบเทียบกิจกรรมที่วางแผนไว้และที่ดำเนินการ	55

บทคัดย่อ

งานวิจัยชิ้นนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อการจัดซื้อโอดีที่หลงเหลืออยู่ในน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงที่ผ่านการบำบัดเบื้องต้นมาแล้วเพื่อให้น้ำทิ้งมีค่าซีโอดีเป็นไปตามมาตรฐานของทางราชการ น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำชะซึมที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสียของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง ที่ใช้ระบบชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ และที่ตั้งอยู่ในจังหวัดราชบุรีที่ใช้ระบบเคมีด้วยการตกตะกอนผลึกในรูปของไฮดรอกไซด์ ซึ่งมีค่าซีโอดี บีโอดี และทีโอดีเท่ากับ 5,731, 217 และ 1,511 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับน้ำเสียจากจังหวัดระยอง และเท่ากับ 1,155, 254 และ 338 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับน้ำเสียจากจังหวัดราชบุรีตามลำดับ ค่าซีโอดีและบีโอดีของน้ำเสียจากทั้งสองแหล่งนี้สูงกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งของทางราชการ ผลการทดลองกับน้ำเสียจากจังหวัดระยองด้วยกระบวนการเฟนตอนที่มีความเข้มข้นของอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ในช่วง 1,000 ถึง 5,000 และ 5,000 ถึง 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดทีโอดีที่ดีที่สุดทำได้เพียงร้อยละ 20 ซึ่งเกิดขึ้นที่พีเอช 2.0 อุณหภูมิ 25 เซลเซียส และความเข้มข้นของอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 1,000 และ 7,500 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ทั้งนี้คาดว่าน่าจะเป็นผลจากการรบกวนของอนุมูลคลอไรด์และอนุมูลไดไฮโดรเจนฟอสเฟตซึ่งมีอยู่มากในน้ำเสีย การเติมสารเฟนตอนรีเอเจนต์ด้วยความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้นไม่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพของการบำบัดได้ อย่างไรก็ดีหากมีการป้อนสารเฟนตอนรีเอเจนต์ทุก 120 นาทีเป็นจำนวนหลายครั้งจะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดทีโอดีและซีโอดีได้ โดยประสิทธิภาพสูงสุดในการกำจัดทีโอดีเท่ากับร้อยละ 45 เกิดขึ้นเมื่อมีการเติมสาร เฟนตอนรีเอเจนต์ที่ความเข้มข้นที่ภาวะที่ดีที่สุด 3 ครั้งติดต่อกัน หลังจากนั้นจะมีค่าคงที่ แต่ซีโอดีสามารถลดลงได้อย่างต่อเนื่องโดยในการเติมครั้งที่ 4 สามารถลดได้ถึงร้อยละ 75 เพื่อให้ค่าที่ผ่านการบำบัดแล้วมีซีโอดีต่ำกว่า 750 มิลลิกรัมต่อลิตรอันเป็นมาตรฐานน้ำทิ้งของการนิคมอุตสาหกรรมแห่งประเทศไทย จำเป็นต้องมีการเติมสารเฟนตอนรีเอเจนต์ 5 ครั้งที่มีความเข้มข้นที่ภาวะที่ดีที่สุดข้างต้น ซึ่งจะเสียค่าใช้จ่ายในด้านของสารเคมีประมาณ 1,700 บาทต่อลูกบาศก์เมตรของน้ำเสีย ส่วนการใช้กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ไม่ประสบความสำเร็จเนื่องจากสารมลพิษอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำเสียมีค่าศักย์ออกซิเดชันสูงกว่าและ/หรือมีอัตราการรีดิวซ์ที่ต่ำกว่าน้ำ จึงทำให้โมเลกุลของน้ำแย่งอิเล็กตรอนจากผงเหล็กเกิดเป็นก๊าซไฮโดรเจนขึ้นเป็นจำนวนมาก สำหรับการบำบัดน้ำเสียจากจังหวัดราชบุรีด้วยกระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่อุณหภูมิ 25 เซลเซียสในช่วงพีเอช ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และแสงยูวีที่ 3.0 ถึง 8.9, 1,178.1 ถึง 4,712.4 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 60 ถึง 240 วัตต์ตามลำดับ พบว่าภาวะที่เหมาะสมและเสียค่าใช้จ่ายต่ำสุดคือที่พีเอช 7 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4,172 มิลลิกรัมต่อลิตร และแสงยูวี 180 วัตต์ซึ่งสามารถลดทีโอดีและซีโอดีได้ร้อยละ 88 และ 87 ตามลำดับภายในเวลา 4 ชั่วโมง โดยจะเสียค่าใช้จ่ายในการดำเนินการประมาณ 1,100 บาทต่อลูกบาศก์เมตรของน้ำเสีย ผลการศึกษาที่ได้สามารถนำไปประยุกต์ใช้เป็นการบำบัดขั้นสูงเพิ่มเติมจากระบบบำบัดที่มีอยู่เดิมเพื่อให้ค่าที่ผ่านการบำบัดแล้วเป็นไปตามมาตรฐานน้ำทิ้งของทางราชการ

Abstract

Principal objective of this study is to investigate on the possibility of using advanced oxidation processes to remove the COD from primary and secondary effluents discharging from wastewater treatment plants receiving secured landfill leachate in order to comply with the Effluent COD Standards. Discharges from the treatment plants of the Industrial Residue Disposal Centers located in Mab-Ta-Pud Industrial Park, Rayong Province, and in Rachaburi Province were collected and used in the Fenton and zero-valent iron scenario, and UV/H₂O₂ scenario, respectively. Wastewater from Rayong Province was more polluted than that from Rachaburi Province, i.e., containing 5,731, 217, and 1,511 mg/l of COD, BOD, and TOC as compared to 1,155, 254, and 338 mg/l of that from Rachaburi Province, respectively. The COD and BOD of both wastewaters did not comply with the official Effluent Standards. At 25°C, treating the discharge from Rayong Province with various dosages of ferrous ion and hydrogen peroxide between 1,000 to 5,000 and 5,000 to 10,000 mg/l, respectively, only 20% of the TOC can be removed under the optimum conditions of pH 2.0, 1,000 and 7,500 mg/l of ferrous ion and hydrogen peroxide, respectively. Low efficiency was possibly due to the interference of chloride and di-hydrogen phosphate ions in the solution. Increasing Fenton reagents could not improve the process performance. However, it was found that repeating addition of Fenton reagents every 120 minutes at the optimum concentrations was able to enhance the removal of TOC and COD. Maximum TOC removal of 45% was achieved at the 3rd addition; whereas COD removal still increased continually. At the 4th addition of Fenton reagents, COD was removed up to 75%. To comply with the Effluent COD Standard of 750 mg/l as regulated by the Industrial Estate Authority of Thailand, 5-cycle of Fenton process is needed which costs about 1,700 baths per cubic meter of wastewater. The application of reductive zero-valent iron was not successful since the oxidation potential of organic pollutants in the wastewater was higher and/or the reduction rates were slower than that of water; hence, water molecule was reduced to hydrogen gas instead. For the discharge from Rachaburi Province which was treated by UV/H₂O₂ process at 25°C at pH, hydrogen peroxide dosage, and UV power in the range of 3.0 to 8.9, 1,178.1 to 4,712.4 mg/l and 60 to 240 watts, respectively, the optimum condition was found at pH 7, 4,172 mg/l of H₂O₂, 180 watt of UV with the reaction period of 4 hours. The TOC and COD removal efficiencies were 88 and 87%, respectively. The estimated operating cost for this scenario is approximately 1,100 baths per cubic meter of wastewater. The results obtained from this study can be applied as an advanced treatment additional to the

existing treatment systems in order that the treated effluents will comply with the official standards.

บทที่ 1 บทนำ

1.1 หลักการและที่มาของงานวิจัย

น้ำชะซึม (Leachate) ที่เกิดจากหลุมฝังกลบมั่นคง (Secured Landfill) ส่วนหนึ่งมาจากการชะซึมผ่านของน้ำฝนผ่านของเสียที่ถูกฝังกลบไว้ภายใน เป็นผลให้ได้รับการปนเปื้อนทั้งจากสารมลพิษอินทรีย์และอนินทรีย์ที่มีอยู่ในของเสียอันตรายนั้นๆ นอกจากนี้ น้ำชะซึมยังเกิดขึ้นจากความชื้นในกากของเสียอันตรายที่นำมากลบฝังและจากการปฏิกิริยาเคมีและชีวเคมีที่เกิดขึ้น โดยทั่วไป น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคงจะมีความเป็นพิษมากกว่าน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบสุขาภิบาล (Sanitary Landfill) มาก เป็นผลให้กระบวนการบำบัดทางชีวภาพหรือเคมีแบบพื้นฐานทั่วไปไม่สามารถลดสารมลพิษอินทรีย์ที่มีอยู่โดยเฉพาะในรูปของซีโอไซด์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้น้ำชะซึมที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วยวิธีการพื้นฐานดังกล่าวโดยทั่วไปยังคงมีลักษณะสมบัติสูงกว่าเกณฑ์ที่กำหนดของหน่วยงานราชการ โดยเฉพาะค่าของซีโอไซด์ซึ่งถูกกำหนดไว้ไม่เกิน 120-400 มิลลิกรัมต่อลิตรขึ้นอยู่กับประเภทของอุตสาหกรรมในกรณีของกรมโรงงานอุตสาหกรรม หรือไม่เกิน 750 มิลลิกรัมต่อลิตรในกรณีของการนิคมอุตสาหกรรมแห่งประเทศไทย

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced Oxidation Processes) เป็นกระบวนการที่ถูกพัฒนาขึ้นเพื่อใช้กำจัดสารมลพิษอินทรีย์ที่เป็นพิษและย่อยสลายได้ยากทางชีวภาพ โดยอาศัยสารออกซิแดนท์ที่มีศักยภาพออกซิเดชันสูงคืออนุมูลอิสระไฮดรอกซิล (Hydroxyl Radical) กระบวนการนี้มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสีย ถึงแม้ว่าค่าใช้จ่ายในการบำบัดจะสูงกว่ากระบวนการทางชีวภาพและเคมีโดยทั่วไป แต่มีแนวโน้มที่จะสามารถลดซีโอไซด์ในน้ำเสียให้ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งที่ทางราชการกำหนดไว้ได้ และ/หรือ เปลี่ยนรูปของสารมลพิษอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากให้อยู่ในรูปที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น ผลงานวิจัยหลายชิ้นที่กระทำในต่างประเทศชี้ให้เห็นว่ารูปแบบของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงตลอดจนสถานะที่เหมาะสมในการบำบัดสารมลพิษอินทรีย์ต่างๆนี้ค่อนข้างมีลักษณะเฉพาะ โดยขึ้นอยู่กับสารมลพิษอินทรีย์ที่ต้องการกำจัดและลักษณะสมบัติของน้ำเสียเป็นสำคัญ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการทดสอบในห้องปฏิบัติการหรือโรงประลองเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมเพื่อนำไปใช้ในการออกแบบและควบคุมการดำเนินการจริงในภาคสนามต่อไป

อย่างไรก็ดีเนื่องจากงานวิจัยที่ศึกษาถึงการใช้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงบำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคงในประเทศไทยยังมีอยู่น้อยมาก ทำให้การนำไปประยุกต์ใช้งานจริงในภาคสนามค่อนข้างอยู่ในวงแคบหรือจำกัด งานวิจัยชิ้นนี้จึงมุ่งเน้นที่จะศึกษาถึงการใช้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงเป็นกระบวนการบำบัดขั้นต่อเนื่องสำหรับบำบัดน้ำเสียจาก 2 แหล่งคือ น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคงที่ผ่านการบำบัดทางชีวภาพมาแล้วของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง และน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคงที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยการตกตะกอน ผลึกโลหะหนักในรูปของไฮดรอกไซด์มาแล้วของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ในจังหวัดราชบุรี โดยใช้กระบวนการเฟนตอน (Fenton's Process) และกระบวนการยูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

(UV/H₂O₂ Process) ตามลำดับ เพื่อให้มั่นใจว่าน้ำที่ระบายออกจากระบบบำบัดจะมีลักษณะสมบัติเป็นไปตามมาตรฐานน้ำทิ้งของหน่วยราชการที่เกี่ยวข้อง นอกจากนี้คณะผู้วิจัยยังได้ศึกษาถึงความเป็นไปได้ในการใช้ปฏิกิริยารีดักชันของเหล็กประจุศูนย์ (Zero-valent Iron) ในการลดซีโอทีในน้ำเสีย และ/หรือ เปลี่ยนรูปสารมลพิษอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยากให้ย่อยสลายได้ง่ายขึ้น เพื่อให้ได้ข้อมูลพื้นฐานอันจะนำไปสู่การประยุกต์ใช้งานจริงในภาคสนามต่อไป

1.2 วัตถุประสงค์

1. ศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงบำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นหรือขั้นสองมาแล้ว
2. ประเมินความเหมาะสมทางด้านเศรษฐศาสตร์

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

1. ทำการศึกษาโดยใช้น้ำเสียจริงจากสองแหล่งคือ
 - ก. น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงที่ผ่านการบำบัดขั้นสองด้วยกระบวนการทางชีวภาพมาแล้วจากศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง สำหรับการทดลองกระบวนการเฟนตอนและกระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์
 - ข. น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยกระบวนการตกตะกอนผลึกโลหะหนักด้วยไฮดรอกไซด์จากศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ในจังหวัดราชบุรี สำหรับการทดลองกระบวนการยูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์
2. ใช้ถังปฏิกรณ์ขนาดโต๊ะทดลองสำหรับการทดลองเฟนตอนและการทดลองยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และขนาดห้องปฏิบัติการสำหรับการทดลองกระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ ที่อุณหภูมิ 25 เซลเซียส และทำการทดลองแบบกะ (Batch)
3. การประเมินผลทางเศรษฐศาสตร์จะพิจารณาเฉพาะค่าใช้จ่ายด้านสารเคมี และแสงยูวี

1.4 ประโยชน์ที่ได้รับ

1. แนวทางการบำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงที่ผ่านการบำบัดเบื้องต้นมาแล้วให้มีซีโอทีเป็นไปตามมาตรฐานน้ำทิ้งของหน่วยงานราชการที่เกี่ยวข้อง ตลอดจนการประเมินค่าใช้จ่ายที่จะเกิดขึ้นจริงเมื่อนำไปประยุกต์ใช้งานในภาคสนาม
2. สมรรถนะของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงในการบำบัดน้ำเสียซึ่งปนเปื้อนด้วยสารมลพิษอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ซึ่งสามารถนำไปเป็นข้อมูลพื้นฐานในการประยุกต์ใช้กระบวนการนี้กับน้ำเสียอุตสาหกรรมประเภทอื่นๆ

บทที่ 2 ความรู้พื้นฐานที่เกี่ยวข้อง

2.1 การเกิดน้ำชะซึม

น้ำชะซึม (Leachate) คือของเหลวใดๆที่ไหลซึมผ่านหรือออกมาจากกองฝังกลบเนื่องจากแรงโน้มถ่วงของโลก น้ำชะซึมสามารถเกิดได้จาก (ก) การซึมผ่านของน้ำที่ไหลลงสู่หลุมฝังกลบโดยตรง; (ข) การซึมของน้ำผิวดินที่ไหลผ่านหลุมฝังกลบ; (ค) การไหลเข้ามาในหลุมฝังกลบของน้ำใต้ดิน; และ (ง) ความชื้นที่ถูกกักอยู่ในกากของเสียที่ถูกฝังกลบ กากของเสียสามารถดูดซับและกักเก็บน้ำไว้จนกระทั่งถึงระดับอิ่มตัว จากนั้นน้ำจะเคลื่อนที่ผ่านกากของเสียด้วยแรงโน้มถ่วงของโลก ปัจจัยที่มีผลต่อการเคลื่อนที่ของน้ำชะซึม ได้แก่ สภาพภูมิศาสตร์และชลศาสตร์, สภาพภูมิอากาศ, การออกแบบทางวิศวกรรม, วิธีการกำจัดและสภาพของการปฏิบัติงาน, ประเภทของของเสีย และอายุการใช้งานของพื้นที่กำจัด น้ำที่ไหลผ่านกากของเสียจะพาและชะละลายสารมลพิษที่มีอยู่ในกากของเสีย ความเข้มข้นของสารมลพิษในน้ำชะซึมจะขึ้นอยู่กับปริมาณของกากของเสียที่ถูกชะ การถ่ายเทมวล สัดส่วนความลึกของชั้นกากของเสีย ต่ออัตราการซึมผ่านและปัจจัยอื่นๆ เช่น ความสามารถในการละลาย, พื้นที่หน้าตัด, เวลาสัมผัส และพีเอช น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบนั้นคงมักจะถูกปนเปื้อนด้วยสารมลพิษทั้งในรูปของสารอินทรีย์รวมถึงโลหะหนักและสารอินทรีย์ที่ไม่ย่อยสลายทางชีวภาพหรือย่อยสลายได้ยากในระดับที่สูงกว่าน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบสุขาภิบาลค่อนข้างมาก ตารางที่ 2.1 แสดงถึงองค์ประกอบของสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนอยู่ใน

ตารางที่ 2.1 สารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคง

Constituent	Concentration (µg/l)*	No. of landfill reported*	Concentration (µg/l)**	No. of landfill reported**
As	11 to < 10,000,000	6	30-5,800	5
Ba	100-2,000,000	5	10-3,600	24
Cd	5-8,200	6	-	-
Cr	1-208,000	7	10-4,200	10
Cu	1-16,000	9	10-2,800	15
Hg	0.5-7	7	0.5-0.8	5
Ni	20-48,000	4	20-670	16
Pb	1-19,000	6	300-19,000	3
Se	3-590	4	10-590	21
CN ⁻	-	-	5-14,000	14

* "Management of hazardous Waste Leachate," SW-871 report prepared for U.S. EPA by Shuckrow, Touhill and Associates, Inc., Pittsburgh, Pennsylvania, 1981.

** "Prevalence of Subsurface Migration of Hazardous Chemical Substances at Selected Industrial Waste Land Disposal Sites," EPA/530/SW-634 report prepared for U.S. EPA by Geraghty and Miller, Inc., 1977.

น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคง ตารางที่ 2.2 แสดงให้เห็นถึงตัวอย่างของสารมลพิษอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคง Shuckrow และคณะ (1982) ได้รวบรวมลักษณะสมบัติที่เกี่ยวข้องกับด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมโดยตรงของน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงดังสรุปไว้ในตารางที่ 2.3 จากข้อมูลทั้ง

ตารางที่ 2.2 สารอินทรีย์ที่ตรวจพบในน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคง*

Substance	Reported concentration ($\mu\text{g/l}$)*	Number of landfill reported
Acetone	0.1-62,000	3
Aldrin	< 2-< 10	2
Benzene	< 1.1-7,370	5
Chlorobenzene	4.6-4,620	5
Clilorofom	0.02-4,550	4
Dichlorobenzene	< 10-517	2
1,1-dichloroethane	< 5-14,280	2
1,2-dichloroethane	2.1-4,500	5
1.1-dicriloroethylene	28-19,850	5
Dicnioromethane	3.1-6,570	4
Elhyl benzene	3,0-10,115	4
Hexachlorobutadiene	< 20-109	2
Methylene chloride	< 0.3 mg/L-184 mg/l	3
Methyl isobulyl kelone	2-10 mg/l	2
Perchloroethylene	ND-8,200	5
Phenol	< 3-17,000	4
Tetrachloroethene	< 1-89,155	3
Tetrachloromethane	< 1-25,000	3
TOC	10.9-8,700 mg/l	8
Toluene	< 5-100,000	7
1,1,1-lrichloroethane	1.6 $\mu\text{g/l}$ -590 mg/l	5
Trichloroethene	< 3-84,000	4
Trichloroetliylene	< 3-260,000	4
Vinyl chloride	140-32,500	1

* "Management of Hazardous Waste Leachate." SW-871 report prepared for U.S. EPA by Shuckrow, Touhill and Associates, Inc., Pittsburgh, Pa, 1981.

ตารางที่ 2.3 ลักษณะสมบัติของน้ำชะซึม

Pollutant	Range	Median value	Arithmetic Mean	Number of Value ⁽¹⁾
BOD (mg/l)	42-10,900	2,000	4,380	3
COD (mg/l)	24.6-18,600	7,100	7,794	5
TOC (mg/l)	10.9-4,300	1,160	1,350	4
Alkalinity (mg/l)	20.6-5,400	228 ⁽²⁾	1,950	3
pH	6.3-7.9	6.9	6.9	4
TDS (mg/l)	320 ⁽³⁾ -15,700	1,830	6,460	5
SS (mg/l)	< 3-1,000	163	342	4
NH ₃ -N (mg/l)	< 0.01-1,000	130	377	3
TKN (mg/l)	0.65-984	5.5	248	4
NO ₃ -N (mg/l)	< 0.012- < 0.1	0.025	< 0.05	3
PO ₄ -P (mg/l)	< 0.01- < 0.1	0.04	< 0.05	3

⁽¹⁾ Average values from specific site

⁽²⁾ Estimated from inorganic carbon and pH

⁽³⁾ Estimated from conductivity (640 mmhos × 0.5)

หมดจะเห็นได้ว่าลักษณะสมบัติของน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคงมีความแปรปรวนค่อนข้างมากขึ้นอยู่กับกากของเสียอันตรายที่ถูกนำไปฝังกลบยังหลุมฝังกลบนั้นๆ

2.2 กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced Oxidation Processes)

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงหรือกระบวนการ AOPs (Advance Oxidation Processes) เป็นกระบวนการที่ได้รับการพัฒนาขึ้นเพื่อนำมาใช้กำจัดสารมลพิษอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือย่อยสลายได้ยากด้วยกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ (Recalcitrant) หลักการของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงนี้คือใช้กระบวนการออกซิเดชันด้วยอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล (Hydroxyl Radical, OH[•]) โดยทำหน้าที่สลายหรือเปลี่ยนรูปของสารมลพิษอินทรีย์ เกิดเป็นอนุมูลอิสระของสารอินทรีย์ ซึ่งสามารถเหนี่ยวนำให้เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันของสารอินทรีย์โมเลกุลอื่นได้ต่อไป ทำให้สารอินทรีย์เปลี่ยนโครงสร้างและมีขนาดเล็กลง ทำให้มีความเป็นพิษลดลง และไม่เป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม

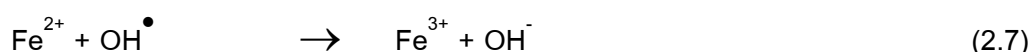
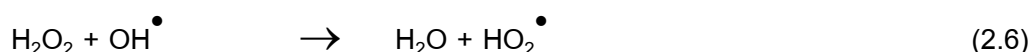
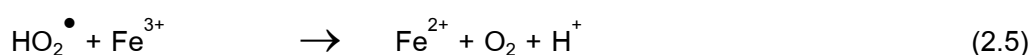
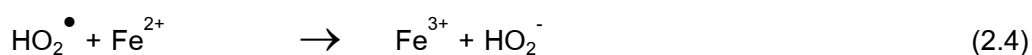
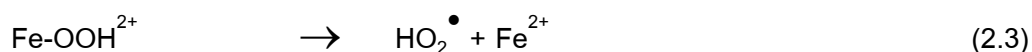
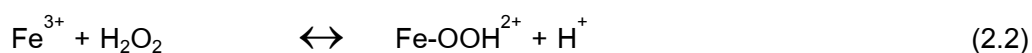
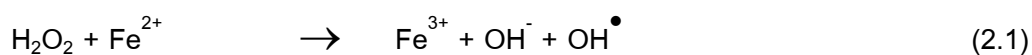
ข้อดีของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงเมื่อเทียบกับกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพคือไม่ทำให้เกิดสลัดจ์ตกค้างจึงไม่ต้องกำจัดสลัดจ์(ยกเว้นในกรณีของกระบวนการเฟนตอนซึ่งจะได้กล่าวในรายละเอียดภายหลัง) และเป็นการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ออกจากสิ่งแวดล้อมไม่ได้เป็นการเคลื่อนย้ายสารมลพิษอินทรีย์ออกจากเฟสน้ำ (Aqueous Phase) เหมือนกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบถ่านกัมมันต์ (Activated Carbon Adsorption) การแยกด้วยอากาศ (Air stripping) หรือกระบวนการเมมเบรน

(Membrane Processes) แต่สารมลพิษอินทรีย์ต่างๆในน้ำเสียจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำซึ่งไม่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อม อย่างไรก็ตามกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงนี้ก็มีข้อเสียเช่นกันซึ่งที่สำคัญคือค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานค่อนข้างสูง

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงมีอยู่ด้วยกันหลายรูปแบบเช่น กระบวนการเฟนตอน (Fenton's Process) ซึ่งใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ร่วมกับอนุมูลเฟอร์รัส (Fe^{2+}), ยูวีร่วมกับไทเทเนียมไดออกไซด์ (UV/ TiO_2), ยูวีร่วมกับโอโซน (H_2O_2/O_3), ยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (UV/ H_2O_2) หรือใช้ร่วมกัน เช่น $H_2O_2/O_3/UV$ ซึ่งต่างก็ก่อให้เกิดอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลขึ้นทั้งสิ้น อนุมูลอิสระไฮดรอกซิลนี้เป็นสารที่มีศักย์ออกซิไดซ์ที่รุนแรงมากโดยมีค่าศักย์ออกซิเดชันเท่ากับ 2.8 โวลท์ซึ่งมากกว่าโอโซนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และคลอรีนซึ่งมีค่าเท่ากับ 2.07, 1.78 และ 1.36 โวลท์ตามลำดับ นับเป็นสารออกซิแดนท์ที่มีศักย์ออกซิเดชันเป็นอันดับสองรองจากฟลูออรีนเท่านั้นดังแสดงในตารางที่ 2.4 และมีอัตราการเกิดปฏิกิริยากับสารมลพิษอินทรีย์ทั่วไปเร็วกว่ามากเมื่อเทียบกับโอโซนดังแสดงในตารางที่ 2.5 ในที่นี้จะกล่าวถึงทฤษฎีที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการเฟนตอนและกระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ซึ่งเป็นวิธีที่ใช้ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้

2.2.1 กระบวนการเฟนตอน (Fenton's Process)

กระบวนการเฟนตอนถูกค้นคิดขึ้นโดย H.J.H. Fenton ในปี ค.ศ. 1876 ซึ่งพบว่าเมื่อนำไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มาทำปฏิกิริยากับอนุมูลเฟอร์รัสภายใต้สภาวะที่เป็นกรดจะทำให้เกิดปฏิกิริยาถูกโซ่ขึ้นจนเกิดอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลขึ้นซึ่งเป็นสารหลักที่ก่อให้เกิดกระบวนการออกซิเดชันทางเคมีที่สามารถนำไปใช้ในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก อาจถึงขั้นการกำจัดโดยสมบูรณ์ (Completely Oxidation) กล่าวคือคาร์บอนในสารอินทรีย์เปลี่ยนรูปไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ นอกจากนี้กระบวนการเฟนตอนยังสามารถเหนี่ยวนำให้เกิดกระบวนการสร้างและรวมตะกอน (Coagulation Process) ได้อีกด้วยเมื่อมีการปรับพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เป็นกลาง ปฏิกิริยาที่อนุมูลเฟอร์รัสเร่งให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แตกตัวเป็นอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลภายใต้สภาวะที่เป็นกรดซึ่งก่อให้เกิดปฏิกิริยาต่างๆตามมาเป็นลูกโซ่สามารถแสดงได้ด้วยสมการที่ (2.1) ถึง (2.8)



ตารางที่ 2.4 ศักย์ออกซิเดชันของสารออกซิแดนท์

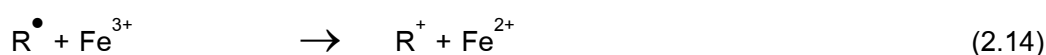
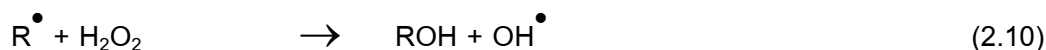
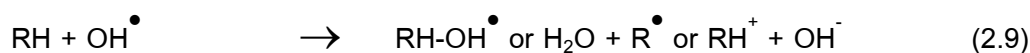
Compound	Formula	Potential (Volt)
Fluorine	F ₂	3.60
Hydroxyl radical	OH [•]	2.80
Ozone	O ₃	2.07
Chlorine dioxide	ClO ₂	1.91
Hydrogen peroxide	H ₂ O ₂	1.78
Chlorine	Cl ₂	1.36
Bromine	Br ₂	1.09
Iodine	I ₂	0.54

ตารางที่ 2.5 ค่าคงที่ของปฏิกิริยาของไฮดรอกซิลและอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลในการย่อยสลายสารต่างๆ

Organic Compound	Rate Constant (M ⁻¹ .sec ⁻¹)	
	O ₃	OH [•]
Benzene	2	7.8×10 ⁹
Toluene	14	7.8×10 ⁹
Chlorobenzene	0.75	4.0×10 ⁹
Trichlorobenzene	17	4.0×10 ⁹
Tetrachlorobenzene	<0.1	1.7(10 ⁹

จากสมการดังกล่าวจะเห็นได้ว่าอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์จะทำหน้าที่เป็นสารเร่งปฏิกิริยา (Catalyst) ซึ่งในที่สุดจะถูกเปลี่ยนกลับมาอีกจากอนุมูลเพอร์ริก อย่างไรก็ตามถ้าอัตราการเปลี่ยนอนุมูลเพอร์ริกกลับมาเป็นอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์ในสมการที่ (2.5) จะช้ากว่าปฏิกิริยาขั้นอื่นๆมากจึงกลายเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยรวม นอกจากนี้จะสังเกตจากสมการที่ 2.6 และ 2.7 ได้ว่าไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์สามารถเป็นตัวยับยั้งอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลได้เช่นกัน โดยในกรณีของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะก่อให้เกิดอนุมูลอิสระเปอร์ไฮดรอกซิลซึ่งมีศักย์ออกซิเดชันต่ำกว่าอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลมาก และในสมการที่ (2.8) อนุมูลอิสระไฮดรอกซิลสามารถรวมตัวกันเองกลับไปเป็นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ได้ถ้าไม่มีสารมาทำปฏิกิริยาด้วยอัตราที่เร็วพอ ในกรณีที่มีสารอินทรีย์อยู่ในสารละลายด้วยจะทำให้เกิดการแย่งอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล โดยสารอินทรีย์จะให้อิเล็กตรอนแก่อนุมูลอิสระไฮดรอกซิลแล้วเปลี่ยนรูปไปเป็นสารประกอบหรืออนุมูลอิสระอื่นๆซึ่งสามารถทำปฏิกิริยาที่ซับซ้อนต่อไปได้อีก โดยในกรณีของสารอินทรีย์ที่ไม่อิ่มตัวในรูปของ aliphatic หรือ aromatic อนุมูลอิสระไฮดรอกซิลจะรวมตัวกับสารประกอบเหล่านั้นเกิดเป็นอนุมูลอิสระของสารอินทรีย์ขึ้น หรือในบางครั้งอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลจะดึงไฮโดรเจนของสารอินทรีย์ออกมากลายเป็นน้ำและเกิดอนุมูลอิสระของสารอินทรีย์ขึ้น หรืออนุมูลของ

สารอินทรีย์ที่เป็นประจุลบจะถูกอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลออกซิไดซ์แย่งอิเล็กตรอนไป และเกิดปฏิกิริยาถูกโซ่ต่อไปตามลำดับดังสมการที่ (2.9) ถึง (2.15)



ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากสมการที่ (2.15) อาจเป็นสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างอย่างง่ายหรืออาจเกิดการออกซิไดซ์อย่างสมบูรณ์กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ก็ได้ ปฏิกิริยาตั้งแต่สมการที่ (2.2) จนถึง (2.15) เป็นไปในลักษณะของการแข่งขันกัน (Competition Reactions) ปฏิกิริยาที่ (2.9) ซึ่งเป็นปฏิกิริยาระหว่างสารมลพิษอินทรีย์กับอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลเป็นปฏิกิริยาเป้าหมายที่ต้องการสำหรับการบำบัดน้ำเสีย อย่างไรก็ตามอัตราการเกิดปฏิกิริยาจะขึ้นอยู่กับขั้นตอนอื่นๆที่มีความสัมพันธ์กันอย่างใกล้ชิดและขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของน้ำเสียเป็นสำคัญ จึงทำให้การประยุกต์ใช้กระบวนการเฟนตอนและกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงในรูปแบบอื่นๆในงานจริงจำเป็นต้องมีการทดลองเพื่อศึกษาถึงผลกระทบขององค์ประกอบของน้ำเสียที่มีต่อการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ที่เป็นเป้าหมาย

เมื่อปฏิกิริยาดำเนินออกซิเดชันและรีดักชันสิ้นสุดลงและมีการปรับพีเอชของน้ำให้เป็นกลาง อนุมูลเฟอร์ริกจะตกตะกอนผลึกในรูปของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($Fe(OH)_3$) ซึ่งนำไปสู่กระบวนการสร้างและรวมตะกอน ทำให้สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยที่มีอยู่ในน้ำเสียได้ อย่างไรก็ตามการตกตะกอนของสารประกอบเหล็กที่เกิดขึ้นในบางกรณีจะกลายเป็นข้อด้อยของกระบวนการเฟนตอนเนื่องจากในกระบวนการเฟนตอนจำเป็นต้องใส่อนุมูลเฟอร์รัสในปริมาณมาก ทำให้เกิดตะกอนของสารประกอบเหล็กมาก ก่อให้เกิดค่าใช้จ่ายในการกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้น

2.2.2 กระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (UV/H_2O_2)

กระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นกระบวนการที่ใช้แสงยูวีมาทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์โดยอาศัยการออกซิเดชันทางเคมีที่ใช้แสงเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา (Photochemical Oxidation) กล่าวคือรังสียูวีจะทำให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แตกตัวเกิดอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลดังแสดงในสมการที่ (2.16)



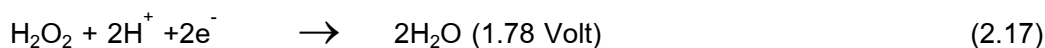
การเพิ่มความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ทำให้มีอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลที่พร้อมทำปฏิกิริยาได้มากขึ้น อย่างไรก็ตามหากมีความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สูงเกินไปหรือมีไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คั่งค้างมากเกินไป ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะแสดงพฤติกรรมเป็นตัวยับยั้งอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลดังเช่นที่เกิดขึ้นในกรณีของกระบวนการฟenton หากในสารละลายมีสารอินทรีย์อยู่ก็จะเกิดปฏิกิริยาดังเช่นในสมการที่ (2.9) ถึง (2.15) นอกจากนี้ในกรณีที่มีแสงยูวีร่วมด้วย สารอินทรีย์บางชนิดอาจสามารถดูดซับพลังงานของแสงยูวีในช่วงที่ใช้งานได้ ทำให้เกิดปฏิกิริยาแสง (Photolysis) ขึ้นด้วย กระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สามารถใช้กำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากหลายชนิดได้อย่างมีประสิทธิภาพ เช่น ไตรคลอโรเอทิลีน (TCE) เบนซีน เตตระคลอโรเอทิลีน (PCE), บิวทานอล คลอโรฟอร์ม เมธิลไอโซบิวทิลคีโตน เมธิลเอซิลคีโตน อะซีโตน และคาร์บอนเตตระคลอไรด์ เป็นต้น นอกจากนี้ยังสามารถใช้กำจัดฟอर्मิก อะซีติก รวมไปถึงยาฆ่าแมลง เช่น มาลาไธออน และยาปราบศัตรูพืช เช่น เมโทซูลอน คาร์เบทาไมด์ เป็นต้น

2.2.3 การรบกวนของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อการวิเคราะห์

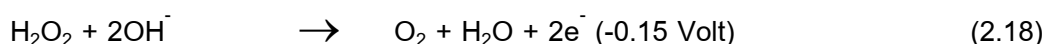
ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีคุณสมบัติที่สามารถเข้าไปรบกวนการวิเคราะห์ต่างๆ ทำให้ผลที่ได้คลาดเคลื่อนจากความเป็นจริงดังแสดงในตารางที่ 2.6 ผลกระทบแรกเกิดขึ้นจากสมบัติของการเป็นสารออกซิแดนท์ของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ดังสมการที่ (2.17) ทำให้ส่งผลกระทบต่อสารรีเอเจนต์ในปฏิกิริยารีดอกซ์บางตัว เช่น ในการไตเตรตด้วยไอโอดีนบางวิธี หรือมีผลกระทบต่อสารอินดิเคเตอร์หรือสารรีเอเจนต์ทางออกซิเดชันที่มีความไว เช่น เมธิลิน บลู (Methylene Blue) และมีผลกระทบต่อกระบวนการวิเคราะห์และทดสอบทางจุลชีววิทยา

ตารางที่ 2.6 ผลกระทบของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อกระบวนการวิเคราะห์

Analysis	Procedure	Affect
Biochemical Oxygen Demand	Oxygen Uptake	Reduces Value
Chemical Oxygen Demand	Dichromate Digestion	Increases Value
Sulfide	Methylene Blue	Reduces Value
Sulfide	Iodine Titration	Reduces Value
Sulfite	Iodine Titration	Reduces Value
Thiosulfate	Iodine Titration	Reduces Value



นอกจากนี้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ยังสามารถทำหน้าที่เป็นสารรีดักแทนที่ได้ในบางกรณีเช่น ในกรณีของการวิเคราะห์ซีโอดีด้วยเฮกซะวาเลนต์โครเมียม (Hexavalent Chromium) ภายใต้สภาวะเป็นกรด และสารไฮโปคลอไรท์ (Hypochlorite) ภายใต้สภาวะเป็นด่างดังสมการ



ผลกระทบสุดท้ายที่เกิดขึ้นมาจากความสามารถในการให้ออกซิเจนของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โดยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2 กรัม (100 %) จะให้ออกซิเจนอิสระ 1 กรัมดังสมการที่ (2.19) โดยที่อัตราการแตกตัวจะไม่คงที่ ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายอย่างเช่น ครึ่งชีวิตของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 10 มก./ล. ในน้ำเสียทั่วไปเท่ากับ 2 ชั่วโมง ในขณะที่ครึ่งชีวิตของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 100 มก./ล. ประมาณ 1-2 วัน



2.2.4 การกำจัดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

วิธีการกำจัดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในน้ำตัวอย่างก่อนทำการวิเคราะห์ โดยทั่วไปมี 4 วิธี ดังนี้

2.2.4.1 เอนไซม์แคตาเลส (Catalase Enzyme)

วิธีนี้ค่อนข้างที่จะมีประสิทธิภาพ เนื่องจากมีค่า Selectivity ต่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สูง กลไกการกำจัด คือ แยกไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ออกเป็นน้ำกับออกซิเจน โดยใช้เอนไซม์ *Bovine liver* หรือใช้เอนไซม์ *Aspergillus niger* แต่วิธีนี้ค่อนข้างจะยุ่งยากซับซ้อน และเสียค่าใช้จ่ายสูง

2.2.4.2 เพิ่มค่าพีเอชและอุณหภูมิ (Elevated pH and Temperature)

เป็นการทำให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แตกตัวออกเป็นน้ำกับออกซิเจน โดยทำการปรับพีเอชเท่ากับ 10-11 และปรับอุณหภูมิเป็น 40-50 องศาเซลเซียส โดยอาจใช้อนุมูลเฟอร์ริก (Fe^{3+}) ช่วยเร่งปฏิกิริยา แล้วตั้งทิ้งไว้ 1 คืน ข้อจำกัดของวิธีนี้คือใช้ได้กับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ปริมาณ 200 ถึง 300 มก./ล. อย่างไรก็ตามในกรณีที่ใช้อนุมูลเฟอร์ริกช่วยอาจก่อให้เกิดกระบวนการเฟนตอนเสมือน (Fenton-Like Process) ขึ้นซึ่งจะทำให้สารมลพิษอินทรีย์ที่เหลืออยู่ทำปฏิกิริยาต่อไปได้อีก

2.2.4.3 วิธีทางเคมี

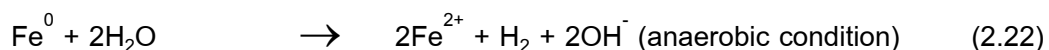
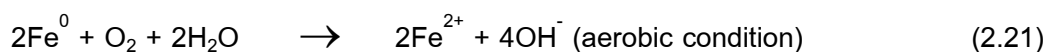
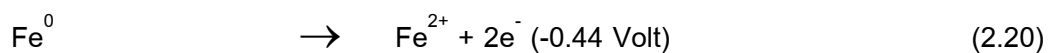
ใช้สารเคมีไบซัลไฟต์หรือซัลไฟต์ เช่น โซเดียมซัลไฟต์ ซึ่งสามารถที่จะทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ได้อย่างรวดเร็วทำให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แตกตัวเป็นน้ำกับออกซิเจน แต่วิธีนี้มีผลกระทบต่อกรวิเคราะห์บางวิธี เช่น ซีโอดี เป็นต้น

2.2.4.4 ถ่านกัมมันต์

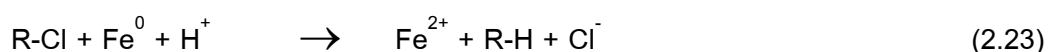
ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สามารถถูกกำจัดได้ด้วยถ่านกัมมันต์ แต่ประสิทธิภาพของวิธีนี้ขึ้นอยู่กับคุณภาพของถ่านกัมมันต์ พีเอช และอุณหภูมิ อย่างไรก็ตามถ่านกัมมันต์จะดูดซับสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำด้วย ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่วัดได้ลดลงไป

2.3 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ (Zero-Valent Iron Reduction Process)

ในช่วงที่ผ่านมา กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์นิยมใช้ในการบำบัดสารประกอบคลอรีน สารกำจัดศัตรูพืช และสารประกอบไฮโดรคาร์บอน เป็นต้น โดยเหล็กประจุศูนย์เป็นสารรีดักแทนท์ (Reductant) ที่สารมลพิษต่างๆสามารถทำปฏิกิริยาได้โดยง่าย เนื่องจากเหล็กประจุศูนย์พยายามที่จะเปลี่ยนรูปให้อยู่ในรูปที่มีความเสถียรมากกว่าคือในรูปของอนุมูลเฟอร์รัสหรืออนุมูลเฟอร์ริกดังสมการที่ (2.20) ถึง (2.22)



จากสมการที่ (2.20) จะเห็นว่าเหล็กประจุศูนย์สามารถให้อิเลคตรอนได้ 2 ตัวซึ่งนอกจากจะสามารถส่งต่อไปยังออกซิเจนและน้ำดังสมการที่ (2.21) และ (2.22) แล้วยังสามารถถ่ายทอดไปสู่สารมลพิษที่ต้องการบำบัดในน้ำได้อีกดังตัวอย่างที่แสดงในสมการที่ (2.23)



ในกรณีเช่นนี้จะเกิดกระบวนการดีคลอรีเนชัน (Dechlorination) ทำให้สารอินทรีย์ผลิตภัณฑ์ที่ได้มีความเป็นพิษน้อยลงและสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีขึ้นเนื่องจากมีจำนวนของอะตอมคลอรีนในโมเลกุลลดลง กลไกที่เกิดขึ้นดังกล่าวน่าจะสามารถนำมาประยุกต์ใช้กับการศึกษาในครั้งนี้ได้ เนื่องจากคาดว่าน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมทั้งที่จังหวัดระยองและจังหวัดราชบุรีน่าจะถูกปนเปื้อนด้วยสารประกอบอินทรีย์คลอรีนที่ใช้กันอยู่ในอุตสาหกรรมทั่วไปทั้งในรูปของตัวทำละลาย (Solvent) และสารกำจัดศัตรูพืช

2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ในช่วงเวลาที่ผ่านมาคณะผู้วิจัยได้ค้นคว้าและรวบรวมงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับโครงการวิจัยนี้ทั้งจากภายในประเทศและต่างประเทศ ซึ่งสามารถสรุปได้ดังต่อไปนี้

2.4.1 กระบวนการเฟนตอน

ธีระดา (2541) ศึกษาการลดซีโอดีของน้ำเสียจากโรงงานผลิตยาปฏิชีวนะซึ่งมีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 34,000-191,000 มิลลิกรัมต่อลิตรด้วยกระบวนการเฟนตอน พบว่าสภาวะที่เหมาะสมคือพีเอชเท่ากับ 4.0 ปริมาณเพอร์รัสซัลเฟตและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์อยู่ในช่วง 1,000-1,600 และ 1,400-3,400 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับโดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 57-70

ชูโชติ (2544) ทำการบำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงของศูนย์กำจัดกากของเสียอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง โดยตรงซึ่งมีซีโอดีและบีโอดีเท่ากับ 9,870 และ 4,580 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ โดยใช้กระบวนการเปอร์ร็อกโซน (H_2O_2/O_3) พบว่าที่พีเอชสูงกว่า 8 ที่เวลาสัมผัส 18 ชั่วโมง ณ อุณหภูมิห้อง และใช้สัดส่วนของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อโอโซนเท่ากับ 2:1 สามารถกำจัดซีโอดี บีโอดี และทีโอซีได้ร้อยละ 25, 86 และ 5-20 ตามลำดับ

Gau และ Chang (1996) พบว่าน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบสุขาภิบาลที่ผ่านระบบบำบัดทางชีวภาพและกระบวนการสร้างและรวมตะกอนด้วยเพอร์ริกคลอไรด์ยังคงมีซีโอดีสูงกว่า 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงทำการศึกษาเพิ่มเติมโดยใช้กระบวนการเฟนตอนซึ่งพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจะเพิ่มขึ้นตามปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เพิ่มขึ้น โดยที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เพอร์รัสซัลเฟต และความกระต้างเท่ากับ 200, 800 และ 660 มิลลิกรัมต่อลิตรที่พีเอช 4 สามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 60 (ซีโอดียังคงสูงกว่า 600 มิลลิกรัมต่อลิตร) แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ขึ้นเป็น 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ซีโอดีในน้ำออกลดลงเหลือเพียง 435 มิลลิกรัมต่อลิตร และถ้าต้องการให้ซีโอดีมีค่าต่ำกว่า 200 มิลลิกรัมต่อลิตรจำเป็นต้องใช้กระบวนการเฟนตอน 2 ครั้ง โดยใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเพอร์รัสซัลเฟตเท่ากับ 200 และ 800 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับครั้งแรก และเท่ากับ 1,500 และ 800 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับครั้งที่สองตามลำดับ โดยซีโอดีสุดท้ายมีค่าประมาณ 180 มิลลิกรัมต่อลิตร

Bae และคณะ (1997) ศึกษากระบวนการเฟนตอนในการบำบัดน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัดทางชีวภาพซึ่งรับน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบสุขาภิบาลที่มีซีโอดีอยู่ในช่วง 4,000-7,000 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าที่พีเอชเท่ากับ 3.5 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเพอร์รัสซัลเฟตเท่ากันที่ 900 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถกำจัดซีโอดีได้ประมาณร้อยละ 63 ทั้งนี้ยังได้รายงานไว้ด้วยว่ากระบวนการเฟนตอนสามารถเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ให้เป็นสารอินทรีย์ที่จุลชีพสามารถย่อยสลายได้

Yoon และคณะ (1998) ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพของกระบวนการสร้างและรวมตะกอนและกระบวนการเฟนตอนในการลดทีโอซีในน้ำออกจากระบบชีวภาพที่รองรับน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบสุขาภิบาลที่มีความเข้มข้นของทีโอซีทั้งหมดอยู่ในช่วง 282-417 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่ากระบวนการสร้างและรวมตะกอนสามารถกำจัดทีโอซีทั้งหมดได้ร้อยละ 38-48 โดยแยกเป็นร้อยละ 59-73 สำหรับสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงกว่า 500 และคิดเป็นร้อยละ 18 สำหรับสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำกว่า 500 ในส่วนของกระบวนการเฟนตอนพบว่าที่ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเพอร์รัสซัลเฟตเท่ากับ 1,000 และ 1,250 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับที่พีเอช 3 เป็นเวลา 60 นาทีก่อนทำการปรับพีเอชเป็น 8 เพื่อให้เกิดการสร้างและรวมตะกอน สามารถกำจัดทีโอซีทั้งหมดได้

ร้อยละ 49-76 โดยคิดเป็นร้อยละ 72-89 ของสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 500 และคิดเป็นร้อยละ 43 ของสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำกว่า 500

Kang และ Hwang (2000) ศึกษาถึงผลกระทบที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของกระบวนการเฟนตอนโดยใช้น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบสุขาภิบาลที่ผ่านการบำบัดทางชีวภาพมาแล้วซึ่งยังคงมีซีโอดีสูงถึง 1,200-1,700 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่มีบีโอดีเพียง 30 มิลลิกรัมต่อลิตรที่อุณหภูมิ 25 เซลเซียสและระยะเวลาปฏิกริยา 3 ชั่วโมง พบว่าเมื่อกำหนดความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเฟอร์รัสซัลเฟตให้คงที่เท่ากับ 1,650 และ 1,750 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ พีเอช 3.5 จะให้ประสิทธิภาพในการออกซิเดชันสูงสุดคือมากกว่าร้อยละ 70 และเมื่อพีเอชมีค่าเพิ่มขึ้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลง นอกจากนี้ยังพบว่าที่พีเอช 3.5 การเพิ่มขึ้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเฟอร์รัสซัลเฟตจะทำให้ประสิทธิภาพโดยรวมของระบบสูงขึ้นตามไปด้วย

Lopez และคณะ (2004) ศึกษาการบำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบสุขาภิบาลด้วยกระบวนการเฟนตอนเพื่อเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ให้เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ น้ำเสียที่ใช้ทดลองมีบีโอดีและซีโอดีเท่ากับ 2,300 และ 10,540 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับซึ่งคิดเป็นอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.2 พบว่าที่พีเอช 3 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเฟอร์รัสซัลเฟตเท่ากับ 3,300 และ 275 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับสามารถเพิ่มอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีขึ้นเป็น 0.5 ภายในเวลา 2 ชั่วโมง นอกจากนี้ยังพบว่าอัตราส่วนดังกล่าวสามารถเพิ่มขึ้นเป็น 0.55 ได้ถ้าใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเฟอร์รัสซัลเฟตเท่ากับ 10,000 และ 830 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ

2.4.2 กระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

Martin และ Fritz (1997) ได้ศึกษาการกำจัดสารปนเปื้อนในน้ำจำพวก Hydrophilic Xenobiotics ซึ่งได้แก่ EDTA และ Sulfonate โดยใช้กระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ พบว่าสามารถกำจัดสารเหล่านี้ได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่เมื่อในน้ำมีไนเตรตเจือปนอยู่จะมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด EDTA และ Sulfonate กล่าวคือในการกำจัด Sulfonate โดยกระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ความยาวคลื่น 222 นาโนเมตร ไนเตรตจะทำหน้าที่เป็นตัว Inner Filter (ดูดกลืนแสงเอาไว้ทำให้แสงส่องลงไปได้น้ำได้ไม่ทั่วถึง ทำให้เกิดปฏิกิริยา Photolysis ยาก) เป็นผลทำให้อัตราในการกำจัด Sulfonate ลดลง ส่วนในกระบวนการที่ไม่มีไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์(มีแต่แสงยูวีอย่างเดียว)ที่ความยาวคลื่น 222 นาโนเมตร ไนเตรตจะทำให้อัตราในการกำจัด Sulfonate ลดลง แต่ที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร อัตราการกำจัด Sulfonate กลับเพิ่มขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากที่ความยาวคลื่นนี้ไนเตรตไม่สามารถเป็น inner filter ได้ (ไนเตรตจะดูดกลืนแสงได้ที่ความยาวคลื่นสั้นๆ) ส่วนในการกำจัด EDTA ปรากฏว่าในกระบวนการที่มีแต่แสงยูวีแต่เพียงอย่างเดียวที่ความยาวคลื่น 222 นาโนเมตร อัตราการกำจัด EDTA จะสูงกว่าที่ 254 นาโนเมตร แสดงให้เห็นว่า EDTA ถูกย่อยสลายได้ง่ายกว่า Sulfonate

Juang และคณะ (1997) ได้ทำงานวิจัยเกี่ยวกับการใช้กระบวนการไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และแสงยูวีในการกำจัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมปิโตรเคมีเป็นกระบวนการบำบัดขั้นต้นก่อนเข้าสู่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ และเป็นกระบวนการบำบัดขั้นสุดท้ายต่อจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ ได้

ข้อสรุปดังนี้คือในกรณีที่ใช้เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียขั้นสุดท้าย พบว่าในช่วงของปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ศึกษา ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำ เนื่องจากน้ำเสียมีค่าความเป็นด่างสูง แต่เมื่อระบบมีการปรับค่าพีเอชเท่ากับ 3 การเพิ่มปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและทีโอซีสูงขึ้น และเมื่อใช้ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สูงถึง 5,000 มก./ล. พบว่าสามารถบำบัดซีโอดีได้ตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง นอกจากนี้พบว่าเมื่อค่าพีเอชลดลง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและทีโอซีจะเพิ่มขึ้น ยกเว้นที่พีเอชเท่ากับ 1 สำหรับผลของการใช้ยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นกระบวนการบำบัดขั้นต้น พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและทีโอซีจะเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และลดลงเมื่อพีเอชมีค่าสูงขึ้น นอกจากนี้สารประกอบ Recalcitrant และสารประกอบที่มีโครงสร้างเป็นวง (Spiking Aromatic Compounds) ในน้ำเสียสามารถถูกทำลายจนกลายเป็นโมเลกุลอินทรีย์ขนาดเล็กๆ และลดระดับในการขัดขวางการทำงานของจุลินทรีย์

Alanaizy และ Akegerman (2000) ได้ทำการศึกษาถึงการใช้กระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กำจัดสารประกอบจำพวกฟีนอลิกที่ละลายอยู่ในน้ำ ทำการทดลองกับน้ำเสียสังเคราะห์ฟีนอล ทดลองแบบกะที่มีการควบคุมปริมาณที่พีเอช 7 ยกเว้นกรณีศึกษาถึงผลของพีเอช โดยแปรผันความเข้มข้นฟีนอลและจำนวนโมลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อจำนวนโมลของฟีนอล จากการศึกษาพบว่าจำนวนโมลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อจำนวนโมลของฟีนอลที่เหมาะสมที่สุดต่อการบำบัดอยู่ในช่วง 100-250 โดยสามารถออกซิไดซ์ฟีนอลได้ร้อยละ 95 ภายในเวลา 40 นาที ในขณะที่การเปลี่ยนแปลงพีเอชในช่วง 4-10 ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ

Andreozzi และคณะ (2000) ศึกษาถึงการใช้กระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการกำจัด N-methyl-*p*-aminophenol (Metol) ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำในช่วงพีเอช 3-9 พบว่าพีเอช ปริมาณออกซิเจน และความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีอิทธิพลต่อการกำจัด Metol โดยที่พีเอชสูงกว่า 5 ขึ้นไปจะใช้เวลาในการกำจัด Metol นานกว่าที่พีเอชต่ำกว่า 5 และจากการทำวิเคราะห์ความเป็นพิษ (Toxicity Test) พบว่าเมื่อใช้แสงยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ร่วมกันสามารถที่จะกำจัด Metol ได้ดีกว่าเมื่อกำจัดโดยใช้แสงยูวีอย่างเดียว โดยที่สภาวะพีเอชเท่ากับ 3 มีประสิทธิภาพการกำจัด Metol ดีที่สุดซึ่งจะมีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาของอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลในการออกซิไดซ์ Metol สูงที่สุด คือ $6.9(\pm 0.21) \times 10^8 \text{ M}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ นอกจากนี้ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และออกซิเจนมีผลต่อการกำจัด Metol ด้วยคือที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สูงสามารถที่จะกำจัด Metol ได้ดีกว่าที่ความเข้มข้นต่ำ โดยความเข้มข้นที่เหมาะสมคือ 10 mM และความเข้มข้นของออกซิเจนในน้ำจะช่วยเสริมให้การกำจัด Metol ดียิ่งขึ้น

Paulette และ Thomas (2000) ได้ทำการวิจัยถึงการกำจัด methyl *tert*-butyl ester (MTBE) และ *tert*-butyl formate (TBF) ในน้ำโดยใช้กระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด MTBE ได้สูงถึง 99.9% โดยที่ปฏิกิริยาการกำจัด MTBE และ TBF เป็นปฏิกิริยาลำดับที่สอง (second order) ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาของการกำจัด MTBE โดยอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลเท่ากับ $3.9(\pm 0.73) \times 10^9 \text{ M}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ ส่วนค่าคงที่ของปฏิกิริยาของการกำจัด TBF โดยเท่ากับ $1.2(\pm 0.40) \times 10^9 \text{ M}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ และค่าอัตราของการเกิด TBF จากปฏิกิริยาระหว่าง MTBE กับอนุมูล

อิสระไฮดรอกซิลเท่ากับ 0.28 ± 0.032 แต่หลังจากการบำบัดแล้วพบว่ายังคงมี TBF เจือปนอยู่ในน้ำ

Orlando และคณะ (2001) ได้ทำการศึกษาการใช้กระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการบำบัด 2, 4 dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำ ได้ข้อสรุปว่าการใช้แสงยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ร่วมกันจะทำให้อัตราการกำจัด 2,4-D เพิ่มขึ้น 20 เท่าเมื่อเปรียบเทียบกับการใช้แสงยูวีอย่างเดียว และเมื่ออัตราส่วนของ H_2O_2 ต่อ 2,4-D เพิ่มขึ้นจะเป็นผลทำให้อัตราการกำจัด 2,4-D เพิ่มขึ้นด้วย

Bozzi และคณะ (2002) ทำการศึกษาการกำจัด 5-เมทิล-1, 3, 4-ไอโซไดอะโซล-2-เททริลโธล หรือ MMTD-Me ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเวชภัณฑ์ด้วยแสงยูวีและกระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิห้อง ใช้หลอดยูวีขนาด 17 วัตต์ ความเข้มข้นของ MMTD-Me เท่ากับ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อ MMTD-Me เท่ากับ 100 ต่อ 1 จากการศึกษาพบว่ากระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีประสิทธิภาพในการกำจัด MMTD-Me มากกว่าแสงยูวีเพียงอย่างเดียว โดยเมื่อใช้แสงยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะใช้เวลา 20 นาทีในการกำจัด MMTD-Me และใช้เวลา 4 ชั่วโมงในการกำจัดสารตัวกลาง (Intermediates) ได้บางส่วน ในขณะที่เมื่อใช้แสงยูวีเพียงอย่างเดียว ต้องใช้เวลาในการกำจัด MMTD-Me ประมาณ 60 นาที และไม่สามารถกำจัดสารตัวกลางที่เกิดขึ้นได้

Kruithof และคณะ (2002) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการกำจัดยาปราบศัตรูพืชและเชื้อโรคที่ปนเปื้อนในน้ำ พบว่าเมื่อใช้แสงยูวีเพียงอย่างเดียวความสามารถในการกำจัดยาปราบศัตรูพืชจะไม่เท่ากัน โดยที่ประสิทธิภาพสูงสุดคือกำจัดแอทราซีน (Atrazine) ได้ร้อยละ 70 และต่ำสุดคือกำจัดกรดไตรคลอโรอะซีติก (Trichloroacetic Acid) ได้ร้อยละ 18 แต่เมื่อใช้กระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ สามารถกำจัดยาปราบศัตรูพืชและเชื้อโรคที่ปนเปื้อนทั้งหมดได้มากกว่าร้อยละ 80

2.4.3 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์

Dayan และคณะ (1999) ศึกษาการกำจัดสารเปอร์คลอโรเอททีลีน (Perchloroethylene, PCE) ไตรคลอโรเอททีลีน (Trichloroethylene, TCE) และไดคลอโรเอททีลีน (Dichloroethylene, DCE) โดยใช้เหล็กประจุศูนย์ที่อุณหภูมิ 20 เซลเซียสและพีเอชเท่ากับ 5.2-5.6 พบว่าค่าครึ่งชีวิต (Half Life) เท่ากับ 275.1, 80.6 และ 130.8 ชั่วโมงตามลำดับเมื่อสมมุติให้เป็นปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง

Ghauch และคณะ (1999) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนด้วยยาฆ่าแมลงจำพวกแอทราซีน (Atrazine) และพาราไรออน (Parathion) โดยทำการทดลองแบบกะที่อุณหภูมิและพีเอช 7 ห้องภายใต้สภาวะแอโรบิก โดยใช้เหล็กประจุศูนย์ขนาด 40 mesh ปริมาณ 40 กรัมต่อลิตรและยาฆ่าแมลงที่ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร พบว่าแอทราซีนและพาราไรออนถูกกำจัดจนไม่สามารถตรวจวิเคราะห์ได้ด้วยเครื่อง HPLC ภายใน 30 นาที

Ghauch และ Suptil (2000) ศึกษาการกำจัดสารฆ่าแมลงในกลุ่มเอส-ไตรอาซีน (s-Triazines) ที่ประกอบด้วยแอททาซีน โพรพอสีน (Propazine) และไซมาซีน (Simazine) โดยทำการทดลองแบบกะที่ อุณหภูมิ 22 ± 1 เซลเซียส พีเอช 6.6 ในสารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ และใช้ผงเหล็กขนาด 325 mesh พบว่าเมื่อสมมุติให้เป็นปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง ค่าครึ่งชีวิตจะมีค่าเท่ากับ 9.8, 11.2 และ 13.7 นาทีตามลำดับ

Dombek และคณะ (2001) ศึกษาการกำจัดแอททาซีนในสภาวะที่เป็นกรดซึ่งมีพีเอชเท่ากับ 2.0, 3.0 และ 3.8 โดยใช้ผงเหล็กขนาด 100 mesh ที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะเท่ากับ 0.30 ± 0.01 ตารางเมตรต่อกรัม ปริมาณ 10 กรัมต่อลิตร พบว่าแอททาซีนที่ 45.9 มิลลิกรัมต่อลิตรจะสามารถถูกกำจัดได้หมดภายใน 2 ชั่วโมงที่พีเอช 2.0 แต่เมื่อพีเอชสูงขึ้นประสิทธิภาพในการกำจัดจะลดลง โดยที่พีเอช 3.8 กำจัดได้เพียงร้อยละ 50 ทั้งนี้เนื่องจากในสภาวะที่เป็นกรดจะช่วงเร่งให้เหล็กประจุศูนย์ทำปฏิกิริยาเปลี่ยนรูปเป็นอนุมูลเฟอร์รัสได้เร็วขึ้น

Ghauch และคณะ (2001) ศึกษาการกำจัดคาร์บาริล (Carbaryl) ในน้ำโดยทำการทดลองแบบกะในระบบปิดที่อุณหภูมิ 20 ± 1 เซลเซียส พีเอช 6.6 (โดยใช้ฟอสเฟตบัฟเฟอร์) ภายใต้สภาวะแอโรบิก และใช้ผงเหล็กขนาด 325 mesh ที่ความเข้มข้น 10, 20, 30 และ 40 กรัมต่อลิตร พบว่าเมื่อสมมุติให้เป็นปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง ค่าคงที่ของอัตราการย่อยสลายจะเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของผงเหล็กที่เพิ่มขึ้น ค่าครึ่งชีวิตของคาร์บาริลจะลดลงจาก 11.3 เหลือ 5.4 นาทีเมื่อความเข้มข้นของผงเหล็กเพิ่มขึ้นจาก 0.01 เป็น 0.04 กรัมต่อลิตรตามลำดับ

บทที่ 3 การทดลอง

3.1 องค์ประกอบของการทดลอง

3.1.1 กระบวนการเฟ้นตอน

ศึกษาถึงสถานะที่เหมาะสมของกระบวนการเฟ้นตอนในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสีย เพื่อให้น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าซีโอดีเป็นไปตามมาตรฐานน้ำทิ้งของทางราชการ รวมถึงการประเมินค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้น

3.1.2 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์

ศึกษาถึงสถานะที่เหมาะสมของกระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ในการเปลี่ยนรูปของสารมลพิษอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้หรือได้ยากไปเป็นสารมลพิษอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ รวมถึงการประเมินค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้น

3.1.3 กระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

ศึกษาถึงสถานะที่เหมาะสมของกระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียเพื่อให้น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าซีโอดีเป็นไปตามมาตรฐานน้ำทิ้งของทางราชการ รวมถึงการประเมินค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้น

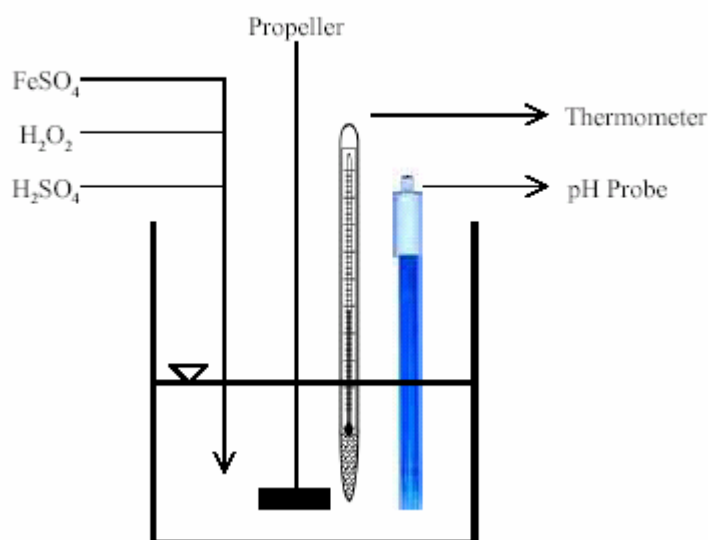
3.2 เงื่อนไขของการทดลอง

- ก. ใช้น้ำเสียจริงในการทดลองโดยการศึกษากระบวนการเฟ้นตอนและกระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ใช้น้ำชะซึมที่ผ่านการบำบัดทางชีวภาพมาแล้วของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง ส่วนการศึกษากระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ใช้น้ำชะซึมที่ผ่านการตกตะกอนผลึกทางเคมีมาแล้วของศูนย์จัดการอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ในจังหวัดราชบุรี
- ข. ควบคุมอุณหภูมิที่ 25 เซลเซียสโดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาดโต๊ะทดลองสำหรับกระบวนการเฟ้นตอนและกระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และใช้ถังปฏิกรณ์ขนาดห้องปฏิบัติการสำหรับกระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์
- ค. ใช้ทีโอซีเป็นพารามิเตอร์ในการศึกษาหลัก โดยมีการวิเคราะห์เปรียบเทียบระหว่างทีโอซี ซีโอดี และบีโอดีเฉพาะในตัวอย่างที่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ถูกใช้จนหมด เนื่องจากข้อจำกัดของวิธีการวิเคราะห์อันเป็นผลมาจากการรบกวนของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ดังที่ได้กล่าวมาแล้วและวิธีการกำจัดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่างๆที่ทดลองใช้มีประสิทธิภาพต่ำ

3.3 ขั้นตอนการทดลอง

3.3.1 กระบวนการเฟนตอน

- ก. ทดลองระบบควบคุมโดยที่มีเฉพาะไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ หรือเพอร์รัสซัลเฟต หรือไม่มีสารเคมีทั้งสองชนิด
- ข. ปรับพีเอชของน้ำเสียเท่ากับ 2 และควบคุมให้คงที่ตลอดการทดลองด้วยกรดซัลฟูริกและโซเดียมไฮดรอกไซด์
- ค. เติมน้ำเสียที่ปรับพีเอชแล้วลงในถังปฏิกรณ์ขนาด 500 มิลลิลิตรดังแสดงในรูปที่ 3.1 ในกรณีที่ต้องเติมเพอร์รัสซัลเฟต จะทำการเติมเพอร์รัสซัลเฟตก่อนและปล่อยให้มีการกวนผสมเป็นเวลา 10 นาทีเพื่อให้เพอร์รัสซัลเฟตละลายทั้งหมด จากนั้นจึงเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์พร้อมทั้งเริ่มจับเวลา
- ง. เก็บตัวอย่างตามเวลาที่กำหนด บันทึกปริมาณกรด-ด่างที่ใช้ในการควบคุมพีเอช
- จ. นำตัวอย่างที่เก็บจะถูกแบ่งออกเป็นสองส่วน ส่วนแรกจะถูกใส่ลงในขวดสีชาที่มีสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 0.1 N อยู่ โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อปรับพีเอชให้สูงกว่า 10 เพื่อหยุดปฏิกิริยาเฟนตอนและเจือจางตัวอย่างให้อยู่ในระดับที่เหมาะสมสำหรับการวิเคราะห์ ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน จากนั้นนำไปกรองด้วยกระดาษกรอง GF/C เพื่อวิเคราะห์หาที่โอซิ ซีโอดี และบีโอดี น้ำตัวอย่างส่วนที่สองจะถูกนำไปวิเคราะห์หาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงเหลือในทันที
- ฉ. ทำซ้ำขั้นตอนต่างๆที่ได้กล่าวมาแล้วโดยแปรผันความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 5,000, 7,500 และ 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตรในขณะที่ควบคุมความเข้มข้นของอนุมูลเพอร์รัสให้คงที่ที่ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และแปรผันอนุมูลเพอร์รัสเท่ากับ 3,000 และ 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตรโดยควบคุมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ให้ที่ 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตร



รูปที่ 3.1 ลักษณะของถังปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการเฟนตอน

3.3.2 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์

- ก. ปรับพีเอชของน้ำเสียให้เท่ากับ 7
- ข. ผ่านก๊าซไนโตรเจนลงไปในน้ำเสียเพื่อเป็นการไล่ก๊าซออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำเสียให้หมด และเกิดสภาวะแอนแอโรบิกโดยใช้ DO Meter ในการตรวจวัด
- ค. ผ่านก๊าซไนโตรเจนลงในขวดบีโอดีเพื่อไล่ก๊าซออกซิเจนที่อยู่ภายในขวด
- ง. นำเหล็กประจุศูนย์ในปริมาณที่ต้องการใส่ลงในขวดบีโอดีที่ไล่ก๊าซออกซิเจนออกแล้ว และปิดฝาให้สนิท
- จ. เติมน้ำเสียตัวอย่างที่ปรับพีเอชแล้วลงในขวดบีโอดีที่มีเหล็กประจุศูนย์อยู่พร้อม ๆ กับผ่านก๊าซไนโตรเจนเพื่อไล่ก๊าซออกซิเจน ติดตั้งบนเครื่องเขย่าดังแสดงในรูปที่ 3.3 เดินเครื่องเขย่า และจับเวลาในทันที
- ฉ. เมื่อถึงเวลาที่กำหนดไว้ ขวดบีโอดี 1 ขวดจะถูกนำออกจากเครื่องเขย่าเพื่อทำการเก็บตัวอย่าง ขวดเก็บตัวอย่างจะถูกเหวี่ยงเพื่อแยกเหล็กออกจากน้ำ จากนั้นเทใส่ภาชนะจนเต็ม ไม่ให้มีช่องว่างอากาศที่ด้านบน ปิดให้สนิทเพื่อนำไปวิเคราะห์หาทีโอซี ซีโอดี และบีโอดีต่อไป



รูปที่ 3.3 การทดลองในส่วนของกระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์

3.3.3 กระบวนการยวียและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

- ก. ปรับพีเอชของน้ำเสียตัวอย่างเท่ากับ 3, 5, 7 และ 8.9 (พีเอชของน้ำเสียที่เก็บมา) ตามที่ต้องการและควบคุมให้คงที่ตลอดการทดลอง
- ข. เติมน้ำเสียที่ปรับพีเอชแล้วลงในถังปฏิกรณ์ขนาด 1,000 มิลลิลิตรดังแสดงในรูปที่ 3.2 เติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในปริมาณที่ต้องการคือ 3.5 มิลลิลิตร (1,178.1 มิลลิกรัมต่อลิตร), 7 มิลลิลิตร (2,356.2 มิลลิกรัมต่อลิตร), 14 มิลลิลิตร (4,712.4 มิลลิกรัมต่อลิตร) หรือแบ่งเติม 2 ครั้งๆละ 7 มิลลิลิตร ที่เวลา 0 และ 150 นาที (ซึ่งเป็นเวลาที่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์หมด) เปิดสวิตช์ให้หลอดยวียทำงานโดยมีกำลังของหลอดยวียต่างๆกันคือ 60 (90 ลักซ์), 120 (172 ลักซ์), 180 (246 ลักซ์) หรือ 240 วัตต์ (339 ลักซ์) ตามที่ต้องการ พร้อมทั้งทำการจับเวลา
- ค. เก็บตัวอย่าง บันทึกรายการต่างที่ใช้ในการปรับพีเอชที่เวลาต่างๆ เป็นเวลา 180 นาที
- ง. ในการเก็บตัวอย่างจะแบ่งเป็น 2 ส่วน ส่วนที่หนึ่งเก็บตัวอย่าง 1 มิลลิลิตรใส่ในสารละลายโซเดียมซัลไฟต์ 10 เปอร์เซ็นต์ 2 มิลลิลิตรและน้ำบริสุทธิ์ 17 มิลลิลิตรที่เตรียมไว้ในขวดสีชาเพื่อหยุดปฏิกิริยาของกระบวนการในทันที จากนั้นนำไปวิเคราะห์หาปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (ทีโอซี หรือ TOC) ส่วนที่สองจะนำไปหาปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างทันที



(ก)



(ข)

รูปที่ 3.2 ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการวิจัย (ก) ก่อนการทดลอง; (ข) ขณะดำเนินการทดลอง

บทที่ 4 ผลการทดลอง

4.1 ลักษณะสมบัติของน้ำเสีย

น้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยนี้มาจาก 2 แหล่งคือ

-น้ำออกจากระบบบำบัดทางชีวภาพขั้นสองแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่รับน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง โดยใช้สำหรับการทดลองของกระบวนการเฟนตอนและเหล็กประจุศูนย์

-น้ำออกจากระบบบำบัดขั้นต้นด้วยกระบวนการตกตะกอนผลึกไฮดรอกไซด์ที่รับน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรม จังหวัดราชบุรี โดยใช้สำหรับการทดลองของกระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

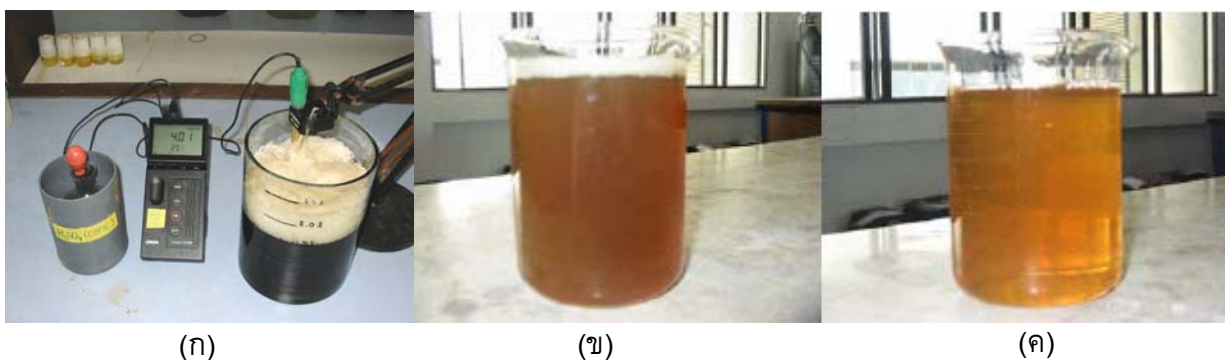
การเก็บตัวอย่างใช้วิธีแบบจ้วง (Grab Sampling) โดยสุบใส่ถังและทำการขนย้ายมาที่มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี จากนั้นนำเก็บรักษาที่ห้องเย็นในทันทีจนถึงใช้งาน ลักษณะสมบัติของน้ำเสียจากทั้งสองแหล่งสามารถสรุปได้ดังตารางที่ 4.1 ซึ่งจะเห็นได้ว่ายังคงปนเปื้อนด้วยสารมลพิษอินทรีย์ในระดับสูง และเมื่อพิจารณาถึงสัดส่วนของบีโอดีต่อซีโอดีของน้ำเสียจะพบว่ามีความค่าต่ำมากคือ 0.06 และ 0.22 สำหรับน้ำที่ระบายออกจากระบบบำบัดน้ำเสียของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่นิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุดและที่จังหวัดราชบุรีตามลำดับ ซึ่งให้เห็นว่าสารมลพิษอินทรีย์ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียเป็นสารมลพิษอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากหรือไม่ได้ ดังนั้นหากต้องการควบคุมซีโอดีให้อยู่ในเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งของทางราชการ จำเป็นต้องใช้กระบวนการบำบัดในรูปลักษณะอื่นๆ นอกเหนือจากทางชีวภาพ ในการศึกษาด้วยกระบวนการเฟนตอนจะควบคุมที่พีเอช 2.0 จากการศึกษาเบื้องต้นพบว่าการปรับพีเอชของน้ำเสียให้เป็น 2.0 ซึ่งไม่ก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของลักษณะสมบัติของน้ำเสียอย่างมีนัยสำคัญยกเว้นในกรณีของสีของน้ำเสียที่มีการเปลี่ยนแปลงไปเมื่อมีการปรับพีเอชดังแสดงในรูปที่ 4.1 อย่างไรก็ตามในกรณีของน้ำเสียจากศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุดจำเป็นต้องมีการปั่นแยกของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำเสียก่อนการทดลองเนื่องจากมีของแข็งแขวนลอยสูงมากถึง 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตรอันเป็นลักษณะที่ไม่ปกติของระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ซึ่งสามารถให้น้ำออกที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าของแข็งแขวนลอยต่ำกว่า 50 มิลลิกรัมต่อลิตรได้ อย่างไรก็ตามหลังการปั่นแยกแล้วลักษณะสมบัติที่สำคัญของน้ำเสียมีการเปลี่ยนแปลงน้อยมาก กล่าวคือมีซีโอดีทั้งหมด บีโอดีทั้งหมด และทีโอซีเท่ากับ 5,731, 217 และ 1,511 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ส่วนน้ำเสียจากศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่จังหวัดราชบุรีไม่มีการเปลี่ยนแปลงของสีเมื่อทำการปรับพีเอชดังแสดงในรูปที่ 4.2 และเนื่องจากความขุ่นต่ำจึงไม่จำเป็นต้องมีการปั่นแยกของแข็งก่อนการทดลอง

4.2 กระบวนการเฟนตอน

การรายงานและวิเคราะห์ผลการทดลองจะแบ่งออกเป็นผลของระบบควบคุม ผลของการแปรผันความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และผลของการทำเฟนตอนซ้ำหลายขั้นตอน ภายใต้อุณหภูมิควบคุม 25 เซลเซียสและระยะเวลาทำปฏิกิริยา 120 นาที

ตารางที่ 4.1 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจากศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่ใช้ในการทดลอง

ลักษณะสมบัติ	ที่นิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด	ที่จังหวัดราชบุรี
สี	น้ำตาลดำ	เหลืองเข้ม
กลิ่น	เหม็นอย่างรุนแรง	เหม็นปานกลาง
พีเอช	8.7	8.9
ซีไอดีทั้งหมด (มก./ล.)	6,500	1,155
ซีไอดีละลาย (มก./ล.)	5,768	-
บีไอดีทั้งหมด (มก./ล.)	392	254
บีไอดีละลาย (มก./ล.)	305	-
ทีไอซี (มก./ล.)	1,937	338
คลอไรด์ (มก./ล.)	3,890	3,125
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)	1,500	44
ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (มก./ล.)	740	-
ของแข็งละลายทั้งหมด (มก./ล.)	-	8,813
ทีพี (มก./ล.)	103	-
ทีเคเอ็นทั้งหมด (มก./ล.)	1,016	-
ทีเคเอ็นละลาย (มก./ล.)	850	-



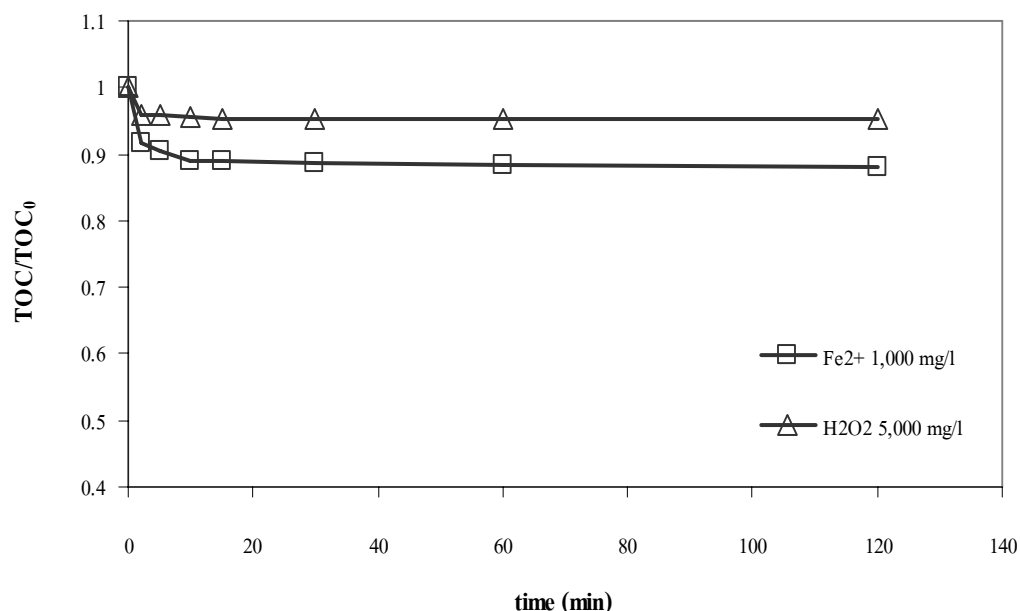
รูปที่ 4.1 ลักษณะทางกายภาพของน้ำออกจากระบบบำบัดของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด; (ก) ก่อนและระหว่างปรับพีเอช; (ข) ที่พีเอช 2.0 ก่อนการปั่นแยกของแข็ง; และ (ค) ที่พีเอช 2.0 หลังการปั่นแยกของแข็ง



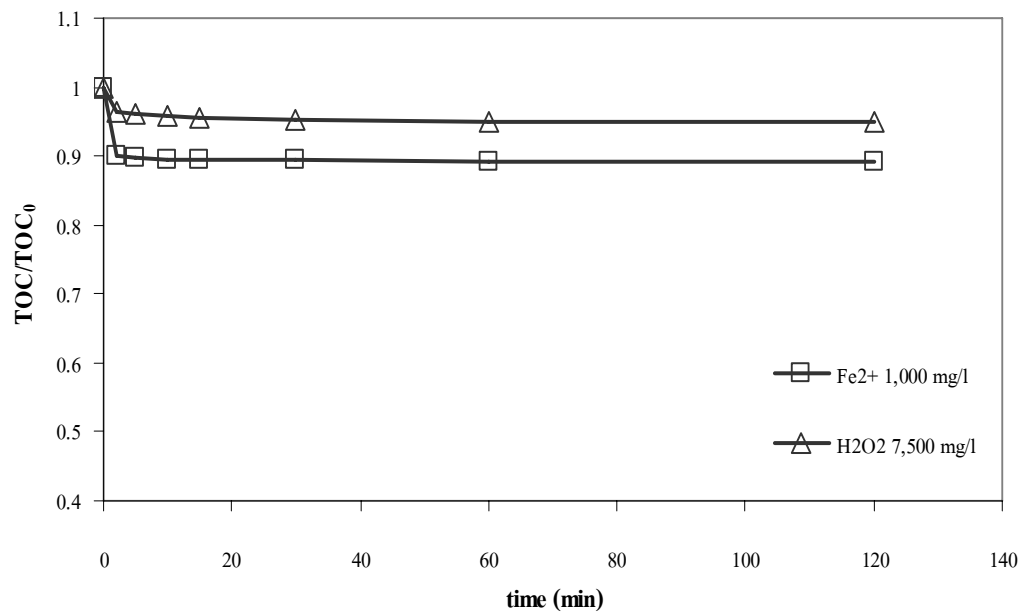
รูปที่ 4.2 ลักษณะทางกายภาพของน้ำออกจากระบบบำบัดของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่จังหวัดราชบุรี

4.2.1 ระบบควบคุม

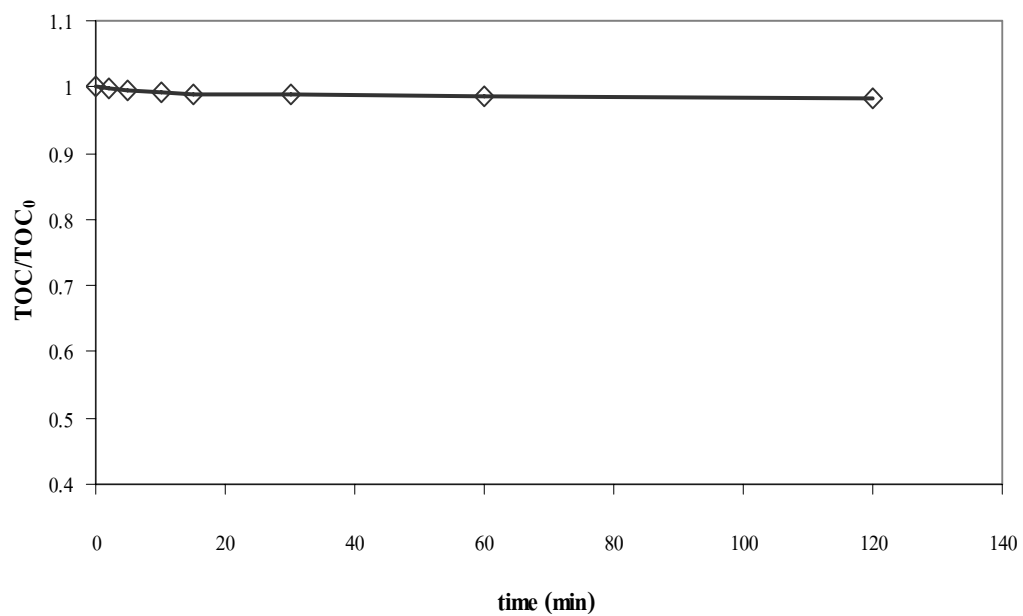
การทดลองระบบควบคุมเป็นการศึกษาถึงการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเมื่ออยู่ในสภาวะที่มีแต่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ หรืออนุมูลเฟอร์รัสจากเฟอร์รัสซัลเฟต หรือไม่มีทั้งสองอย่าง (ทดสอบความสามารถในการระเหยง่ายของสารมลพิษอินทรีย์) จากการทดลองพบว่าสภาวะควบคุมทั้ง 3 แบบไม่สามารถลดสารอินทรีย์คาร์บอนได้อย่างมีนัยสำคัญเมื่อเทียบกับกระบวนการเฟนตอน(ดังจะได้กล่าวต่อไป)ดังแสดงในรูปที่ 4.3 ถึง 4.5 แสดงว่าสารมลพิษอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียไม่สามารถถูก



รูปที่ 4.3 การเปลี่ยนแปลงของสารมลพิษอินทรีย์ต่อเวลาในระบบควบคุมที่ Fe²⁺ เท่ากับ 1,000 มก./ล. และ H₂O₂ เท่ากับ 5,000 มก./ล.



รูปที่ 4.4 การเปลี่ยนแปลงของสารมลพิษอินทรีย์ต่อเวลาในระบบควบคุมที่ Fe²⁺ เท่ากับ 1,000 มก./ล. และ H₂O₂ 7,500 มก./ล.



รูปที่ 4.5 สารมลพิษอินทรีย์ที่เหลืออยู่ที่เวลาต่างๆจากการระเหยในระบบควบคุม

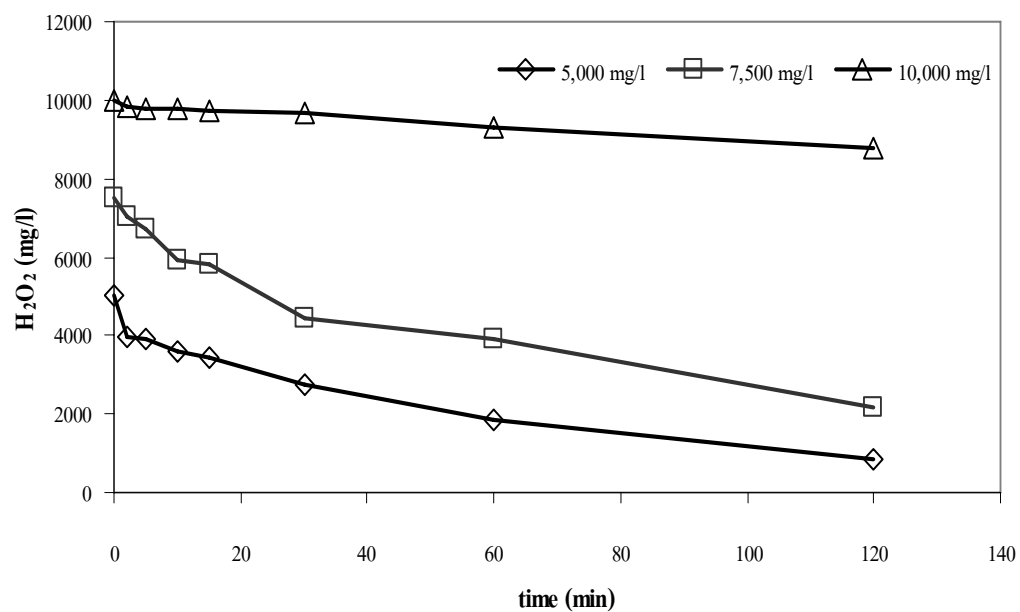
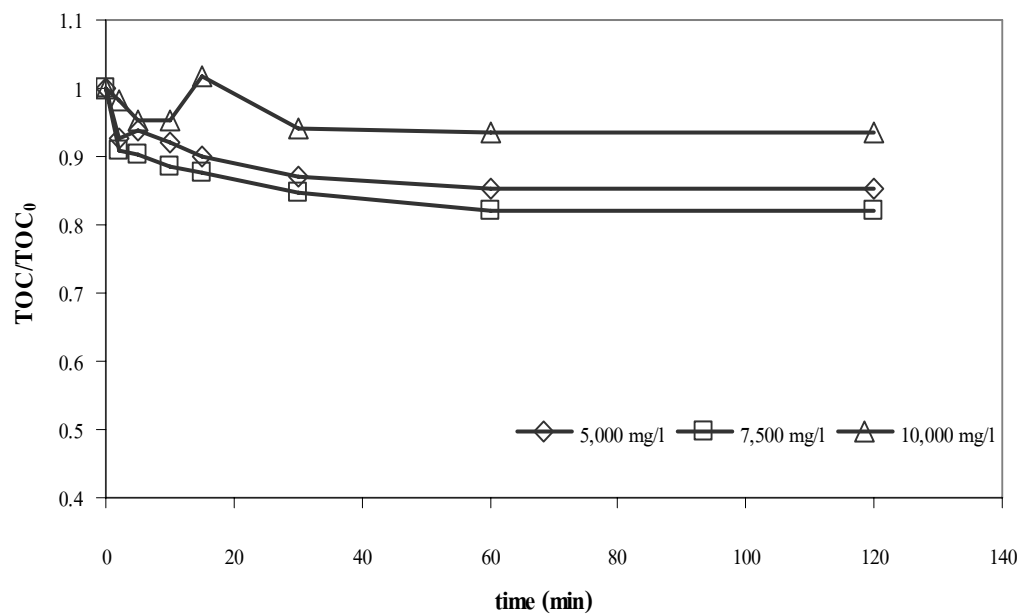
ออกซิไดซ์ได้อย่างสมบูรณ์ด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ในกรณีของอนุมูลเฟอร์รัสพบว่าเกิดการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งหมดเล็กน้อยอันเป็นผลมาจากกระบวนการสร้างและรวมตะกอนเมื่อปรับพีเอชของน้ำเสียให้เป็นกลางซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของกระบวนการเฟนตอนทั่วไประยะที่ชี้ให้เห็นว่าสารมลพิษอินทรีย์บางส่วนในน้ำเสียเป็นสารที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ที่สามารถถูกจับไว้ในฟล็อกของสารประกอบหลักได้ นอกจากนี้ยังพบว่าสารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียไม่มีการระเหยง่ายออกสู่บรรยากาศตลอดช่วงเวลาที่ทดลอง 120 นาที

4.2.2 การแปรผันความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

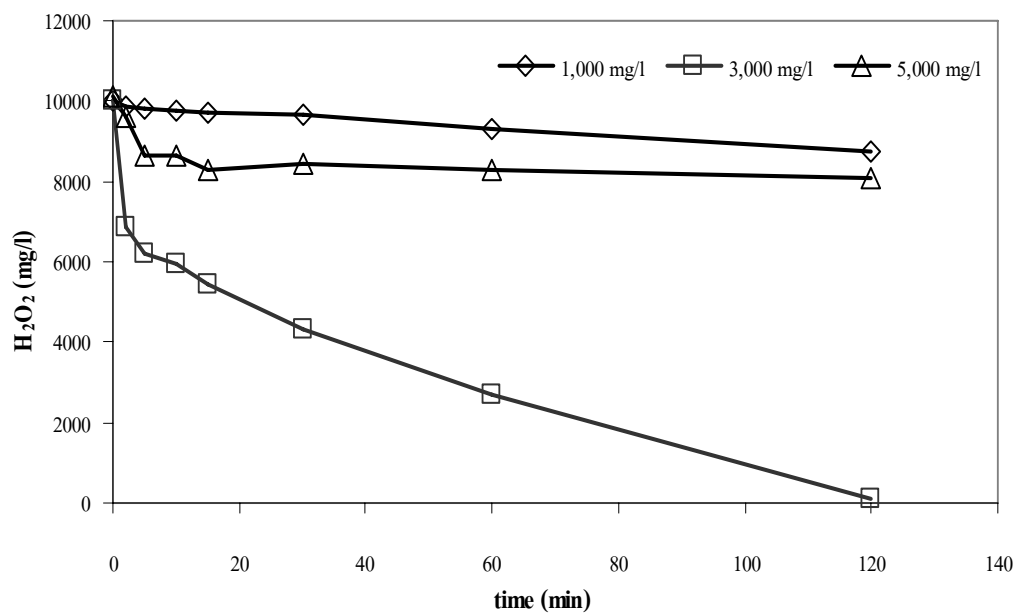
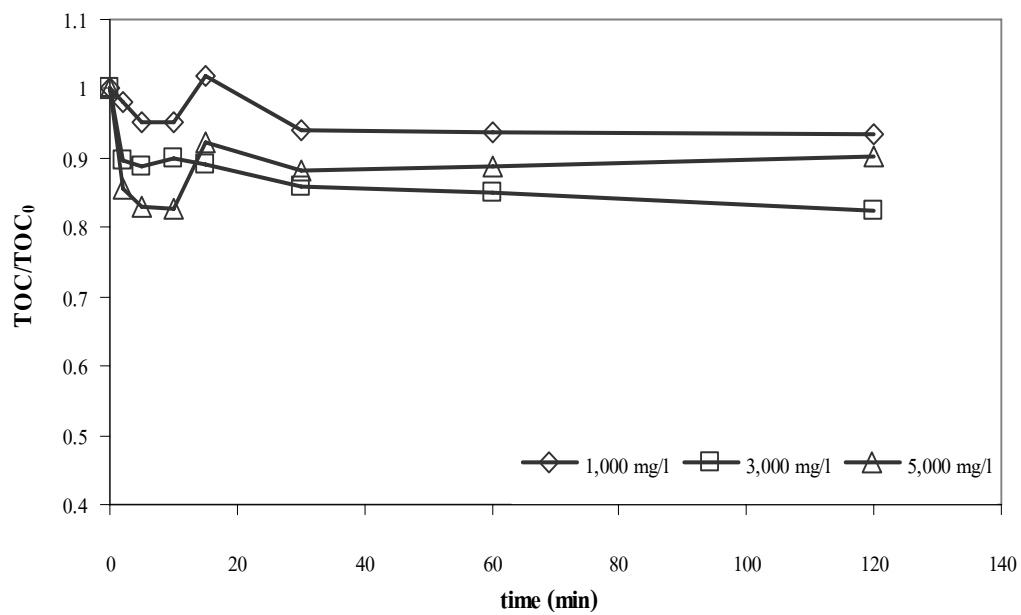
ทดลองโดยการคงที่ความเข้มข้นของอนุมูลเฟอร์รัสที่ 1,000 มก./ล. และแปรผันความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 5,000, 7,500 และ 10,000 มก./ล. พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองที่ความเข้มข้น 7,500 มก./ล. จะให้ผลการกำจัดที่ดีที่สุดดังแสดงในรูปที่ 4.6 จากรูปจะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ในรูปของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดซึ่งเปรียบเสมือนถึงการออกซิไดซ์อย่างสมบูรณ์ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ไม่สูงมากนัก กล่าวคืออยู่ในช่วงร้อยละ 10-20 จากการสังเกตทางกายภาพยังพบว่าในช่วง 10 นาทีแรกของการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะเกิดกลิ่นขึ้นมารุนแรงและฟองจำนวนมาก และเกิดการแกว่งตัวของทีโอซีในช่วง 20 นาทีแรกของการทำปฏิกิริยา ซึ่งน่าจะเกิดจากตัวอย่างที่จะวัดทีโอซีต้องผ่านการกรองด้วยกระดาษ GF/C ซึ่งมีขนาดรูเปิด 0.45 ไมครอน แต่ในน้ำเสียที่ทำการทดลองอาจมีสารมลพิษที่มีขนาดโมเลกุลที่ใหญ่กว่านั้นเนื่องจากใช้วิธีการเหวี่ยงแยกตะกอนในการเตรียมน้ำเสีย เมื่อเกิดปฏิกิริยาขึ้นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่กว่า 0.45 ไมครอนจะถูกออกซิไดซ์ให้มีขนาดเล็กกว่า 0.45 ไมครอนจึงทำให้ทีโอซีสูงขึ้นได้ กอปรกับเมื่อพิจารณาเทียบกับซีโอดีละลายและซีโอดีทั้งหมดพบว่ามีค่าแตกต่างกัน 537 มก./ล. ทั้งๆที่มีความขุ่นเหลือเพียง 32 NTU แสดงให้เห็นว่ามีสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่กว่า 0.45 ไมครอนอยู่ด้วย

4.2.3 การแปรผันความเข้มข้นของอนุมูลเฟอร์รัส

การทดลองได้ทำการคงที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 10,000 มก./ล. และแปรผันความเข้มข้นของอนุมูลเฟอร์รัสที่ 1,000, 3,000 และ 5,000 มก./ล. พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองที่ความเข้มข้นของอนุมูลเฟอร์รัส 3,000 มก./ล. จะให้ค่าการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งหมดมากที่สุดดังแสดงในรูปที่ 4.7 ลักษณะการลดลงของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดยังคงเหมือนที่ได้กล่าวผ่านมามีการแกว่งตัวของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดในช่วงแรก 20 นาทีแรกหลังจากนั้นจะลดลงอย่างช้าๆ จากผลที่ได้ชี้ให้เห็นเป็นนัยว่าอนุมูลเฟอร์รัสที่สูงถึง 5,000 มก./ล. ยังไม่เพียงพอต่อการกระตุ้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ให้แตกตัวเป็นอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียมีสารมลพิษปนเปื้อนอยู่มากทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์โดยเฉพาะอย่างยิ่งคลอไรด์และไดไฮโดรเจนฟอสเฟต สารมลพิษเหล่านี้สามารถสร้างสารประกอบเชิงซ้อนกับอนุมูลเฟอร์รัสและเฟอร์ริกได้เป็นผลให้ทำไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แตกตัวน้อยลง (Lu และคณะ, 1997) ซึ่งคลอไรด์นั้นสามารถทำปฏิกิริยากับอนุมูลเฟอร์รัส/เฟอร์ริกดังสมการที่ (4.1) ถึง (4.4) และอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลดังสมการที่ (4.5) และ (4.6)



รูปที่ 4.6 การเปลี่ยนแปลงของสารมลพิษอินทรีย์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างต่อเวลาของ กระบวนการเฟนตอนที่มีอนุมูลเฟอร์รัส 1,000 มก./ล. และแปรรันไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์



รูปที่ 4.7 การเปลี่ยนแปลงของสารมลพิษอินทรีย์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างต่อเวลาของ กระบวนการเฟนตอนที่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 10,000 มก./ล. และแปรผันอนุมูลเฟอร์รัส



ในส่วนของไดไฮโดรเจนฟอสเฟตนั้นสามารถสร้างสารประกอบเชิงซ้อนกับอนุมูลเพอร์ริสและเพอร์ริกตั้งสมการที่ (4.7) ถึง (4.8)



ระยะที่หนึ่งของปฏิกิริยาเฟนตอนจะเป็นการทำปฏิกิริยาระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับอนุมูลเพอร์ริส (Lu และคณะ, 1997) อนุมูลเพอร์ริสนั้นจะถูกใช้อย่างรวดเร็วในการเร่งปฏิกิริยาการแตกตัวของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ให้กลายเป็นอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล ในเวลาเดียวกันอนุมูลเพอร์ริสบางส่วนจะทำปฏิกิริยากับไดไฮโดรเจนฟอสเฟตและคลอไรด์ในรูปของสารประกอบเชิงซ้อน FeCl^+ และ $\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$ เกิดการแย่งอนุมูลเพอร์ริสขึ้น การทำปฏิกิริยาระหว่างอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลที่เกิดขึ้นกับสารมลพิษในน้ำเสียจะเกิดการกำจัดและย่อยสลายสารมลพิษที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ให้มีขนาดเล็กจนสามารถผ่านรูของกระดาษกรองได้ แต่เมื่อเข้าสู่ระยะที่สองการกำจัดสารมลพิษช้าลงเนื่องจากอนุมูลเพอร์ริกเปลี่ยนรูปกลับไปเป็นอนุมูลเพอร์ริสได้ช้ามากและอนุมูลเพอร์ริกบางส่วนยังเปลี่ยนรูปเป็นสารประกอบเชิงซ้อน FeCl_2^+ , FeCl_3^0 และ $\text{FeH}_2\text{PO}_4^{2+}$ ได้อีก ทำให้เกิดการขาดแคลนอนุมูลเพอร์ริกในระบบจนการกำจัดสารมลพิษช้าลง การเพิ่มความเข้มข้นของอนุมูลเพอร์ริสแม้ว่าจะสามารถเพิ่มอัตราการเกิดอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลได้แต่ไม่จำเป็นว่าจะสามารถเร่งปฏิกิริยาการกำจัดสารมลพิษได้ภายใต้สภาวะที่เกิดขึ้น ในทางตรงกันข้ามกลับเป็นการเพิ่มปริมาณของสลัดจ์ที่ต้องกำจัดเพิ่มมากขึ้น ผู้วิจัยจึงได้ปรับการทดลองให้เป็นกระบวนการเฟนตอนหลายขั้นตอนดังจะได้กล่าวต่อไป

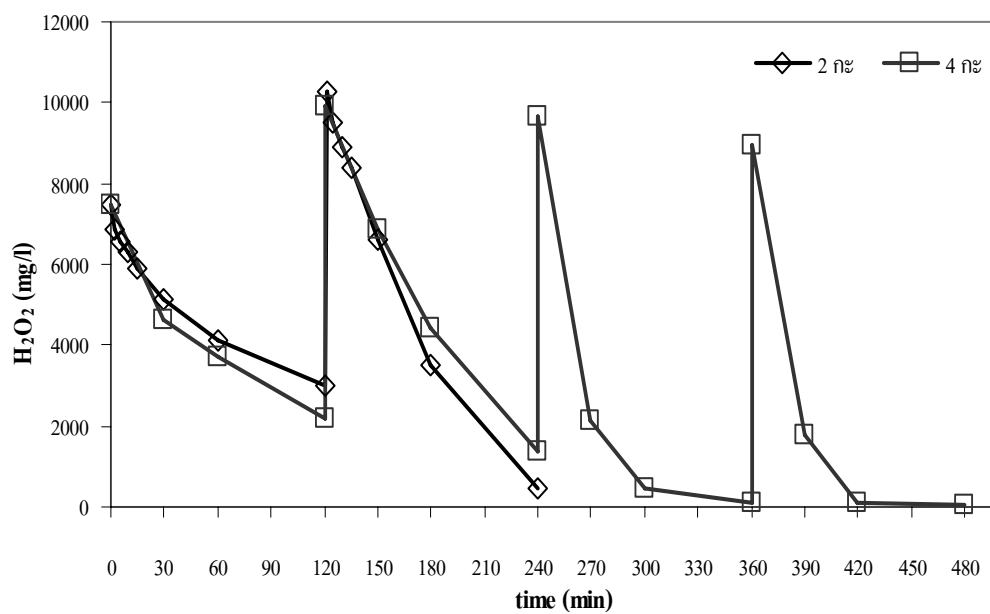
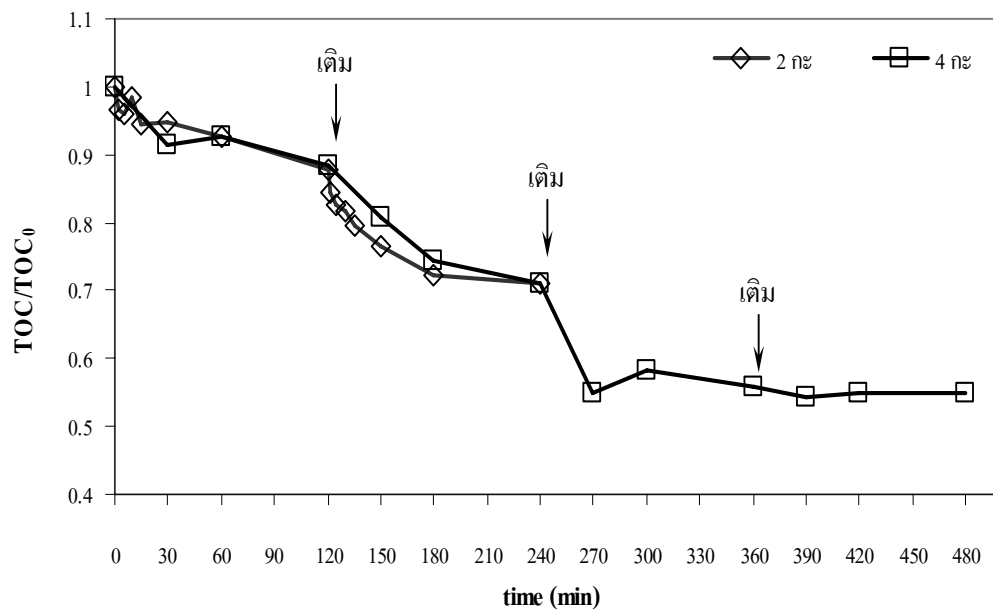
4.2.4 กระบวนการเฟนตอนหลายขั้นตอน

จากการทดลองการแปรผันความเข้มข้นของปริมาณสารเคมีพบว่าที่ระยะเวลาของปฏิกิริยาเท่ากับ 120 นาที ที่อัตราส่วนของ $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$ เท่ากับ 1,000:7,500 มก./ล. และ 3,000:10,000 มก./ล. นั้นจะให้ค่า TOC/TOC_0 ใกล้เคียงกันคือประมาณ 0.82 เมื่อวิเคราะห์ทางด้านเศรษฐศาสตร์ที่อัตราส่วนเท่ากับ 1,000:7,500 มก./ล. จะมีความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์มากกว่าที่อัตราส่วนสารเคมี 3,000:10,000 มก./ล. เนื่องจากใช้ปริมาณสารเคมีต่ำกว่าและสลัดจ์ที่ต้องนำไปกำจัดมีน้อยกว่า แต่ในแง่ของการบำบัดน้ำเสียที่อัตราส่วน $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$ 1,000:7,500 มก./ล. ยังให้ผลที่ไม่เป็นที่น่าพอใจนักและเมื่อสังเกตจากผลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างในระบบ พบว่าที่เวลา 120 นาที ยังคงมีปริมาณของ

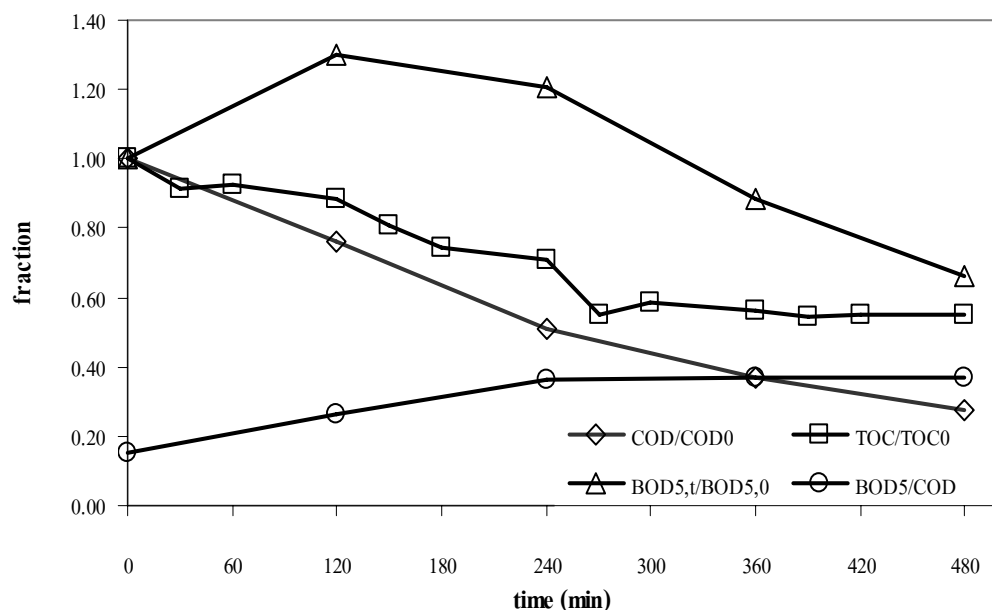
ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างอยู่ประมาณ 2,194 มก./ล. และจากผลการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนจะสังเกตได้ว่าที่ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาตั้งแต่ 60 นาทีเป็นต้นไป จะไม่มีการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเกิดขึ้น ซึ่งอาจเกิดจากการขาดแคลนอนุมูลเฟอร์รัสในระบบ เนื่องจากปฏิกิริยาที่จะทำให้อนุมูลเฟอร์ริกย้อนกลับมาเป็นอนุมูลเฟอร์รัสอีกครั้งเกิดขึ้นได้ช้ามาก แต่การลดลงของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ยังคงมีต่อไปนั้นอาจเกิดจากการที่อนุมูลเฟอร์ริกสามารถที่จะทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แล้วเกิดการแตกตัวเป็นอนุมูลอิสระเปอร์ไฮดรอกซิล ($\text{HO}_2^\bullet$) ซึ่งมีกำลังออกซิไดซ์ต่ำกว่าอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล ทำให้ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดได้อีก แต่เมื่อทำการเพิ่มความเข้มข้นของอนุมูลเฟอร์รัสในตอนแรกก็ไม่มีผลเป็นนัยสำคัญในการบำบัดเพราะเกิดการรบกวนของอนุมูลต่างๆในน้ำเสียดังที่ได้กล่าวมาแล้ว เป็นการสลับเปลี่ยนสารเคมีโดยไม่เกิดประโยชน์

ดังนั้นจึงเลือกที่อัตราส่วน $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$ ที่ 1,000:7,500 มก./ล. มาทำการทดลองซ้ำแบบ 2 และ 4 กะตามลำดับ โดยทำการเติมสารเฟรอนต์เข้าเมื่อสิ้นสุดระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาทุก 120 นาที เมื่อสิ้นสุดการทดลองซ้ำแบบ 2 พบว่าสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดยังคงมีแนวโน้มที่จะสามารถลดลงได้อีกดังแสดงในรูปที่ 4.8 และเมื่อเป็นการทดลองแบบ 4 ก็พบว่ายังมีการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดอย่างต่อเนื่อง จากผลการทดลองจะเห็นว่าการลดลงของสารอินทรีย์คาร์บอนจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในช่วงต้นการทดลองของแต่ละกะ ซึ่งเกิดจากอนุมูลเฟอร์รัสมีโอกาสในการทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จนเกิดเป็นอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลและนำไปสู่การกำจัดสารมลพิษในน้ำเสียจนที่ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาตั้งแต่ 390 นาทีเป็นต้นไปจนสิ้นสุดระยะเวลาการทดลองแทบไม่มีการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดเพิ่มขึ้นเลย

ในการทดลองซ้ำแบบ 4 กะนี้ได้นำตัวอย่างไปทำการวิเคราะห์ค่าซีโอดีและบีโอดีดังแสดงในรูปที่ 4.9 ซึ่งพบว่าในช่วง 0-120 นาทีบีโอดีเพิ่มขึ้นถึงร้อยละ 30 ในทางตรงกันข้ามกับซีโอดีและสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดที่ลดลง แสดงให้เห็นว่าสารมลพิษที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพบางส่วนเปลี่ยนสภาพเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพและบางส่วนถูกออกซิไดซ์จนกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งสอดคล้องกับอัตราส่วนระหว่างบีโอดี/ซีโอดีที่เพิ่มขึ้น จากนั้นบีโอดีจะค่อย ๆ ลดลงอย่างช้าๆ ในขณะที่ซีโอดียังลดลงอย่างต่อเนื่องซึ่งบางส่วนยังคงเปลี่ยนรูปไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ต่อจากนั้นเมื่อระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาเท่ากับ 240 นาทีจะเห็นว่าอัตราส่วนระหว่างบีโอดี/ซีโอดีเริ่มคงที่ซึ่งเป็นผลมาจากการกำจัดบีโอดีและซีโอดีในปริมาณที่เกือบจะเท่าๆกันจนกระทั่งสิ้นสุดการทดลอง และที่ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาเท่ากับ 300 นาทีเป็นต้นไปจะเห็นว่าแทบไม่มีการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเลยแต่ยังคงมีการลดลงของบีโอดีและซีโอดีอย่างต่อเนื่อง ในช่วงเวลานี้แสดงให้เห็นซีโอดีที่ลดลงนั้นคาดว่าเป็นผลมาจากสารตัวกลางที่ได้สามารถถูกออกซิไดซ์ให้กลายเป็นสารผลิตภัณฑ์ที่มีสัดส่วนของคาร์บอนไดออกไซด์ต่อออกซิเจนในโมเลกุลลดลง อย่างไรก็ตามการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดไม่สามารถออกซิไดซ์อย่างสมบูรณ์ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้จึงทำให้สารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดไม่ลดลง



รูปที่ 4.8 การเปลี่ยนแปลงของสารมลพิษอินทรีย์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างต่อเวลาของ กระบวนการเฟนตอนหลายขั้นตอนที่อัตราส่วน $\text{Fe}^{2+} : \text{H}_2\text{O}_2$ เท่ากับ 1,000 มก./ล.: 7,500 มก./ล.



รูปที่ 4.10 ความสัมพันธ์ของการกำจัดสารมลพิษในกระบวนการเฟนตอน 4 กะ ที่อัตราส่วน $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$ เท่ากับ 1,000 มก./ล.:7,500 มก./ล.

นอกจากนี้ยังเห็นได้ว่าไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างในแต่ละกะนั้นเหลือในปริมาณที่น้อย กล่าวคือปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างลดลงตามลำดับซึ่งสอดคล้องกับซีโอดีที่ลดลง ซึ่งเห็นว่าปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นน่าจะเป็นการเพิ่มโมเลกุลของออกซิเจนให้กับโมเลกุลของสารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียดังสมการที่ (4.9) ถึง (4.12)



ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของเฟนตอน 4 กะนั้นสูงถึงร้อยละ 75 และยังมีแนวโน้มที่กำจัดได้อีก เมื่อพิจารณาควบคู่กับผลของบีโอดีต่อซีโอดีซึ่งมีค่าคงที่ตั้งแต่ที่ 240 นาทีเป็นต้นมา ทำให้สามารถคาดการณ์ได้ว่าปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันที่เกิดขึ้นในช่วงท้ายๆ น่าจะเป็นการเปลี่ยนรูปของสารมลพิษอินทรีย์ในทิศทางที่ลดสัดส่วนของคาร์บอนต่อออกซิเจนลดลงเท่านั้น ไม่ได้เป็นการเปลี่ยนแปลงจากสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากไปเป็นที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย จากงานวิจัยของซูโชติ (2544) ที่ได้ศึกษาการบำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงแห่งเดียวกันนี้ด้วยกระบวนการเพอร์ร็อกซอน (Peroxone) นั้น เมื่อพิจารณาสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดที่ลดลงพบว่าสามารถกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ไปจนถึงขั้นสมบูรณ์จนกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์, น้ำ และเกลือได้ประมาณร้อยละ 5-20 แต่ในงานวิจัยนี้ได้ทำการทดลองกับน้ำออกจากระบบบำบัดทางชีวภาพซึ่งเป็นสารมลพิษอินทรีย์ที่จุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายได้ แสดงให้เห็นว่ากระบวนการเฟนตอนแบบทำซ้ำ 4 ขั้นตอนสามารถกำจัด

สารมลพิษอินทรีย์จนถึงขั้นสมบูรณ์ได้ประมาณร้อยละ 46 และยังสามารถเปลี่ยนรูปสารมลพิษอินทรีย์บางส่วนให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้อีกด้วย

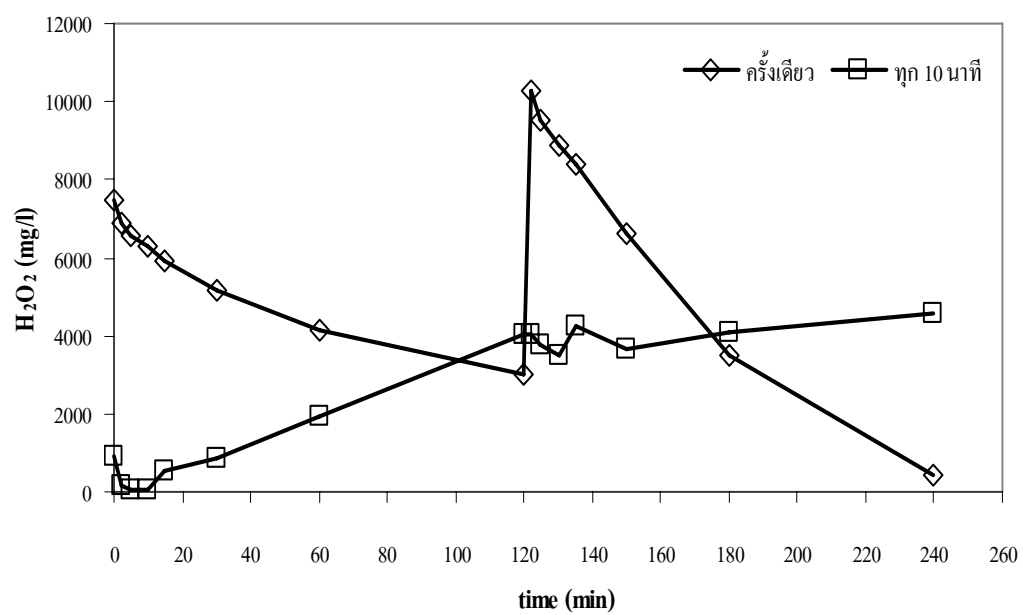
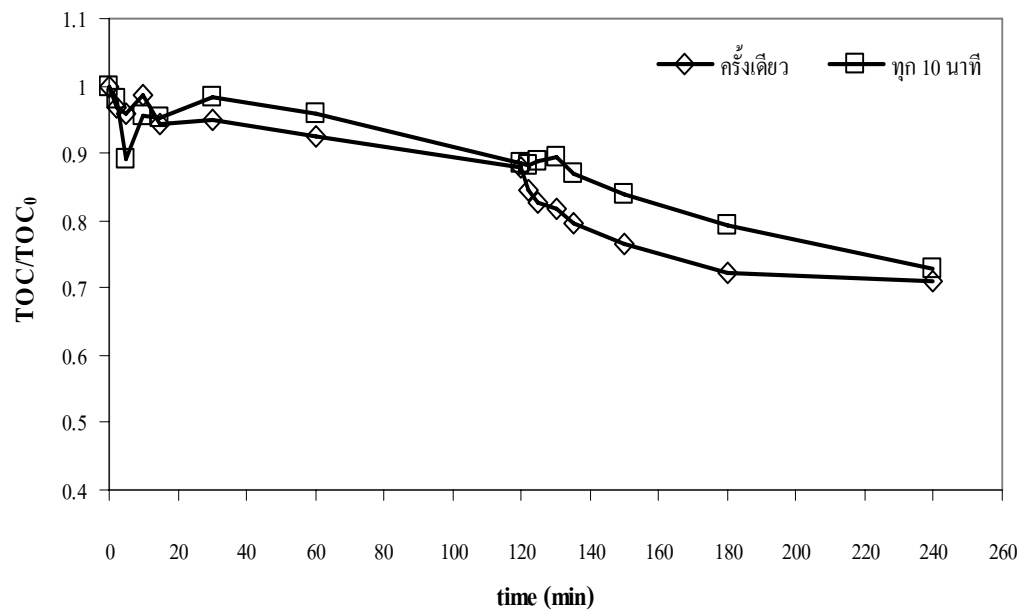
4.2.5 กระบวนการเฟนตอนแบบเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์หลายขั้นตอน

จากการศึกษาการย่อยสลายอนิลีน (aniline) ด้วยกระบวนการเฟนตอนและอิเล็กโตรเฟนตอนของ Chewpreecha (2003) พบว่าการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์หลายขั้นตอนจะสามารถย่อยสลายอนิลีนได้ดีกว่าการเติมแบบครั้งเดียว จึงได้ทำการศึกษาเพิ่มเติมดังแสดงในรูปที่ 4.10 โดยเป็นการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ทุกๆ 10 นาที พบว่าการกำจัดยังคงเป็นในรูปแบบที่ได้กล่าวมาข้างต้นคือ มีการแกว่งตัวในช่วง 20 นาทีแรกและเกิดการกำจัดอย่างช้าๆในช่วงเวลาต่อมา และเมื่อเริ่มต้นกะที่ 2 ทำการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์พบว่ายังคงเกิดการแกว่งตัวของการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดที่ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาที่ 135 นาทีและเกิดการกำจัดอย่างช้าๆจนสิ้นสุดระยะเวลาการทำปฏิกิริยา

เมื่อเปรียบเทียบผลการทดลองระหว่างการทดลองแบบ 2 กะกับการทดลองแบบการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์หลายขั้นตอน พบว่าอัตราการย่อยสลายของการทดลองแบบ 2 กะจะให้ผลที่ดีกว่าแบบการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์หลายขั้นตอนถึงแม้ว่าเมื่อสิ้นสุดระยะเวลาการทดลองจะให้ผลต่างกันเล็กน้อย จะเห็นว่าเกิดการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนอย่างต่อเนื่องเมื่อความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างเพิ่มขึ้น เนื่องจากความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในช่วงแรกของการทำปฏิกิริยาไม่เพียงพอต่อการทำปฏิกิริยากับอนุมูลเพอร์ออกไซด์เพื่อให้เกิดอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลและเกิดการรวมตัวของอนุมูลเพอร์ออกไซด์ในระบบบางส่วนกับคลอไรด์และไดไฮโดรเจนฟอสเฟสเกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อน เมื่อระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นมีการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในระบบมากขึ้นทำให้เกิดเป็นอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลในระบบเพิ่มมากขึ้น การกำจัดจึงเพิ่มขึ้นจนเกือบใกล้เคียงกันเมื่อสิ้นสุดการทำปฏิกิริยา

4.3 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์

จากการศึกษาบทความทางวิชาการพบว่ากระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์สามารถรีดิวซ์สารมลพิษได้ดีในสภาวะที่เป็นกรดในช่วงพีเอช 2-4 แต่จากการทดลองกับน้ำเสียที่พีเอช 2 พบว่าเหล็กประจุศูนย์นั้นทำปฏิกิริยากับโมเลกุลของน้ำที่มีอยู่ในน้ำเสียก่อนทำให้เกิดก๊าซไฮโดรเจนในปริมาณมากจนไม่สามารถควบคุมได้ ซึ่งเกิดจากการที่อิเล็กตรอนสามารถถ่ายเทไปสู่โมเลกุลของน้ำได้ดีกว่าสารมลพิษอินทรีย์ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียหรือมีค่าศักย์ไฟฟ้ามาตรฐาน (standard potential, E^0) สูงกว่าน้ำนั่นเอง จึงเปลี่ยนไปทดลองที่พีเอช 7 ที่ความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ 50 และ 100 ก./ล. ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา 7 วัน ที่อุณหภูมิ 25 °C จากผลการทดลองจะเห็นว่ากระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ไม่มีนัยสำคัญในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด แต่ที่ความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์เท่ากับ 100 ก./ล. สามารถเพิ่มบีโอดี₅ได้สูงถึง 1.35 เท่าที่เวลา 2 วันจากนั้นจะลดลงเหลือ 1.18 เท่าเมื่อสิ้นสุดระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา ในขณะที่ความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์เท่ากับ 50 ก./ล. ไม่มีนัยสำคัญในการเพิ่มบีโอดี₅ดังแสดงในรูปที่ 4.11 หลังระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาพีเอชสุดท้ายจะอยู่ที่



รูปที่ 4.11 กระบวนการฟentonทำซ้ำ 2 กระบวนการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์หลายขั้นตอนและแบบเติมครั้งเดียวตอนเริ่มต้นกะที่อัตราส่วน Fe²⁺:H₂O₂ เท่ากับ 1,000 มก./ล.:7,500 มก./ล.

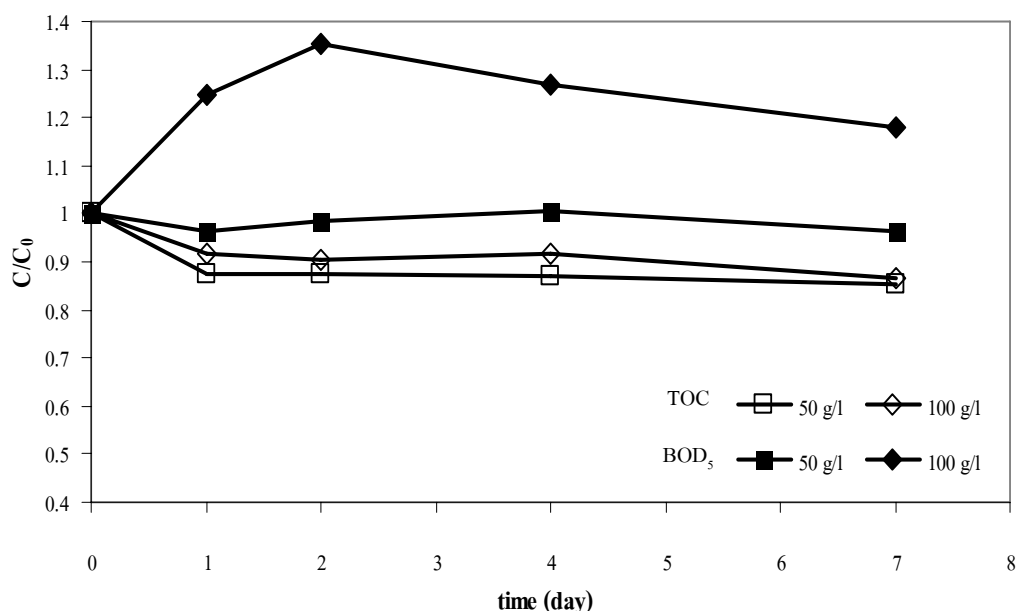
ประมาณ 8.3 อาจเกิดจากการที่เหล็กประจุศูนย์ทำปฏิกิริยากับน้ำและเกิดเป็นอนุมูลไฮดรอกไซด์ทำให้พีเอชของน้ำเสียเพิ่มขึ้นและสามารถลดสีของน้ำเสียได้ โดยที่ความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์เท่ากับ 100 ก./ล. จะลดสีได้มากกว่าที่ความเข้มข้น 50 ก./ล. ดังแสดงในรูปที่ 4.12

4.4 กระบวนการยวี่และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

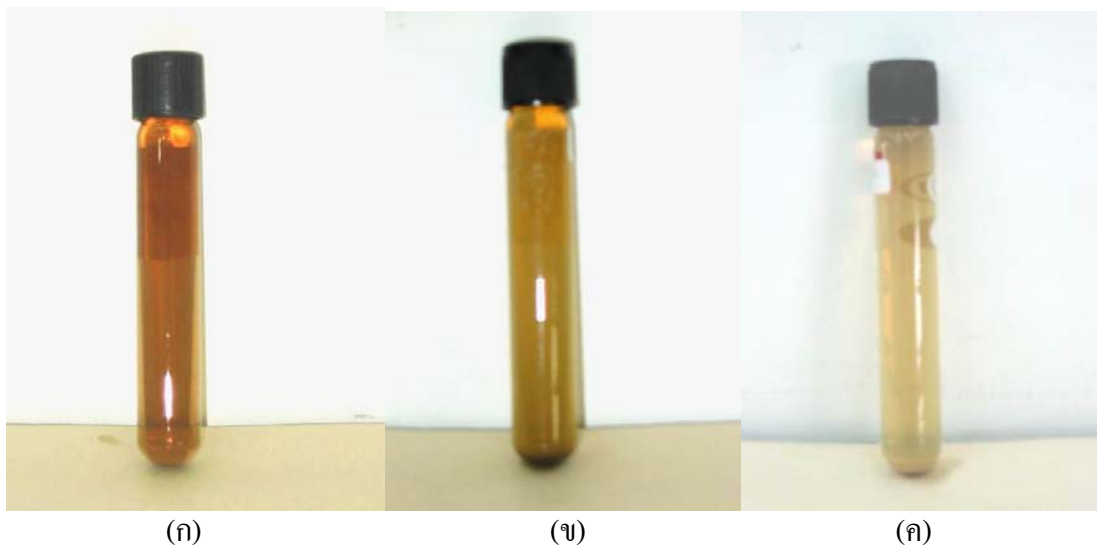
การรายงานและวิเคราะห์ผลการทดลองจะแบ่งออกเป็นผลของระบบควบคุม ผลของการแปรผันความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ยวี่ และพีเอช ภายใต้อุณหภูมิควบคุม 25 เซลเซียสและระยะเวลาทำปฏิกิริยา 180-240 นาที

4.4.1 ระบบควบคุม

การทดลองระบบควบคุมเป็นการทดสอบการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเมื่ออยู่ในสภาวะที่มีแต่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และในสภาวะที่มีแต่แสงยวี่ โดยทำการทดลองในสภาวะที่มีความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 2,356 มก./ล. แต่เพียงอย่างเดียว และสภาวะที่มีแสงยวี่ที่ 240 วัตต์ (16 หลอด) แต่เพียงอย่างเดียว โดยแปรผันพีเอชที่ 3, 7 และ 8.9 (พีเอชของน้ำเสีย) และควบคุมให้คงที่ตลอดการทดลอง จากการทดลองพบว่าสารมลพิษอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียทั้งในการทดลองภายใต้สภาวะที่มีแต่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และการทดลองภายใต้สภาวะที่มีแต่แสงยวี่ที่พีเอชต่าง ๆ นั้นไม่ได้ถูกกำจัดลดลงไปดังแสดงในรูปที่ 4.13 ซึ่งชี้ให้เห็นว่าภายใต้สภาวะควบคุมทั้ง 2 แบบไม่สามารถกำจัด



รูปที่ 4.11 สารมลพิษอินทรีย์ที่เหลืออยู่ที่เวลาการทำปฏิกิริยาต่าง ๆ ในการทดลอง กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์, พีเอช 7, 25 °C

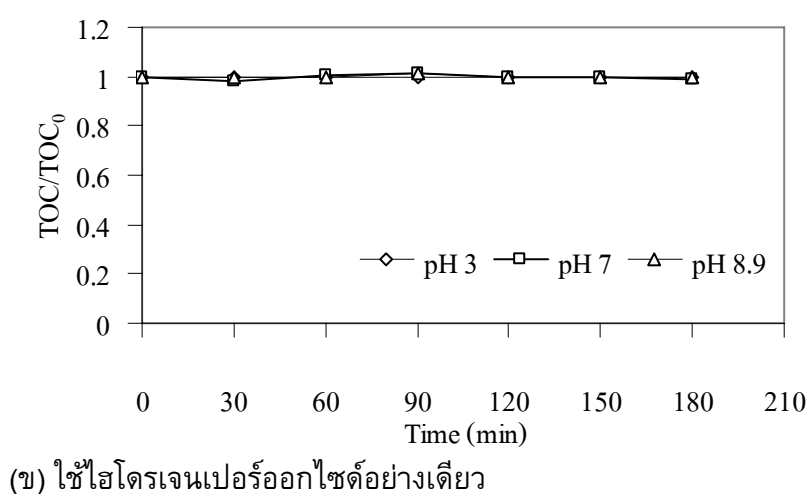
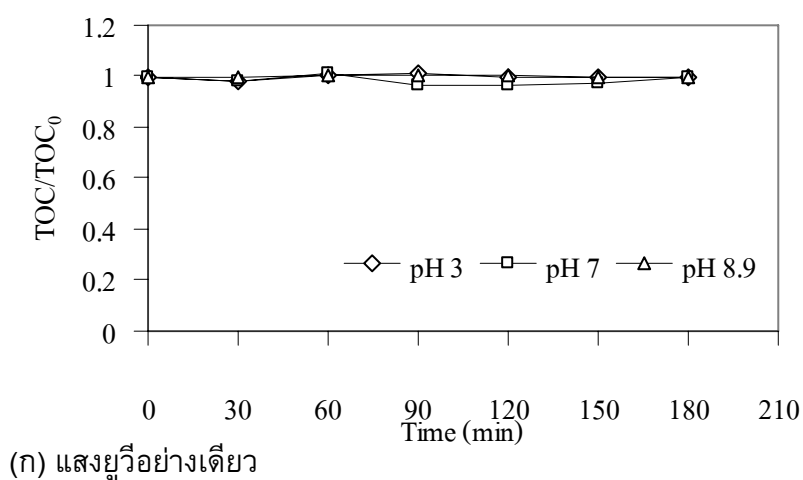


รูปที่ 4.12 ลักษณะของน้ำเสียในกระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์
(ก) ลักษณะของน้ำเสียก่อนการบำบัด; (ข) หลังการบำบัดด้วยเหล็ก
ประจุศูนย์ 50 ก./ล.; (ค) หลังการบำบัดด้วยเหล็กประจุศูนย์ 100 ก./ล.

หรือลดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดได้อย่างมีนัยสำคัญเมื่อเทียบกับกระบวนการใช้แสงยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ใช้ปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และกำลังของแสงยูวีเท่ากัน (ซึ่งจะกล่าวถึงผลในภายหลัง) ทั้งนี้คาดว่าป็นผลมาจากสารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยาก ดังนั้นสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดที่อยู่ในน้ำเสียนั้นจึงไม่สามารถที่จะถูกออกซิไดซ์ได้อย่างสมบูรณ์ด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ซึ่งมีศักย์ออกซิเดชันต่ำหรือแสงยูวีเพียงอย่างเดียวได้ แต่อย่างไรก็ดีอาจเกิดการเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ในระบบขึ้นได้ สรุปได้ว่าสารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียนี้เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยาก และไม่สามารถที่จะกำจัดได้ด้วยด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ หรือแสงยูวีแต่เพียงอย่างเดียว นอกจากนี้ยังชี้ให้เห็นเป็นนัยว่าสารมลพิษอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียไม่สามารถระเหยง่ายออกจากระบบทดลองภายในระยะเวลา 180 นาที ดังนั้นการลดลงของทีโอซีในการทดลองต่อไปจะเป็นผลมาจากปฏิกิริยาออกซิเดชันของอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลที่เกิดจากการแตกตัวของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ภายใต้การกระตุ้นด้วยแสงยูวี

4.4.2 การแปรผันพีเอช

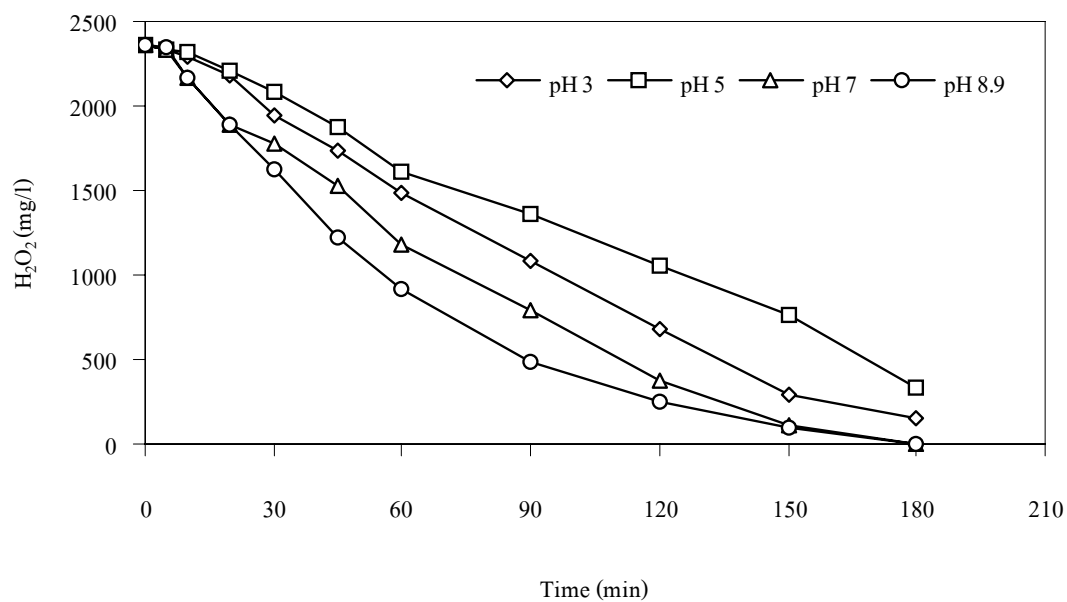
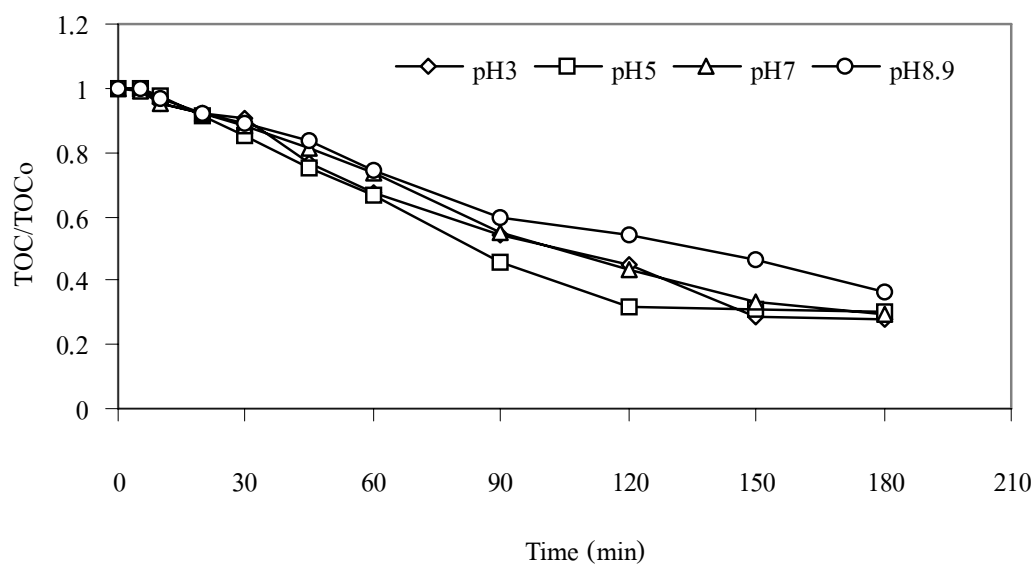
ทดลองโดยการคงที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 7 มล. (2,356 มก./ล.) และกำลังของหลอดยูวีที่ 240 วัตต์ โดยแปรผันพีเอชที่ 3, 5, 7 และ 8.9 (ซึ่งเป็นพีเอชของน้ำเสียเริ่มต้น) ตามลำดับ พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองประสิทธิภาพในการกำจัดมลพิษอินทรีย์ในรูปของทีโอซีที่พีเอช 3, 5, และ 7 ใกล้เคียงกันคือประมาณร้อยละ 70 แต่ที่พีเอช 8.9 ประสิทธิภาพในการกำจัดทีโอซีที่เวลา 180 นาที ลดลงเล็กน้อยเหลือเพียงร้อยละ 60 ดังแสดงในรูปที่ 4.14 อัตราการกำจัดทีโอซีในช่วง 10 นาทีแรก



รูปที่ 4.13 สารมลพิษอินทรีย์ที่เหลืออยู่ที่เวลาต่างๆในระบบควบคุม

จะเป็นการลดลงอย่างช้าๆหลังจากนั้นจะลดลงอย่างรวดเร็วจนกระทั่งปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์หมดไป ทั้งนี้คาดว่าป็นเพราะสารอินทรีย์ในน้ำเสียมีโครงสร้างโมเลกุลที่ซับซ้อนจึงต้องใช้เวลาทำปฏิกิริยาหรือแตกตัวหลายขั้นตอนกว่าจะถูกออกซิไดซ์เปลี่ยนรูปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) กล่าวคือช่วงแรกๆสารมลพิษอินทรีย์ถูกย่อยสลายเป็นสารตัวกลาง (Intermediate) ก่อน หลังจากนั้นค่อยเปลี่ยนไปอยู่ในรูปที่ย่อยสลายง่ายขึ้น

ประสิทธิภาพที่แตกต่างกันนี้คาดว่าป็นผลของพีเอชที่มีต่อสารตัวกลาง ซึ่งอาจมีสมบัติคงทนต่ออนุมูลอิสระไฮดรอกซิลที่พีเอชต่างๆไม่เหมือนกันถึงแม้ว่าที่พีเอช 3 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะแตกตัวไปเป็นอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลมากกว่าที่พีเอช 5 ก็ตาม ก็ไม่ได้หมายความว่ากำจัดที่โอซีได้ดีกว่าไปด้วย โดยมีงานวิจัยหลายงานที่แสดงให้เห็นว่าพีเอชที่ดีที่สุดในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ไม่ใช่ที่พีเอชต่ำเสมอไป แต่ขึ้นอยู่กับสมบัติของน้ำเสียนั้นๆด้วย สำหรับการที่พีเอช 8.9 มีประสิทธิภาพในการกำจัดที่โอซีต่ำสุดนั้นคาดว่าป็นผลมาจากการเกิดการแย่งอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลของสารประกอบไบคาร์บอเนต



รูปที่ 4.14 การเปลี่ยนแปลงของสารมลพิษอินทรีย์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างต่อเวลาของกระบวนการยู่ร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เมื่อแปรผันพีเอช

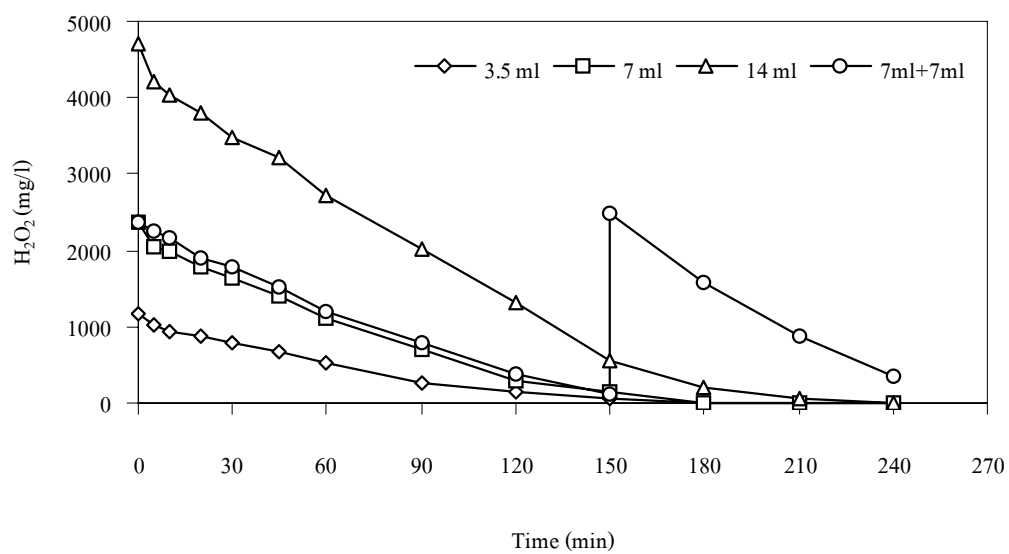
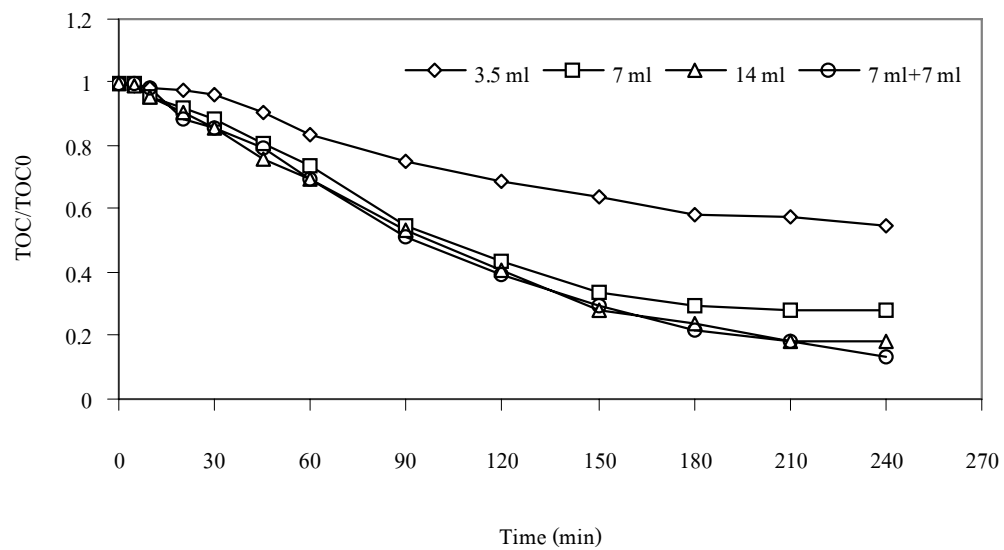
และคาร์บอนที่มีอยู่ในน้ำเสียซึ่งจะเพิ่มปริมาณมากขึ้นเมื่อพีเอชเพิ่มขึ้นจากกรดไปเป็นกลางและเป็นด่างตามลำดับทำให้อนุมูลอิสระที่จะทำปฏิกิริยากับสารมลพิษอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ลดลงเมื่อพีเอชมีค่าสูงขึ้น ผลที่ได้เห็นว่าสอดคล้องกับปริมาณของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหลืออยู่ ณ พีเอชต่างๆ ดังแสดงในรูปที่ 4.14 โดยจะเห็นได้ว่าการลดลงของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีค่าสูงสุดที่พีเอช 8.9 ตามด้วยที่พีเอช 7, 3 และ 5 ตามลำดับ ยิ่งไปกว่านั้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ยังสามารถแตกตัวเป็นน้ำและก๊าซออกซิเจนได้ดีขึ้นภายใต้สภาวะที่เป็นด่าง ผลการทดลองที่ได้สอดคล้องกับงานวิจัยของ Wang และคณะ (2000) และชี้ให้เห็นเป็นนัยว่าสารมลพิษอินทรีย์บางส่วนที่อยู่ภายใต้การบำบัดด้วยวิธีออกซิเดชันชีวภาพอาจถูกย่อยสลายได้ดีกว่าของไปคาร์บอนและคาร์บอน

ผลจากการทดลองในส่วนนี้สรุปได้ว่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 5-7 แต่ในการทดลองต่อไปจะเลือกใช้พีเอช 7 ตลอดการทดลอง เนื่องจากประสิทธิภาพในการกำจัดที่โอซีที่พีเอช 7 มีแนวโน้มที่จะลดลงไปได้อีก อีกทั้งในการประยุกต์ใช้งานจริงก็จะประหยัดกรดที่ใช้ในการปรับพีเอช ดังนั้นจึงใช้พีเอช 7 คงที่สำหรับการทดลองต่อไป

4.4.3 การแปรผันความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

ทดลองโดยการคงที่ค่าพีเอชเท่ากับ 7 และแสงยูวีที่ 240 วัตต์ โดยแปรผันความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 1,178, 2,356, และ 4,712 มก./ล. และแบบเติม 2 ครั้งๆละ 2,356 มก./ล. พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ที่ความเข้มข้น 4,712 มก./ล. และแบบเติม 2 ครั้งๆละ 2,356 มก./ล. ให้ผลการกำจัดดีที่สุด ดังแสดงในรูปที่ 4.15 จากรูปจะเห็นว่าอัตราการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดในช่วงแรกที่มีความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2,356 และ 4,712 มก./ล. และแบบเติม 2 ครั้งๆละ 2,356 มก./ล. มีอัตราใกล้เคียงกันไม่แตกต่างกันมากนักยกเว้นที่ 1,178 มก./ล. ที่อัตราการกำจัดต่ำกว่าอย่างเห็นได้ชัด แสดงให้เห็นว่าอัตราการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ที่ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2,356 มก./ล. เป็นอัตราการย่อยสลายที่สูงสุดแล้ว ถึงแม้ว่าจะเพิ่มปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์อีกก็สามารถไม่ทำให้อัตราการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ ทำให้อนุมูลอิสระไฮดรอกซิลที่แตกตัวมาทำปฏิกิริยากันเองเกิดเป็นน้ำและก๊าซออกซิเจน แต่เมื่อสิ้นสุดกระบวนการกลับพบว่าประสิทธิภาพของการทดลองที่ใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2,356 มก./ล. มีประสิทธิภาพต่ำกว่าที่ใช้ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4,712 มก./ล. กับการเติมปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2 ครั้งทำให้ผลใกล้เคียงกันไม่ได้ ซึ่งเมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.15 พบว่าที่ 2,356 มก./ล. ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะถูกใช้หมดไปก่อน แต่เมื่อเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์อีกครั้งที่เวลา 150 นาที ทำให้ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในระบบเหลือมากกว่าการทดลองอื่นแต่อัตราการย่อยสลายกลับเท่ากัน

เมื่อเปรียบเทียบผลการทดลองระหว่างการเติมปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4,712 มก./ล. ครั้งเดียวกับการเติมปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2 ครั้งทีละเวลา 150 นาทีจะเห็นว่าที่แบบเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2 ครั้ง มีปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เหลืออยู่ในระบบมากกว่าที่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4,712 มก./ล. แต่การลดลงของที่โอซีกลับใกล้เคียงกัน ซึ่งเป็นตัวชี้ให้เห็นว่าสารตัวกลางที่เวลา



รูปที่ 4.15 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์มลพิษและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างต่อเวลาของกระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เมื่อแปรผันความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

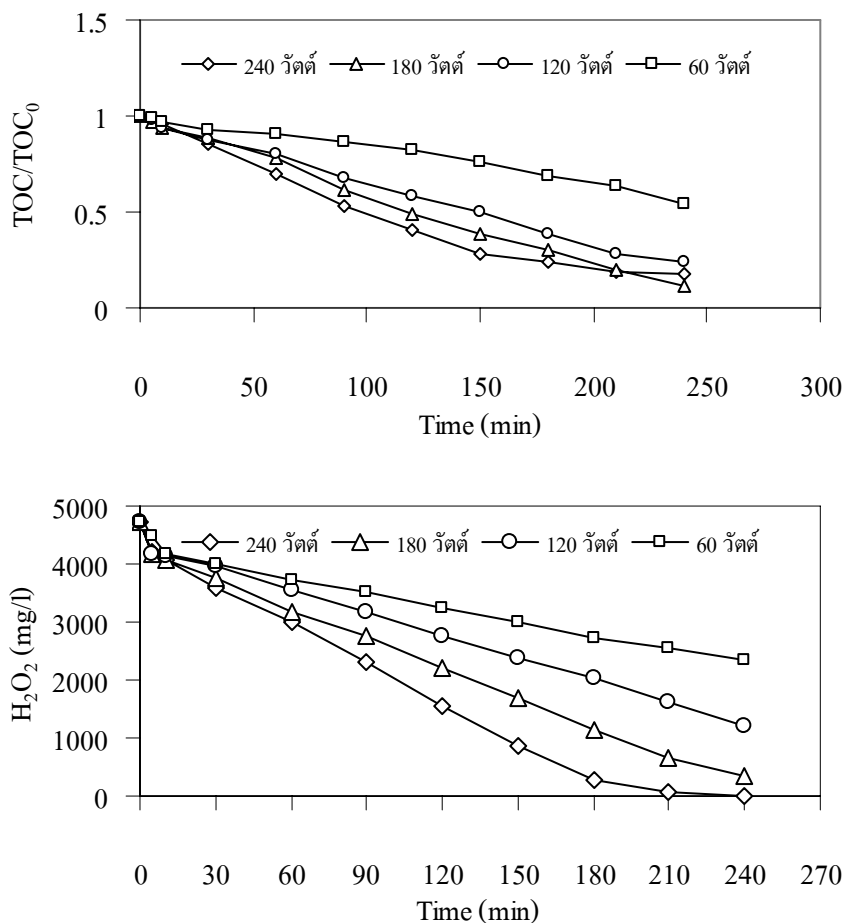
ดังกล่าวมีเสถียรภาพค่อนข้างสูงถึงแม้ว่าจะเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ลงไปเพื่อเพิ่มปริมาณของอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล แต่การลดลงของทีโอซีก็ไม่ได้เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ จากรูปที่ 4.15 จะเห็นว่าความชันของเส้นกราฟมีแนวโน้มจะลดลงเป็นเส้นนอนขนานกับแกน "X" ผลที่ได้จากการศึกษาครั้งนี้แตกต่างจากผลการศึกษาของกระบวนการเฟนตอนที่ใช้ น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมันคงของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่นิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด และของ Gau และ Chang (1996) ที่ใช้น้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบชุมชนอย่างเห็นได้ชัด ซึ่งในกรณีดังกล่าวการเติมเพนตันรีเอเจนต์แบบเติมซ้ำสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ในรูปของทีโอซีได้เพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับการเติมเพียงครั้งเดียวเมื่อเริ่มการทดลอง ทั้งนี้คาดว่าเป็นผลมาจากลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่นำมาทดลองแตกต่างกัน โดยในการศึกษาของกระบวนการเฟนตอน และของ Gau และ Chang (1996) เป็นน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สองด้วยกระบวนการทางชีวภาพมาแล้ว ในขณะที่การวิจัยในส่วนนี้ใช้น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการตกตะกอนผลึกไฮดรอกไซด์

4.4.4 การแปรผันกำลังของหลอดยูวี

ทดลองโดยการคงที่ค่าพีเอชเท่ากับ 7 และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 4,712 มก./ล. โดยแปรผันกำลังของหลอดยูวีที่ 60 วัตต์ (ความส่องสว่าง 90 ลักซ์), 120 วัตต์ (172 ลักซ์), 180 วัตต์ (246 ลักซ์) และ 240 วัตต์ (339 ลักซ์) ตามลำดับ พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองที่กำลังของหลอดยูวีน้อยกว่าจะมีปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดเหลืออยู่มากกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับที่กำลังของหลอดยูวีสูงๆ จากรูปที่ 4.16 แสดงให้เห็นว่ากำลังของหลอดยูวีมีความสัมพันธ์แบบแปรผันโดยตรงต่อปริมาณแตกตัวไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กล่าวคือเมื่อจำนวนวัตต์ของแสงยูวีสูงขึ้นจะทำให้เกิดการแตกตัวของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มากขึ้น เช่นเดียวกันกับอัตราการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดจะเร็วขึ้นเมื่อเทียบกับการทดลองที่ใช้กำลังของหลอดยูวีน้อยกว่า การที่กำลังของหลอดยูวีน้อยกว่ามีอัตราการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดช้ากว่า เนื่องจากความเข้มของแสงยูวีไม่เพียงพอต่อการทำปฏิกิริยาให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แตกตัวเป็นอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลได้เร็วและเพียงพอที่จะกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด แต่มีแนวโน้มที่จะสามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดได้เพิ่มขึ้นเมื่อใช้เวลาในการทำปฏิกิริยานานขึ้น ตราบที่ยังมีไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เหลืออยู่ อย่างไรก็ตามถึงแม้ว่าการใช้กำลังของหลอดยูวีสูงจะทำให้อัตราการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดเพิ่มขึ้นแต่จะทำให้เสียค่าไฟฟ้าเพิ่มตามไปด้วย

4.4.5 การกำจัดซีโอดีและบีโอดี

การกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดด้วยกระบวนการใช้แสงยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ พบว่าที่สภาวะเงื่อนไขการทดลองพีเอชเท่ากับ 7 ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 4,712 มก./ล. กำลังของหลอดยูวีเท่ากับ 180 วัตต์ และระยะเวลาในการกำจัด 240 นาที สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดได้ร้อยละ 88 และสามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 87 ซึ่งได้ผลใกล้เคียงกับการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สองครั้ง และการใช้ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 4,712



รูปที่ 4.16 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์มลพิษและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงค้างต่อเวลาของกระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เมื่อแปรผันกำลังของหลอดยูวี

มก./ล. กำลังของหลอดยูวี 240 วัตต์ ภายใต้สภาวะเงื่อนไขเดียวกัน ในขณะที่สภาวะเงื่อนไขการทดลองพีเอชเท่ากับ 7 ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 2,356 มก./ล. กำลังของหลอดยูวีเท่ากับ 240 วัตต์ และระยะเวลาในการกำจัด 240 นาที สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดได้ร้อยละ 72 และสามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 82 ดังแสดงในตารางที่ 4.2

เมื่อพิจารณาการกำจัดซีโอดีพบว่าความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นมีผลต่อการกำจัดซีโอดี ดังจะเห็นได้จากการทดลองแปรผันปริมาณของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้น เมื่อปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นเพิ่มขึ้น ความสามารถในการกำจัดซีโอดีของระบบจะเพิ่มขึ้นตาม เช่นเดียวกับการกำจัดทีโอซี เมื่อพิจารณาการกำจัดซีโอดีเทียบกับทีโอซีจะเห็นว่าซีโอดีมีความสัมพันธ์กับทีโอซีอย่างมีนัยสำคัญ ค่าที่ได้ก็สอดคล้องกันกล่าวคือถ้าอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลสามารถออกซิไดซ์ทีโอซีได้ก็สามารถที่จะออกซิไดซ์ซีโอดีได้เช่นกัน

ส่วนในการกำจัดบีโอดี ได้ทำการหาบีโอดีเมื่อสิ้นสุดการทดลองที่ใช้ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4,712 มก./ล. และกำลังของหลอดยูวี 180 วัตต์ พบว่าค่าบีโอดีในน้ำเสียเหลือเพียง 16

ตารางที่ 4.2 ผลการกำจัดซีโอดีและทีโอซีที่พีเอช 7 และเวลาทำปฏิกิริยา 240 นาที

ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (มก./ล.)	กำลังของหลอดยูวี (วัตต์)	ทีโอซี (มก./ล.)	ร้อยละ	ซีโอดี (มก./ล.)	ร้อยละ
4,712.4	180	39	88	150	87
1,628.1	240	187	45	558	52
2,356.2	240	95	72	207	82
4,712.4	240	61	82	151	87
แบบเดิม 2 ครั้ง	240	45	87	-	-

มก./ล. จากเริ่มต้น 254 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพเท่ากับร้อยละ 94 ในขณะที่การทดลองที่ใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2,356 มก./ล. และกำลังของหลอดยูวี 240 วัตต์ มีค่าบีโอดีในน้ำเสีย 20 มก./ล. หรือคิดเป็นประสิทธิภาพเท่ากับร้อยละ 92 เมื่อคิดเป็นอัตราส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดีแล้วพบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองอัตราส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดีของการทดลองที่ใช้ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4,712 มก./ล. กำลังของหลอดยูวี 180 วัตต์ และการทดลองที่ใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2,356 มก./ล. กำลังของหลอดยูวี 240 วัตต์ มีค่าเท่ากับ 1 ต่อ 9 และ 1 ต่อ 8 ตามลำดับ ในขณะที่อัตราส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดีเริ่มต้นเท่ากับ 1 ต่อ 5 ทั้งนี้อาจเป็นเพราะน้ำเสียไม่มีสารมลพิษอินทรีย์ที่สามารถเปลี่ยนไปอยู่ในรูปบีโอดีเหลืออยู่หรือสารอินทรีย์ที่เปลี่ยนรูปจากซีโอดีเป็นบีโอดีถูกออกซิไดซ์ต่อไปเรื่อยๆจนเหลือน้อยมาก ทำให้ค่าบีโอดีต่อซีโอดีที่ได้จึงลดลง

4.4.6 การกำจัดสีของน้ำเสีย

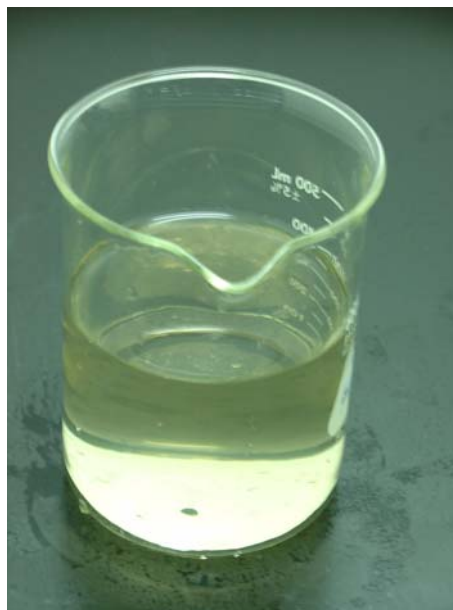
ในการทดลองทั้งหมดที่กล่าวมาจะสังเกตเห็นการเปลี่ยนแปลงของสีของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองซึ่งเปลี่ยนจากสีเหลืองเข้มเป็นไม่มีสีโดยในการทดลองที่ใช้กำลังของหลอดยูวี 240 วัตต์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 4,712 มก./ล. จะสังเกตเห็นสีของน้ำเสียเปลี่ยนแปลงเมื่อเวลาผ่านไป 30 นาที และเปลี่ยนแปลงอย่างสมบูรณ์เมื่อเวลาผ่านไป 60 นาที ดังแสดงในรูปที่ 4.17 ในขณะที่ในการทดลองที่ลดกำลังของหลอดยูวีลงพบว่าต้องใช้เวลานานขึ้นจึงจะสังเกตเห็นการเปลี่ยนแปลงของสีโดยในการทดลองที่ใช้กำลังของหลอดยูวีเพียง 60 วัตต์ พบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสีน้อยมากหรือแทบจะไม่เปลี่ยนแปลงเลยหลังจากสิ้นสุดการทดลองดังแสดงในรูปที่ 4.18 ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากกำลังของแสงยูวีไม่มากพอที่จะทำให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แตกตัวให้อนุมูลอิสระไฮดรอกซิลได้มากเพียงพอที่จะย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ก่อให้เกิดสีในน้ำเสียได้

4.5 การประเมินทางเศรษฐศาสตร์เบื้องต้น

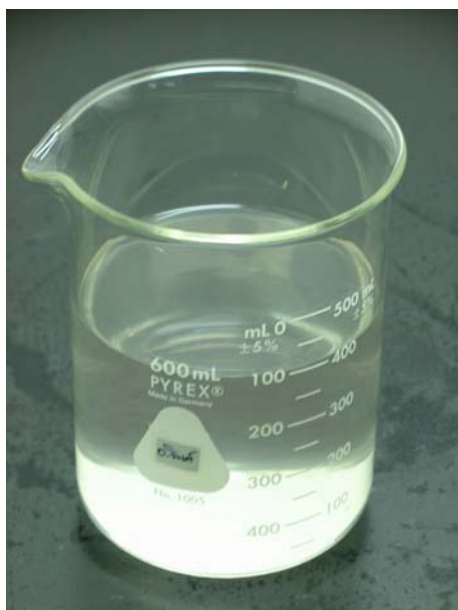
การประเมินผลทางเศรษฐศาสตร์ในงานวิจัยนี้เป็นการประเมินผลเบื้องต้นโดยพิจารณาเฉพาะค่าใช้จ่ายของสารเคมีและของแสงยูวีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย โดยสามารถแบ่งออกเป็นสองส่วนตามลักษณะน้ำเสียที่นำมาศึกษา



(ก) ก่อนการบำบัด



(ข) ที่ 30 นาที



(ค) ที่ 60 นาที



(ง) สิ้นสุดการทดลอง

รูปที่ 4.17 ลักษณะทางกายภาพของน้ำเสียในระหว่างการบำบัดด้วยกระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่พีเอช 7, ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4,712 มก./ล., กำลังหลอดยูวี 240 วัตต์



(ก) ก่อนการบำบัด



(ข) หลังการบำบัด

รูปที่ 4.18 ลักษณะทางกายภาพของน้ำเสียในระหว่างการบำบัดด้วยกระบวนการยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่พีเอช 7, ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 4,712 มก./ล., กำลังหลอดยูวี 60 วัตต์

4.5.1 การประเมินทางเศรษฐศาสตร์สำหรับกระบวนการเฟนตอน

การกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดในน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดขั้นสองด้วยกระบวนการชีวภาพของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุดด้วยกระบวนการเฟนตอนพบว่าสามารถกำจัดได้ประมาณร้อยละ 75 เมื่อกระทำแบบ 4 กะ ในขณะที่กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ไม่มีนัยสำคัญในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดจึงไม่มีความเป็นไปได้ในการประยุกต์ใช้ อย่างไรก็ตามเพื่อให้ น้ำที่ผ่านกระบวนการเฟนตอนมีซีโอดีต่ำกว่า 750 มก./ล. ตามเกณฑ์มาตรฐานของการนิคมอุตสาหกรรมแห่งประเทศไทย จำเป็นต้องมีการทำกระบวนการเฟนตอน 5 กะ (ประมาณจากรูปที่ 4.9 จะเห็นว่าซีโอดียังสามารถลดลงได้อีกในขณะที่สารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดคงที่แล้ว) จากการสำรวจเบื้องต้นพบว่าน้ำเสียที่ออกจากกระบวนการบำบัดชีวภาพของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่นิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุดมีประมาณ 30 ลบ.ม./วัน ซึ่งค่าใช้จ่ายของสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดได้แก่ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์, เพอร์รัสซัลเฟต, กรดซัลฟูริก และโซเดียมไฮดรอกไซด์ โดยประเมินค่าใช้จ่ายในรูปของคิดเป็นสารเคมีทั่วไป (commercial grade) ซึ่งคิดที่ราคา 21, 17, 8 และ 16 บาทต่อกิโลกรัมตามลำดับ พบว่ามีค่าใช้จ่ายประมาณ 1,700 บาท/ลบ.ม. หรือ 51,000 บาท/วัน ทั้งยังมีสลัดจ์ที่เกิดจากกระบวนการเฟนตอนซึ่งต้องนำไปกำจัดต่อไปประมาณ 1,140 กก./วัน

4.5.2 การประเมินทางเศรษฐศาสตร์สำหรับกระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

การกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดด้วยกระบวนการใช้แสงยูวีร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์พบว่าที่สภาวะเงื่อนไขการทดลองที่ดีที่สุด 2 การทดลองคือการทดลองที่ใช้ความเข้มข้นของไฮโดรเจน

เปอร์ออกไซด์เท่ากับ 4,712 มก./ล. กำลังของหลอดยูวีเท่ากับ 180 วัตต์ และระยะเวลาในการกำจัด 240 นาที สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดได้ร้อยละ 88 และสามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 87 และการทดลองที่ใช้ใช้ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 2,356 มก./ล. กำลังของหลอดยูวี 240 วัตต์ ภายใต้สภาวะเงื่อนไขเดียวกัน สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดได้ร้อยละ 82 และสามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 87

อย่างไรก็ตามการตัดสินใจในการเลือกใช้สภาวะของระบบบำบัดต้องทำการเลือกสภาวะที่ใช้ต้นทุนน้อยที่สุดที่กำจัดซีโอดีได้ต่ำกว่ามาตรฐานมาคิดเปรียบเทียบประเมินค่าใช้จ่ายในการเดินระบบที่สภาวะเงื่อนไขที่กล่าวมา จากการประเมินค่าใช้จ่ายของสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดได้แก่ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์, กรดซัลฟูริก และโซเดียมไฮดรอกไซด์ โดยประเมินค่าใช้จ่ายในรูปของการคิดเป็นสารเคมีทั่วไป (Commercial Grade) ซึ่งคิดที่ราคา 21, 8 และ 16 บาท ตามลำดับ ส่วนค่าไฟฟ้าคิดตามอัตราของการไฟฟ้านครหลวงเท่ากับ 1.81 บาทต่อหน่วย ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นแสดงในตารางที่ 4.3 ซึ่งพบว่าตัวแปรสำคัญที่มีผลต่อค่าใช้จ่ายในการดำเนินการคือค่าไฟฟ้า ดังนั้นสภาวะเงื่อนไขที่เหมาะสมคือกรณีที่ใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 4,712 มก./ล. และแสงยูวีที่ 180 วัตต์ เป็นสภาวะเงื่อนไขที่เสียค่าใช้จ่ายต่ำที่สุด

ตารางที่ 4.3 การประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้น

สภาวะเงื่อนไข	ซีโอดีสุดท้าย (มก./ล.)	ทีโอซีสุดท้าย (มก./ล.)	ค่าสารเคมี (บาท)	ค่าไฟฟ้า (บาท)	ค่าใช้จ่ายรวม (บาท/ลบ.ม.)
1. H ₂ O ₂ 2,356 มก./ล. และ UV 240 วัตต์	207	95	104	1,086	1,190
2. H ₂ O ₂ 4,712 มก./ล. และ UV 180 วัตต์	150	39	232	869	1,101

บทที่ 5 สรุปผลการทดลอง

5.1 กระบวนการเฟนตอน

- ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ไม่สามารถออกซิไดซ์สารมลพิษอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำออกจากระบบบำบัดขั้นสองทางชีวภาพของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมในนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง ได้อย่างมีนัยสำคัญ แสดงให้เห็นว่าศักยภาพออกซิเดชันของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ยังไม่สูงพอ

- กระบวนการสร้างและรวมตะกอนที่เกิดขึ้นจากการเติมอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ได้ประมาณร้อยละ 10 โดยส่วนใหญ่จะเป็นสารที่มีโครงสร้างโมเลกุลขนาดใหญ่

- สารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียไม่สามารถระเหยได้ง่ายที่พีเอช 2.0 อุณหภูมิ 25 เซลเซียส และ 1 ความดันบรรยากาศ

- อนุมูลอิสระไฮดรอกซิลที่เกิดขึ้นจากกระบวนการเฟนตอนภายใต้สภาวะที่ศึกษาสามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนได้เพียงร้อยละ 20 ทั้งนี้คาดว่าเป็นผลมาจากการรบกวนของอนุมูลคลอไรด์และอนุมูลไดไฮโดรเจนพอสเฟตในน้ำเสีย อย่างไรก็ตามหากทำกระบวนการเฟนตอนซ้ำเพื่อให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์มีโอกาสทำปฏิกิริยากันที่ความเข้มข้นสูงๆจะสามารถลดสารอินทรีย์คาร์บอนได้เพิ่มขึ้น โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงสุดอยู่ที่ร้อยละ 45 เมื่อมีการทำซ้ำ 3 ครั้งที่ความเข้มข้นของอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 1,000 และ 7,500 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ การทำซ้ำครั้งที่ 4 ไม่สามารถทำให้สารอินทรีย์คาร์บอนลดลงได้อีก

- ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของกระบวนการเฟนตอนแบบทำซ้ำที่ความเข้มข้นของอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 1,000 และ 7,500 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับสูงถึงร้อยละ 75 ในการทำซ้ำครั้งที่ 4 ถึงแม้ว่าสารอินทรีย์คาร์บอนจะไม่ลดลงแล้วก็ตาม ซึ่งให้เห็นว่าสารมลพิษอินทรีย์ที่เหลืออยู่ไม่สามารถถูกออกซิไดซ์โดยสมบูรณ์ได้ แต่สามารถทำปฏิกิริยาเกิดเป็นสารตัวกลาง (Intermediates) ที่มีสัดส่วนของออกซิเจนต่อคาร์บอนสูงขึ้น

- เพื่อให้สามารถลดซีโอดีจากสูงกว่า 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตรให้เหลือต่ำกว่า 750 มิลลิกรัมต่อลิตรอันเป็นมาตรฐานของการนิคมอุตสาหกรรมแห่งประเทศไทย จำเป็นต้องทำกระบวนการเฟนตอนที่ความเข้มข้นของอนุมูลเพอร์ร็อกไซด์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 1,000 และ 7,500 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ 5 ครั้งซึ่งจะเสียค่าใช้จ่ายในด้านของสารเคมีประมาณ 1,700 บาทต่อลูกบาศก์เมตร และเกิดสลัดจ์แห้งจากกระบวนการเฟนตอนที่ต้องนำไปกำจัดต่อไปอีกประมาณ 38 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

5.2 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์

- การรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ไม่มีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดขั้นสองด้วยกระบวนการทางชีวภาพของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่นิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง เนื่องจากเหล็กประจุศูนย์จะทำปฏิกิริยากับโมเลกุลของน้ำก่อนสารมลพิษอินทรีย์ส่วนใหญ่ ทำให้ไม่เกิดการลดของสารอินทรีย์และซีโอดีอย่างมีนัยสำคัญ

- เหล็กประจุนสามารถทำปฏิกิริยารีดอกซ์กับสารมลพิษอินทรีย์ที่ก่อให้เกิดสีในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพที่พีเอช 7.0 ถ้ามีปริมาณมากพอ

5.3 กระบวนการยูวีและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

- สารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยกระบวนการตกตะกอนผลึกไฮดรอกไซด์ของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมที่จังหวัดราชบุรีไม่สามารถถูกออกซิไดซ์อย่างสมบูรณ์ได้ด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์หรือแสงยูวีแต่เพียงอย่างเดียวอย่างใดอย่างหนึ่ง

- สารมลพิษอินทรีย์ในน้ำเสียไม่สามารถระเหยง่ายง่ายที่ อุณหภูมิ 25 เซลเซียส 1 ความดันบรรยากาศ และพีเอช 3.0, 7.0 และ 8.9

- เมื่อพีเอชสูงขึ้นอยู่ในช่วงที่เป็นด่างจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนลดลงอันเนื่องมาจากการแย่งใช้ออกซิเจนอิสระไฮดรอกซิลของอนุมูลไฮดรอกไซด์และคาร์บอนเนตประสิทธิภาพที่พีเอช 3.0, 5.0 และ 7.0 มีค่าใกล้เคียงกันคือประมาณร้อยละ 70

- เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จาก 1,178 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 2,356 และ 4,712 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนสูงขึ้น โดยอัตราการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนจะเพิ่มขึ้นเมื่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นจาก 1,178 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 2,356 มิลลิกรัมต่อลิตร หลังจากนั้นจะมีค่าคงที่ไม่เพิ่มขึ้นอีกถึงแม้ว่าจะเพิ่มความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ แสดงให้เห็นว่าอัตราการกำจัดดังกล่าวเป็นอัตราสูงสุดภายใต้สภาวะต่างๆที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ การแบ่งเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สองครั้งให้ผลไม่แตกต่างจากการเติมครั้งเดียวที่ปริมาณรวมเท่ากัน

- การเพิ่มพลังงานของแสงยูวีจาก 60 วัตต์เป็น 120 วัตต์จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนสูงขึ้นอย่างเห็นได้ชัดกล่าวคือจากร้อยละ 40 เป็นร้อยละ 70 แต่ถ้าเพิ่มขึ้นเป็น 180 และ 240 วัตต์ตามลำดับจะให้ประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นอีกเพียงเล็กน้อยเท่านั้น

- สภาวะที่เหมาะสมที่สุดที่จะทำให้ซีโอดีในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วต่ำกว่าเกณฑ์ที่กำหนดของศูนย์กำจัดกากอุตสาหกรรมคือที่พีเอช 7 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 4,712 มิลลิกรัมต่อลิตร และพลังงานของแสงยูวีที่ 180 วัตต์ เป็นเวลา 240 นาที โดยสามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและซีโอดีลงเหลือ 39 และ 150 มิลลิกรัมต่อลิตรหรือคิดเป็นร้อยละ 88 และ 87 ตามลำดับ ซึ่งจะเสียค่าใช้จ่ายในรูปของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ กรดซัลฟูริก และแสงยูวีประมาณ 1,100 บาทต่อลูกบาศก์เมตร

เอกสารอ้างอิง

ชูโชติ สุธธิบริบาล (2544) ประสิทธิภาพของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (AOP) ร่วมกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (SBR) ในการบำบัดน้ำชะกากของหลุมฝังกลบแบบปลอดภัย วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมโยธา บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยมหานคร

ธีระดา โสลำพะอะ (2541) การลดซีโอดีของน้ำเสียจากโรงงานผลิตยาปฏิชีวนะโดยวิธีเฟนตอนรีเอเจนต์ วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี

Alanaizy, R. and Akegerman, A. (2000) Advanced Oxidation of Phenolic Compound, *Advances in Environmental Research*, 4(3), 233-244.

Andreozzi, R., Caprio, V., Insola, A. and Marotta, R. (2000) The Oxidation of Metol (N-Methyl-P-Aminaphenol) in Aqueous Solution by UV/H₂O₂ Photolysis, *Water Research*, 34(2), 463-472.

Bae, J.H., Kim, S.K. and Chang, H.S. (1997) Treatment of Landfill Leachate: Ammonia Removal via Nitrification and Denitrification via Fenton's Treatment Followed by Activated Sludge, *Water Science and Technology*, 36(12), 341-348.

Bozzi, A., Lopez, A., Mascolo, G. and Tiravant, G. (2002) Pharmaceuticals Degradation by UV and UV/H₂O₂ Treatment, *Water Supply*, 2(2), 19-26.

Chewpreecha, P. (2003) Degradation of Aniline by Fenton and Electro-Fenton Processes, Master Thesis, Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, King Mongkut's University of Technology Thonburi.

Dayan, H., Abrajano, T., Sturchio, N.C. and Winsor, L. (1999) Carbon Isotopic Fractionation During Reductive Dehalogenation of Chlorinated Ethenes by Metallic Iron, *Organic Geochemistry*, 30, 755-763.

Dombek, T., Dolan, E., Svultz, J. and Klarup, D. (2001) Rapid Reductive Dechlorination of Atrazine by Zero-valent Iron under Acidic Conditions, *Environmental Pollution*, 111, 21-27.

Gau, S.H. and Chang, F.S. (1996) Improved Fenton Method to Remove Recalcitrant Organics in Landfill Leachate, *Water Science and Technology*, 34(7-8), 455-462.

Ghauch, A., Rima, J., Amine, C. and Martin-Bouyer, M. (1999) Rapid Treatment of Water Contaminated with Atrazine and Parathion with Zero-Valent Iron, *Chemosphere*, 39(8), 1309-1315.

Ghauch, A. and Suptil, J. (2000) Remediation of s-Triazines Contaminated Water in a Laboratory Scale Apparatus Using Zero-valent Iron Powder, *Chemosphere*, 41(12), 1835-1843.

Ghauch, A., Gallet, C., Charef, A., Rima, J. and Martin-Bouyer, M. (2001) Reductive Degradation of Carbaryl in Water by Zero-valent Iron, *Chemosphere*, 42(4), 419-424.

Juang, L.C., Tseng, D.H. and Yang S.C. (1997) Treatment of Petrochemical Wastewater by UV/H₂O₂ Photodecomposed System, *Water Science and Technology*, 36(12), 357-365.

Kang, Y.W. and Hwang, K.Y. (2000) Effects of Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process, *Water Research*, 34(10), 2786-2790.

Kruithof, J.C., Kamp, P.C. and Belosevic, M. (2002) UV/H₂O₂-Treatment: The Ultimate Solution for Pesticide Control and Disinfection, *Water Supply*, 2(1), 113-122.

Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A. and Di Pinto, A.C. (2004) Fenton's Pre-Treatment of Mature Landfill Leachate, *Chemosphere*, 54(7), 1005-1010.

Lu, M.C., Chen, J.N., Chang, C.P. (1997) Effect of Inorganic Ions on the Oxidation of Dechlorvos Insecticide with Fenton's Reagent, *Chemosphere*, 35(10), 2285-2293.

Martin, S. and Fritz, H.F. (1997) Photochemical Degradation of Hydrophilic Xenobiotics in the UV/H₂O₂ Process: Influence of Nitrate on the Degradation Rate of EDTA, 4,4'-disulfonate-2, 2'-disulfonate, diphenyl-4-sulfonate and 2-amino-1-naphthalenesulfonate, *Water Research*, 31(11), 2885-2891.

Orlando, M., Rodolfo, J. and Alberto, E. (2001) Degradation Kinetics of 2,4-D in Water Employing Hydrogen Peroxide and UV Radiation, *Chemical Engineering Journal*, 82, 209-218.

Paulette, B.L. and Thomas, M. (2000) Kinetics of Methyl *Tert*-Butyl Ester Degradation and By-Product Formation During UV/Hydrogen Peroxide Water Treatment, *Water Research*, 34(8), 2233-2240.

Shuckrow, A., Addrew, J., Pajah, P. and Tounill, C.J. (1982) *Hazardous Waste Leachate Management*, 1st Ed., Noyes Data, 34-45.

Wang, G.S., Hsieh, S.T. and Hong, C.S. (2000) Destruction of Humic Acid in Water by UV Light-Catalyzed Oxidation with Hydrogen Peroxide, *Water Research*, 34(15), 3882-3887.

Yoon, J., Cho, S., Cho, Y. and Kim, S. (1998) The Characteristics of Coagulation of Fenton Reaction in the Removal of Landfill Leachate Organics, *Water Science and Technology*, 38(2), 209-214.

ภาคผนวก ก
บทความสำหรับการเผยแพร่