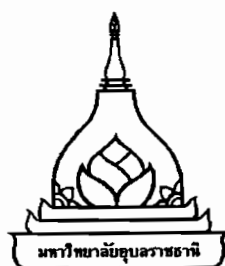




การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน

ณัฐพล พิมพ์พรมมา

การค้นคว้าอิสระนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี
ปีการศึกษา พ.ศ.2557
ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี



WASTEWATER TREATMENT FROM TAPIOCA STARCH WASTEWATER
BY FENTON PROCESS

NATTHAPHON PHIMPHROMMA

AN INDEPEDENT STUDY SUBMITTED IN PARTIAL FULLFILLMENT OF
THE REQUIREMENTS FOR THE DEGREE OF MASTER OF ENGINEERING
MAJOR IN ENVIRONMENTAL ENGINEERING
FACULTY OF ENGINEERING
UBONRATCHATHANI UNIVERSITY
ACADEMIC YEAR 2014

COPYRIGHT OF UBONRATCHATHANI UNIVERSITY



ใบรับรองการค้นคว้าอิสระ
มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี
ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์

เรื่อง การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน

ผู้วิจัย นายณัฐพล พิมพ์พรมมา

คณะกรรมการสอบ

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สมภพ สอนงราชภูมิ	ประธานกรรมการ
ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จักรกฤษณ์ อัมพูช	กรรมการ
ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.กรรณิกา รัตน์พงศ์เสนา	กรรมการ

อาจารย์ที่ปรึกษา

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จักรกฤษณ์ อัมพูช)

(รองศาสตราจารย์ ดร.กุลเชษฐ์ เพียรทอง)
คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์

(รองศาสตราจารย์ ดร.อริยาภรณ์ พงษ์รัตน์)
รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการ

ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี
ปีการศึกษา 2557

กิตติกรรมประกาศ

การวิจัยเรื่อง “การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน” สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดีจากความช่วยเหลืออย่างดียิ่งจากหลายฝ่าย ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จักรกฤษณ์ อัมพูช อาจารย์ที่ปรึกษาค้นคว้าอิสระที่ได้สละเวลาให้คำปรึกษา ถ่ายทอดความรู้ต่าง ๆ ให้ความช่วยเหลือในการดำเนินงาน แนะนำแนวทางการแก้ไขปัญหา ให้ข้อคิดเห็น อบรมสั่งสอน ตรวจสอบและแก้ไขข้อบกพร่องต่าง ๆ ในการทำวิจัยในครั้งนี้ จนสำเร็จลุล่วงไปด้วยดี รวมทั้งผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.กรรณิกา รัตนพงศ์เลขา และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สมภพ สอนองราชฤทธิ์ อาจารย์กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาสละเวลาช่วยเหลือในการให้คำแนะนำในการแก้ไขค้นคว้าอิสระ

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี และคณาจารย์ทุกท่าน ที่ถ่ายทอดวิชาความรู้ต่าง ๆ ให้ความช่วยเหลือ อบรมสั่งสอน รวมถึงเจ้าหน้าที่ธุรการบัณฑิตศึกษา สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ที่กรุณาช่วยเหลือในระหว่างดำเนินงานวิทยานิพนธ์ครั้งนี้ และขอขอบคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ เครื่องมือและอุปกรณ์ต่าง ๆ และที่สำคัญขอขอบคุณ บริษัท เอี่ยมศิริแป้งมัน จำกัด ที่ให้ความอนุเคราะห์ในการเก็บน้ำตัวอย่างมาใช้ในการทดลองเป็นอย่างดี

ขอขอบคุณครอบครัว เพื่อน ๆ นักศึกษาปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ที่คอยให้กำลังใจและช่วยเหลือในการทำงานวิจัยด้วยดีตลอดมา ขอขอบพระคุณหลักสูตรบัณฑิตศึกษา สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ท้ายนี้ ขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา ที่คอยสนับสนุนในทุก ๆ ด้านทุก ๆ เรื่องของชีวิต ให้ความรัก สติ และเป็นกำลังใจที่สำคัญ จนสามารถทำทุกสิ่งทุกอย่างได้ตามที่มุ่งหวัง

ณัฐพล พิมพ์พรมมา

ผู้วิจัย

บทคัดย่อ

เรื่อง : การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแบริ่งน้ำมันสำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน
 ผู้วิจัย : ญัฐพล พิมพ์พรมมา
 ชื่อปริญญา : วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
 สาขาวิชา : วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
 อาจารย์ที่ปรึกษา: ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จักรกฤษณ์ อัมพูช
 คำสำคัญ : กระบวนการเฟนตัน, น้ำเสียโรงงานแบริ่งน้ำมันสำปะหลัง, ซีโอดี, ของแข็งแขวนลอย, ของแข็งละลายน้ำ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD SS และ TDS และศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดน้ำทิ้งจากระบบ UASB ของโรงงานแบริ่งน้ำมันสำปะหลังแห่งหนึ่งของจังหวัดศรีสะเกษด้วยกระบวนการเฟนตัน ค่าพารามิเตอร์ตั้งต้นได้แก่ COD เฉลี่ยเท่ากับ $1,633 \pm 211$ มิลลิกรัมต่อลิตร SS เฉลี่ยเท่ากับ $1,032 \pm 157$ มิลลิกรัมต่อลิตร และ TDS เฉลี่ยเท่ากับ $1,420 \pm 104$ มิลลิกรัมต่อลิตร การทดลองแบ่งออกเป็น 3 ขั้นตอนคือ ขั้นตอนที่ 1 ศึกษาค่าอิทธิพลของเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด โดยนำน้ำเสีย 500 มิลลิิตร มาทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ตั้งต้นต่าง ๆ แล้วทำการปรับค่า pH ให้ได้ pH 3 เติมสาร H_2O_2 และ Fe^{2+} อย่างละ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำการกวนผสมด้วยจาร์เทสต์ที่ 120 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 60 90 และ 120 นาที ตามลำดับ ตั้งทิ้งไว้ 30 นาที ให้ตกตะกอน พบว่าเวลาสัมผัสที่ให้ประสิทธิภาพสูงสุดคือ 120 นาที ขั้นตอนที่ 2 ศึกษาอิทธิพลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด ทำการทดลองในลักษณะเดียวกับขั้นตอนที่ 1 แต่ทำการปรับเปลี่ยนค่า pH ในช่วง 3-7 กวนผสมเป็นเวลา 120 นาที พบว่า pH ที่มีประสิทธิภาพการกำจัดสูงที่สุดที่ pH 5 ขั้นตอนที่ 3 ศึกษาอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการกำจัด ทำการทดลองในลักษณะเดียวกับขั้นตอนที่ 1 แต่ทำการเปลี่ยนอัตราส่วนของ $H_2O_2 : Fe^{2+}$ เป็น 7,500: 1,000 1,000: 1,000 และ 1,000: 7,500 มิลลิกรัมต่อลิตร: มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เป็นเวลา 120 นาที ที่ pH 5 พบว่าอัตราส่วนที่มีประสิทธิภาพการกำจัดที่สูงที่สุดคือ 1,000: 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร: มิลลิกรัมต่อลิตร กระบวนการเฟนตันสามารถกำจัดค่า COD สูงสุดถึง $90.32 \pm 0.30\%$ กำจัด SS ได้ $96.77 \pm 0.29\%$ แต่จะมีค่า TDS สูงขึ้นหลังจากการบำบัด สุดท้ายเมื่อผ่านกระบวนการเฟนตันแล้วค่า COD จะลดลงเหลือ 180 ± 5.65 มิลลิกรัมต่อลิตร SS เหลือ 37 ± 2.82 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วน TDS เพิ่มขึ้นเป็น $1,704 \pm 19.79$ มิลลิกรัมต่อลิตร แต่อย่างไรก็ตามค่า COD ยังไม่ผ่านมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง จำเป็นต้องมีระบบบำบัดเพิ่มเติมเช่น การตกตะกอน หรือ การกรอง เป็นต้น

ABSTRACT

TITLE : WASTEWATER TREATMENT FROM TAPIOCA STARCH WASTEWATER BY FENTON PROCESS

AUTHOR : NATTHAPHON PHIMPHROMMA

DEGREE : MASTER OF ENGINEERING

MAJOR : ENVIRONMENTAL ENGINEERING

ADVISOR : ASST. PROF. CHAKKRIT UMPUCH, Ph.D.

KEYWORDS : FENTON PROCESS, TAPIOCA STARCH WASTEWATER, CHEMICAL OXYGEN DEMAND, SUSPENDED SOLIDS, TOTAL DISSOLVED SOLIDS

The objective of this research was to investigate the removal efficiency of COD, SS, and TDS of the effluent from the UASB of a tapioca starch in Srisaket province using Fenton process. The factors affecting the treatment process was also studied. The mean values of COD, SS, and TDS in the effluent from UASB were $1,633\pm 211$, $1,192\pm 157$, and $1,540\pm 104$ mg/l, respectively. The experiment was divided into three parts. First, the influence of contact time on the disposal efficiency was conducted. The initial pH of 500 ml of water sample was adjusted to pH 3 and then added 1,000 mg/l of H_2O_2 and 1,000 mg/l of Fe^{2+} into the solution. Then it was stirred in a jar test at constant speed of 120 rpm. The contact time was varied between 30-120 minutes. After sampling, the samples were left for 30 minutes for settling. The highest removal efficiency was obtained at 120 minutes. Second, the effect of pH was investigated. The procedure was carried out as described in the first part, but the pH was varied between 3 to 7 and the contact time was set at 120 min. The highest removal efficiency was obtained at pH 5. Third, the influence of concentration ratio of H_2O_2 to Fe^{2+} was performed. The experiment was carried out in the same manner as the first part but the concentration ratio of H_2O_2 : Fe^{2+} was varied as 7,500:1,000, 1,000:1,000, and 1,000: 7,500 mg/ l: mg/ l and the contact time was set at 120 min and pH 5. The highest removal efficient was obtained at the ratio of 1,000: 1,000 mg/l: mg/l. At this optimum condition, the COD and SS were removed up to $90.32\pm 0.30\%$ and $96.77\pm 0.29\%$, respectively, while TDS increased. Therefore, Fenton process could be

an effective method for tapioca starch wastewater treatment. However, the COD still exceeded the standards thus additional treatment step such as sedimentation or filtration would be needed.

สารบัญ

	หน้า
กิตติกรรมประกาศ	ก
บทคัดย่อภาษาไทย	ข
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ	ค
สารบัญ	จ
สารบัญตาราง	ช
สารบัญภาพ	ฉ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	ฎ
บทที่ 1 บทนำ	
1.1 ที่มาและความสำคัญ	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย	2
1.3 สมมติฐาน	2
1.4 ขอบเขตของการวิจัย	2
1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	3
1.6 สถานที่ทำการวิจัย	3
บทที่ 2 ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	
2.1 คุณสมบัติน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง	4
2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย	5
2.3 ขั้นตอนในการบำบัดน้ำเสีย	7
2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียในโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง	8
2.5 กระบวนการออกซิเดชัน (Chemical oxidation)	10
2.6 ปฏิกริยาเฟนตัน	14
2.7 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำให้เกิดปฏิกริยาเฟนตัน	18
2.8 ดัชนีชี้วัดประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย	20
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย	
3.1 สารเคมี อุปกรณ์และเครื่องมือที่ใช้ในการศึกษา	22
3.2 กรอบงานวิจัย	23
3.3 วิธีเตรียมสารละลาย	25

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า	
3.4	วิธีดำเนินการศึกษา	25
3.5	วิธีวิเคราะห์	27
บทที่ 4 ผลการวิจัย		
4.1	คุณสมบัติน้ำเสียโรงงานแปงมันสำหรับหลัง	30
4.2	ผลการศึกษาค่าอิทธิพลของเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด	31
4.3	ผลการศึกษาค่าอิทธิพลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด	35
4.4	ผลการศึกษาค่าอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 และ Fe^{2+} ต่อ ประสิทธิภาพการกำจัด	39
4.5	ประเมินค่าใช้จ่าย	44
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัย และข้อเสนอแนะ		
5.1	ผลการศึกษาค่าอิทธิพลของปัจจัยต่าง ๆ ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแปง มันสำหรับหลังด้วยกระบวนการเฟนตันมัน	46
5.2	ผลการศึกษาสภาวะที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแปง มันสำหรับหลังสูงสุดด้วยกระบวนการเฟนตัน	46
5.3	ต้นทุนค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย	47
5.4	ข้อเสนอแนะ	47
เอกสารอ้างอิง		48
ภาคผนวก		
ก	ตารางข้อมูล	53
ข	วิธีวิเคราะห์	60
ค	วิธีคำนวณ	65
ง	มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงาน อุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม	68
ประวัติผู้วิจัย		70

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
2.1	ค่าเฉลี่ยของลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากโรงงานผลิตแอมโมเนียสำหรับปุ๋ย	4
4.1	คุณสมบัติน้ำเสียโรงงานแอมโมเนียสำหรับปุ๋ย	30
4.2	เปรียบเทียบค่าคุณภาพน้ำเสียเฉลี่ย	44
4.3	ต้นทุนค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย	44
ก.1	อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อค่าความเข้มข้นของ COD ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l)	54
ก.2	อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อค่าความเข้มข้นของ SS ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l)	54
ก.3	อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อค่าความเข้มข้นของ TDS ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l)	55
ก.4	ค่า pH ก่อนและหลังการทดลอง ขั้นตอนการศึกษาเวลาสัมผัสที่เหมาะสม ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) pH3	55
ก.5	อิทธิพลของค่า pH ต่อค่าความเข้มข้นของ COD ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) เวลา 120 นาที	56
ก.6	อิทธิพลของค่า pH ต่อค่าความเข้มข้นของ SS ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) เวลา 120 นาที	56
ก.7	อิทธิพลของค่า pH ต่อค่าความเข้มข้นของ TDS ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) เวลา 120 นาที	57
ก.8	ค่า pH ก่อนและหลังการทดลอง ขั้นตอนการศึกษา pH ที่เหมาะสม ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) เวลา 120 นาที	57
ก.9	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ ต่อค่าความเข้มข้นของ COD ที่ pH5 เวลา 120 นาที	58
ก.10	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ ต่อค่าความเข้มข้นของ SS ที่ pH5 เวลา 120 นาที	58
ก.11	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ ต่อค่าความเข้มข้นของ TDS ที่ pH5 เวลา 120 นาที	58

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
ก.12	ค่า pH ก่อนและหลังการทดลอง ขั้นตอนอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ที่เหมาะสม ที่ pH5 เวลา 120 นาที	59
ง.1	ประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 3 (พ.ศ. 2539) เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงาน อุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม	69

สารบัญภาพ

ภาพที่	หน้า
3.1 ชุมการทดลอง	24
3.2 แผนภาพขั้นตอนการวิจัย	24
4.1 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อปริมาณความเข้มข้น COD เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/	31
4.2 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อปริมาณความเข้มข้น SS เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/	32
4.3 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อปริมาณความเข้มข้น TDS เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/	32
4.4 อิทธิพลเวลาสัมผัสที่ต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/	33
4.5 อิทธิพลเวลาสัมผัสที่ต่อประสิทธิภาพการกำจัด SS เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/	33
4.6 อิทธิพลเวลาสัมผัสที่ต่อเปอร์เซ็นต์การเพิ่มขึ้นของ TDS เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/	34
4.7 อิทธิพลของค่า pH ต่อปริมาณความเข้มข้น COD เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที	35
4.8 อิทธิพลของค่า pH ต่อปริมาณความเข้มข้น SS เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที	35
4.9 อิทธิพลของค่า pH ต่อปริมาณความเข้มข้น TDS เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที	36
4.10 อิทธิพลของค่า pH ต่อ ประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที	37
4.11 อิทธิพลของค่า pH ต่อ ประสิทธิภาพการกำจัด SS เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที	37
4.12 อิทธิพลของค่า pH ต่อเปอร์เซ็นต์การเพิ่มขึ้นของ TDS เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H ₂ O ₂ : Fe ²⁺ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที	38

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
4.13	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อปริมาณความเข้มข้น COD เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที	39
4.14	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อปริมาณความเข้มข้น SS เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที	40
4.15	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อปริมาณความเข้มข้น TDS เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที	40
4.16	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที	41
4.17	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อประสิทธิภาพการกำจัด SS เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที	42
4.18	อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อเปอร์เซ็นต์การเพิ่มขึ้นของ TDS เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที	42
4.19	ก) ก่อนการทดลอง ข) หลังการทดลอง	43

คำอธิบายสัญลักษณ์และอักษรย่อ

สัญลักษณ์และอักษรย่อ	ความหมาย
COD	ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำเสีย
SS	ของแข็งแขวนลอย
TDS	ของแข็งละลายน้ำทั้งหมด
ml	มิลลิลิตร
mg	มิลลิกรัม
mg/l	มิลลิกรัมต่อลิตร
g/l	กรัมต่อลิตร

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

มันสำปะหลัง (*Manihot esculenta Crantz*) เป็นพืชเศรษฐกิจที่สำคัญอย่างหนึ่งของประเทศไทย ภาคตะวันออกเฉียงเหนือเป็นพื้นที่ที่มีการปลูกมันสำปะหลังเป็นจำนวนมาก และโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังก็มีเป็นจำนวนมากด้วยเช่นกัน โรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังเหล่านี้ใช้น้ำปริมาณมาก จึงก่อให้เกิดน้ำเสียเป็นปริมาณมาก การผลิตแป้งมันสำปะหลัง 1 ตัน ก่อให้เกิดน้ำเสียประมาณ 10 – 20 m³ และมีภาระความสกปรกของสารอินทรีย์สูง ค่าซีโอดีประมาณ 13,000 – 40,000 mg/l (ธนารัตน์ วรสูตร และสมคิด วงศ์ไชยสุวรรณ, 2550) ถ้าโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังปล่อยน้ำเสียที่ยังไม่ผ่านการบำบัดลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะจะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม ก่อให้เกิดปัญหามลภาวะทางน้ำ ดังนั้น จึงมีความจำเป็นต้องมีระบบบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพเพื่อปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งก่อนระบายลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ

การบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมมีหลากหลายวิธีไม่ว่าจะเป็นการบำบัดทางกายภาพ (Physical Treatment) การบำบัดทางเคมี (Chemical Treatment) การบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment) ระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังที่นิยมใช้กันมากในประเทศไทย คือ ระบบบ่อหมักและบ่อปรับเสถียร โดยปัจจุบันโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังใช้กระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียที่มีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงเช่น ระบบ UASB และ ABR ซึ่งใช้เวลาและพื้นที่ในการบำบัดค่อนข้างมาก น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบ UASB ยังมีคุณภาพน้ำทิ้งสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานที่รัฐบาลกำหนด ซึ่งมีปริมาณสารอินทรีย์หรือ ค่า COD สูงมาก จึงต้องเลือกใช้วิธีการเฟนตันมาประยุกต์ใช้เนื่องจากเป็นวิธีที่สามารถลดค่า COD ได้ดี การบำบัดน้ำเสียโดยกระบวนการเฟนตัน เป็นการบำบัดโดยปฏิกิริยาออกซิเดชัน (oxidation) ร่วมกับสารอินทรีย์ ซึ่งใช้เวลาในการเกิดปฏิกิริยาน้อยกว่าทางชีวภาพและช่วยลดค่าซีโอดีได้สูง

สารเคมีเฟนตัน (Fenton's reagent) เป็นสารเคมีที่ผสมกันระหว่าง H₂O₂ กับ Fe²⁺ ซึ่งทำปฏิกิริยากันได้อนุมูลอิสระไฮดรอกซิล (OH[•], Hydroxyl Radicle) เกิดขึ้น โดยอนุมูลอิสระนี้มีศักย์ออกซิเดชัน (Oxidation Potiential) สูง (Jin et al. 2012) ทำให้มีการนำสารเฟนตันไปใช้งานกันอย่างแพร่หลาย เนื่องจากกระบวนการเฟนตันสามารถบำบัดน้ำเสีย และลดค่า COD ได้อย่างมีประสิทธิภาพ สอดคล้องกับงานวิจัยของ ณัชชารีย์ ธนกรจิตติพัฒน์ (2555) ที่ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียโรงอาหาร ด้วยกระบวนการเฟนตันพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD เท่ากับ 83.29% SS เท่ากับ 99.03%

TDS เท่ากับ 71.13% Niina and Marina (2011) ทำการศึกษาน้ำเสียจากโรงงานแปรรูปอาหารเพื่อขจัดสารแขวนลอยและเพื่อปรับปรุงคุณภาพโดยรวมของระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปอาหารโดยใช้กระบวนการเฟนตัน ผลศึกษาพบว่ากระบวนการเฟนตันออกซิเดชันช่วยลดสารอินทรีย์และช่วยเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของน้ำทิ้ง การศึกษาครั้งนี้จึงคาดว่าจะสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์โรงงานแปรรูปน้ำมันสำปะหลังได้

การศึกษาวิจัยครั้งนี้จึงได้ทำการศึกษาระบบการเฟนตันในการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการลดค่า COD TDS และSS รวมทั้งศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสีย เพื่อเป็นแนวทางให้กับโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังและชุมชนให้มีคุณภาพชีวิตที่ดีขึ้น และสามารถบำบัดน้ำเสียเป็นไปตามมาตรฐานน้ำทิ้งผ่านการบำบัดของกรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติต่อไป

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาอิทธิพลของปัจจัยต่าง ๆ ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของกระบวนการเฟนตัน

1.2.2 เพื่อศึกษาสภาวะที่มีประสิทธิภาพการกำจัดสูงที่สุดในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตัน

1.3 สมมติฐาน

1.3.1 กระบวนการเฟนตันสามารถลดค่า COD SS และ TDS ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังได้ เนื่องจากมีอนุโมลอิสระของไฮดรอกซิลที่มีความสามารถในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์สูง

1.3.2 ปัจจัยต่างๆเช่น ค่าพีเอช ระยะเวลา สัดส่วนความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อความเข้มข้นของเฟอร์รัส ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตันได้ เนื่องจากปัจจัยต่าง ๆ ข้างต้นอาจส่งผลกระทบต่อปริมาณของอนุโมลอิสระไฮดรอกซิลได้

1.4 ขอบเขตของการวิจัย

1.4.1 ตัวอย่างน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองการบำบัดน้ำเสียโดยกระบวนการเฟนตัน เป็นน้ำทิ้งที่ผ่านกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแล้วจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังแห่งหนึ่งในจังหวัดศรีสะเกษ โดยเก็บน้ำเสียแบบจ้วงในช่วงเดือนธันวาคม พ.ศ. 2557 ถึง มีนาคม พ.ศ. 2558 จำนวน 15 ลิตร เก็บตัวอย่างทั้งสิ้น 3 ครั้ง

1.4.2 ศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียโดยมีค่าแปรผันดังนี้

- 1.4.2.1 ระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาที่เวลา 30 60 90 และ 120 นาที ตามลำดับ
- 1.4.2.2 อัตราการกวนคงที่ที่ความเร็วรอบ 120 รอบต่อนาที
- 1.4.2.3 ค่า pH ของน้ำเสียโดยทำการศึกษาที่ระดับ pH เริ่มต้น pH3 pH5 และ pH7
- 1.4.2.4 สัดส่วนความเข้มข้นของ H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} โดยค่าความเข้มข้นของสารได้แก่ 7,500: 1,000 1,000: 1,000 และ 1,000: 7,500 mg/l: mg/l ตามลำดับ
- 1.4.2.5 ค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ก่อนและหลังกระบวนการบำบัด คือ pH COD SS และ TDS

1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.5.1 ทราบถึงประสิทธิภาพการลดค่า COD SS และ TDS ของน้ำเสียจากโรงงานผลิตแอมโมเนีย
สำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน
- 1.5.2 สามารถบำบัดน้ำเสียจนมีคุณภาพน้ำเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง
- 1.5.3 ทราบถึงปัจจัยต่างๆ ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตแอมโมเนีย
สำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน
- 1.5.4 ผลการวิจัยที่ได้สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียในโรงงานผลิตแอมโมเนีย
สำปะหลังและสามารถบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมอื่นๆได้

1.6 สถานที่ทำการวิจัย

ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

บทที่ 2

ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 คุณสมบัติน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง

อุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังเป็นอุตสาหกรรมที่มีน้ำในกระบวนการผลิตเป็นปริมาณมาก ส่งผลให้น้ำที่ใช้เกือบทั้งหมดกลายเป็นน้ำเสีย และน้ำอีกส่วนหนึ่งจะสูญหายไปในการบวนการสไลด์แห้งและอบแห้ง ส่วนลักษณะสมบัติของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบมีค่าความสกปรกในรูปบีโอดี ซีโอดีและปริมาณของแข็งค่อนข้างสูง ส่วนไนโตรเจนทั้งหมดมีปริมาณค่อนข้างต่ำ ทั้งนี้แสดงให้เห็นว่าองค์ประกอบในน้ำเสียดังกล่าวส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ ซึ่งจากการศึกษาของโสภิตา บุญอเนกทรัพย์ (2541) พบว่าลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังมีค่าดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ค่าเฉลี่ยของลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง

พารามิเตอร์	โรงงานขนาดเล็ก	โรงงานขนาดกลาง	โรงงานขนาดใหญ่	มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม
pH	4.75	4.69	6.33	5.5-9.0
COD (mg/l)	13,000	15,000	19,300	400
BOD (mg/l)	6,465	10,555	12,645	60
TKN (mg/l)	228	248	512	200
TS (mg/l)	13,030	12,550	19,845	-
SS (mg/l)	7,445	5,790	6,990	150
TDS (mg/l)	5,580	6,820	12,850	5000

ที่มา: โสภิตา บุญอเนกทรัพย์ (2541)

จากตารางที่ 2.1 พบว่าน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังที่ทำการศึกษาลงอยู่ในประเภทของโรงงานขนาดใหญ่ โดยค่าพารามิเตอร์ส่วนใหญ่ไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม จึงต้องมีการบำบัดด้วยระบบที่มีความเหมาะสมและให้ประสิทธิภาพที่ดีเพื่อสามารถปล่อยน้ำทิ้งลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติได้

การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังเป็นการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนสารอินทรีย์ซึ่งพบว่าสามารถบำบัดได้โดยแบ่งออกเป็นวิธีการบำบัดทางกายภาพ (Physical treatment) วิธีการบำบัดทางเคมี (Chemical treatment) วิธีการบำบัดทางชีววิทยา (Biological treatment) และวิธีการบำบัดทางกายภาพ-เคมี สำหรับอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพนับเป็นวิธีการที่เหมาะสมเนื่องจากของเสียอยู่ในรูปสาร อินทรีย์และสารอินทรีย์เหล่านั้นสามารถเป็นอาหารให้จุลินทรีย์ได้ตีระบบบำบัดทางชีวภาพแบ่งตามแบคทีเรียที่ใช้ได้เป็น 2 ชนิด คือ Autotrophic bacteria และ Heterotrophic bacteria

(1) Autotrophic bacteria แบคทีเรียชนิดนี้จะใช้ออกซิเจนอิสระ (Free oxygen) เฝ้าผลาญสารอินทรีย์เพื่อให้ได้พลังงานและจะใช้คาร์บอนไดออกไซด์ ได้แก่ nitrifying bacteria สามารถเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรด

(2) Heterotrophic bacteria แบคทีเรียประเภทนี้ได้พลังงานและธาตุคาร์บอนจากสารอินทรีย์ แบ่งออกเป็น 3 ชนิด ได้แก่ Aerobic bacteria Facultative bacteria และ Anaerobic bacteria ชนิดนี้ไม่สามารถเติบโตได้เมื่อมีออกซิเจน

2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสียเป็นกระบวนการกำจัดสิ่งเจือปนหรือลดความเป็นพิษในน้ำเสีย ทั้งนี้กระบวนการบำบัดจึงมีหลายวิธีในการเลือกมาใช้ ขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสียที่ต้องการบำบัด ตลอดจนลักษณะความเป็นพิษของสารในน้ำเสีย (ภิญโญ พานิชพันธ์ และคณะ, 2557) ดังนั้นกระบวนการบำบัดน้ำเสียจึงจำแนกได้ดังนี้

2.2.1 กระบวนการทางเคมี (chemical process)

เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยการแยกสารต่างๆ หรือสิ่งปนเปื้อนในน้ำเสียที่บำบัด เช่น โลหะหนัก สารพิษ สภาพความเป็นกรด ต่างสูงๆ ที่ปนเปื้อนอยู่ ด้วยการเติมสารเคมีต่าง ๆ ลงไปเพื่อให้เข้าไปทำปฏิกิริยาซึ่งจะมีประโยชน์ในการแยกสาร แต่วิธีนี้มีข้อเสียคือ เมื่อเติมสารเคมีลงในน้ำเสียแล้ว ทำให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและวิธีนี้จะมีค่าใช้จ่ายสำหรับสารเคมีค่อนข้างสูง ดังนั้นกระบวนการทางเคมีจะเลือกใช้ก็ต่อเมื่อน้ำเสียไม่สามารถบำบัดได้ด้วยกระบวนการทางกายภาพหรือชีวภาพ

2.2.1.1 การทำให้เกิดตะกอน (precipitation) อาศัยหลักการเติมสารเคมีลงไปทำปฏิกิริยาทำให้เกิดกลุ่มตะกอนตกลงมา โดยทั่วไปสารแขวนลอยจะมีประจุลบ ดังนั้นสารเคมีที่เติมลงไปจึงเป็นประจวบเพื่อทำให้เป็นกลาง การแยกด้วยวิธีนี้มีค่าใช้จ่ายสูงแต่ก็มีประสิทธิภาพสูงเช่นกัน ดังนั้นวิธีนี้จะเลือกใช้ต่อเมื่อไม่สามารถ แยกได้โดยกระบวนการทางชีวภาพหรือกายภาพ

2.2.1.2 การเกิดออกซิเดชันทางเคมี (chemical oxidation) อาศัยหลักการเสียอิเล็กตรอนของอะตอมให้แก่สารเคมีที่เติมลงไปใต้น้ำเสีย โดยสารเคมีนี้จะทำหน้าที่เป็นตัวออกซิไดซ์ (oxidizing agent) ส่วนมากวิธีนี้จะนิยมใช้เปลี่ยนโมเลกุลของโลหะที่เป็นพิษ

2.2.1.3 การเกิดรีดักชันทางเคมี (chemical reduction) เป็นปฏิกิริยาที่มีการรับอิเล็กตรอน วิธีการนี้เป็นการเปลี่ยนสภาพของสารพิษไปเป็นสารที่มีอันตรายน้อยลง อะตอมหรือไอออนของสารพิษจะรับอิเล็กตรอนจากสารเคมีที่เติมลงไปซึ่งมีสมบัติเป็นตัวรีดิวซ์ (reducing agent) เช่น การเปลี่ยน Cr^{6+} ซึ่งมีพิษมากไปเป็น Cr^{3+} ด้วยเฟอร์รัสซัลเฟต ($FeSO_4$) ในสภาพที่เป็นกรด

2.2.1.4 การสะเทิน (neutralization) เป็นการเปลี่ยนค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ของน้ำเสียให้มีฤทธิ์เป็นกลาง (pH = 7) ถ้าต้องการปรับค่าน้ำเสียที่มีฤทธิ์เป็นกรด (pH < 7) ในน้ำเสียให้สูงขึ้นต้องเติมสารที่มีฤทธิ์เป็นด่าง เช่น แคลเซียมคาร์บอเนตหรือโซเดียมไฮดรอกไซด์ ส่วนกรณีที่ต้องการปรับน้ำเสียมีฤทธิ์เป็นด่าง (pH > 7) ให้มีค่า pH ต่ำลงจะต้องเติมกรด เช่น กรดซัลฟิวริก กรดไนตริก กรดเกลือและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น

2.2.2 กระบวนการทางชีววิทยา (Biological Process)

กระบวนการทางชีววิทยา (biological process) เป็นการอาศัยหลักการใช้จุลินทรีย์ต่าง ๆ มาทำการย่อยสลายเปลี่ยนอินทรีย์สารไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และแอมโมเนีย เป็นการบำบัดน้ำเสียที่ดีที่สุดในแง่ของการลดปริมาณสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ แต่หลักการนี้เลือกสภาวะแวดล้อมให้เหมาะกับการทำงานของจุลินทรีย์ โดยสัมพันธ์กับปริมาณของจุลินทรีย์และเวลาที่ใช้ในการย่อยสลาย แบคทีเรียที่เลือกใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์แยกออกได้เป็น 2 ประเภท ได้แก่ กลุ่มแรกคือแบคทีเรียที่ต้องใช้ออกซิเจน (aerobic bacteria) ส่วนกลุ่มที่ 2 คือ พวกไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic bacteria)

2.2.3 กระบวนการทางกายภาพ (physical process)

เป็นการบำบัดน้ำเสียอย่างง่ายซึ่งจะแยกของแข็งที่ไม่ละลายน้ำออก วิธีนี้จะแยกตะกอนได้ประมาณ 50-65 % ส่วนเรื่องการแยกความสกปรกในรูปของสารอินทรีย์ (BOD_5) สามารถแยกได้ 20-30 % เท่านั้น วิธีการต่าง ๆ ในกระบวนการทางกายภาพ เช่น

2.2.3.1 การดักด้วยตะแกรง (screening) เป็นการแยกเศษขยะต่าง ๆ ที่มากับน้ำเสีย เช่น เศษไม้ ถูพลาสติก กระจดาช ตะแกรงมีหลายขนาด การดักด้วยตะแกรงจึงเป็นการแยกขั้นตอนแรกในการบำบัดน้ำเสีย

2.2.3.2 การตัดย่อย (combination) คือ การใช้เครื่องตัดทำลายเศษขยะขนาดใหญ่ให้มีขนาดเล็กลง

2.2.3.3 การกวาด (skimming) เป็นการกำจัดน้ำมันและไขมันโดยทำการดักหรือกวาดออกจากน้ำเสีย

2.2.3.4 การทำให้ลอย (floating) จะใช้กับตะกอนที่มีความถ่วงจำเพาะน้อยกว่าน้ำ

2.2.3.5 การตกตะกอน (sedimentation) เป็นการแยกตะกอนออกจากน้ำเสียโดยอาศัยหลักการเรื่องแรงโน้มถ่วงซึ่งจะใช้กับตะกอนที่มีความถ่วงจำเพาะมากกว่าน้ำ

2.2.4 กระบวนการทางกายภาพเคมี (physical-chemical process)

เป็นกระบวนการที่ต้องมีอุปกรณ์ช่วยมากกว่ากระบวนการที่กล่าวมา ซึ่งกระบวนการนี้จะใช้ในขั้นตอนสุดท้ายในการบำบัดน้ำเสีย ที่ผ่านกระบวนการในขั้นตอนอื่นแล้ว เช่น กระบวนการดังต่อไปนี้

2.2.4.1 การดูดซับด้วยถ่าน (carbon adsorption) วิธีการนี้ใช้ผงถ่านหรือคาร์บอนเป็นตัวดูดซับสารเจือปนที่ละลายอยู่ในน้ำทิ้ง

2.2.4.2 การแลกเปลี่ยนประจุ วิธีการนี้อาศัยหลักการแลกเปลี่ยนประจุระหว่างสารปนเปื้อนในน้ำเสียกับตัวกลางที่บรรจุซึ่งมีทั้งประจุบวกและประจุลบ

2.3 ขั้นตอนในการบำบัดน้ำเสีย

กรมควบคุมมลพิษ (2545) ได้อธิบายว่าเนื่องจากน้ำเสียมีแหล่งที่มาแตกต่างกันจึงทำให้มีปริมาณและความสกปรกของน้ำเสียแตกต่างกัน ในการปรับปรุงคุณภาพของน้ำเสียจำเป็นจะต้องเลือกวิธีการที่เหมาะสม สำหรับกรรมวิธีในการปรับปรุงคุณภาพของน้ำเสียนั้นก็มีหลายวิธีด้วยกันโดยพอจะแบ่งขั้นตอน ในการบำบัดออกได้ดังนี้

2.3.1 การบำบัดน้ำเสียขั้นเตรียมการ (Pretreatment)

เป็นการกำจัดของแข็งขนาดใหญ่ออกเสียก่อนที่น้ำเสียจะถูกปล่อยเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย เพื่อป้องกันการอุดตันท่อน้ำเสีย และเพื่อไม่ทำความเสียหายให้แก่เครื่องสูบน้ำการบำบัดในขั้นนี้ได้แก่

2.3.1.1 การดักด้วยตะแกรง เป็นการกำจัดของแข็งขนาดใหญ่โดยใช้ตะแกรง ตะแกรงที่ใช้โดยทั่วไปมี 2 ประเภทคือ ตะแกรงหยาบและตะแกรงละเอียด

2.3.1.2 การบดตัดเป็นการลดขนาดหรือปริมาตรของแข็งให้เล็กลง ถ้าสิ่งสกปรกที่ลอยมากับน้ำเสียเป็นสิ่งที่เน่าเปื่อยได้ต้องใช้เครื่องบดตัดให้ละเอียด ก่อนแยกออกด้วยการตกตะกอน

2.3.1.3 การดักกรวดทราย เป็นการกำจัดพวกกรวดทราย ทำให้ตกตะกอนในรางดักกรวดทราย โดยการลดความเร็วน้ำลง

2.3.1.4 การกำจัดไขมันและน้ำมันเป็นการกำจัดไขมันและน้ำมันซึ่งมักอยู่ในน้ำเสียที่มาจากครัว โรงอาหาร ห้องน้ำ ปั๊มน้ำมัน และโรงงานอุตสาหกรรมบางชนิดโดยการกักน้ำเสียไว้ในบ่อตกไขมันในช่วงเวลาหนึ่งเพื่อให้ไขมันและไขมันลอยตัวขึ้นสู่ผิวน้ำแล้วใช้เครื่องตักหรือกวาดออกจากบ่อ

2.3.2 การบำบัดน้ำเสียขั้นที่สอง (Secondary Treatment)

เป็นการกำจัดน้ำเสียที่เป็นพวกสารอินทรีย์อยู่ในรูปสารละลาย หรืออนุภาคคอลลอยด์ โดยทั่วไปมักจะเรียกการบำบัด ขั้นที่สองนี้ว่า “การบำบัดน้ำเสียด้วยขบวนการทางชีววิทยา” เนื่องจากเป็นขั้นตอนที่ต้องอาศัยจุลินทรีย์ในการย่อยสลาย หรือทำลายความสกปรกในน้ำเสีย การบำบัดน้ำเสีย ในปัจจุบันนี้อย่างน้อยจะต้องบำบัดถึงขั้นที่สองนี้ เพื่อให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีคุณภาพมาตรฐานน้ำทิ้งที่ทางราชการกำหนดไว้ การบำบัดน้ำเสียด้วยขบวนการทางชีววิทยาแบ่ง เป็น 2 ประเภท ได้แก่ ขบวนการที่ใช้ ออกซิเจน เช่น ระบบบ่อเติมอากาศ ระบบแคคติเวตเตดสลัดจ์ ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ ฯลฯ และ ขบวนการที่ไม่ใช้ออกซิเจน เช่น ระบบถังกรองไร้อากาศ ระบบถังหมัก ตะกอน ฯลฯ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์ ที่ทำหน้าที่ย่อยสลาย

2.3.3 การบำบัดน้ำเสียขั้นสูง (Advanced Treatment)

เป็นการบำบัดน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดในขั้นที่สองมาแล้ว เพื่อกำจัดสิ่งสกปรกบางอย่างที่ยังเหลืออยู่ เช่น โลหะหนัก หรือเชื้อโรคบางชนิดก่อนจะระบายน้ำทิ้งลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ การบำบัดขั้นนี้มักไม่นิยมปฏิบัติกัน เนื่องจากมีขั้นตอนที่ยุ่งยากและเสียค่าใช้จ่ายสูงนอกจากผู้บำบัดจะมีวัตถุประสงค์ในการนำน้ำที่บำบัดแล้วกลับคืนมาใช้อีกครั้ง

2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียในโรงงานผลิตแอมโมเนีย

2.4.1 ระบบบำบัดแบบบ่อเปิด (Open pond)

วันทนา เกียรติสมาน (2543) ได้อธิบายไว้ว่า โรงงานผลิตแอมโมเนียเป็น อุตสาหกรรมเกษตร น้ำเสียจากโรงงานจึงมีอินทรีย์สารอยู่สูง ระบบบำบัดน้ำเสียดั้งเดิมที่โรงงานผลิตแอมโมเนียส่วนใหญ่ใช้เป็นระบบเปิดที่เป็นบ่อขุดหลายๆ บ่อไหลอย่างต่อเนื่องกัน ซึ่งใช้พื้นที่ในการ บำบัดสูง เนื่องจากมีประสิทธิภาพต่ำ บ่อบำบัดจึงมีขนาดใหญ่ระบบบำบัดน้ำเสียระบบบ่อเปิด ประกอบด้วย บ่อหมัก (Anaerobic ponds) ติดตามด้วยบ่อกึ่งหมัก (Facultative ponds) และบ่อผึ่ง (Aerobic ponds) ซึ่งเป็นการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีการทางชีวภาพ (Biological wastewater treatment) เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสียอาศัยหลักการที่ใช้สิ่งมีชีวิตหรือจุลินทรีย์ต่าง ๆ มาทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเพื่อไม่ก่อให้เกิดปัญหาภาวะมลพิษต่อแหล่งน้ำธรรมชาติ

ระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแอมโมเนียที่ใช้ในปัจจุบันประกอบด้วย บ่อบำบัดแบบหมัก บ่อบำบัดแบบกึ่งหมัก และบ่อบำบัดแบบผึ่ง ตามลำดับ

2.4.1.1 บ่อบำบัดแบบหมัก (Anaerobic ponds)

เป็นบ่อดินขนาดใหญ่ มีความลึกประมาณ 3.0-4.0 เมตร สามารถรับน้ำเสียที่มี ภาระอินทรีย์ (Organic loading rate) ได้มาก หรือมีค่าบีโอดีสูง ๆ จนทำให้บ่อไม่สามารถผลิต ออกซิเจนเนื่องจากกระบวนการสังเคราะห์แสงได้ ซึ่งกระบวนการสังเคราะห์แสงภายในบ่อไม่สามารถ

เกิดขึ้นได้ โดยการลดพื้นที่ผิวของบ่อ เพิ่มความลึกของบ่อ และเพิ่มภาระการรับสารอินทรีย์ขึ้น ในระหว่างที่น้ำทั้งอยู่ในบ่อ สารอินทรีย์ในน้ำทั้งจะถูกแบคทีเรียทำลายด้วยปฏิกิริยาเคมีแบบ ไม่ใช่ ออกซิเจนทำให้น้ำทั้งมีกลิ่นเหม็นอันเนื่องมาจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์และสารประกอบซัลไฟด์อื่นๆ และบางส่วนจะเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซหลายชนิด ซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำเสียจะถูกปล่อยเข้ามาในบริเวณก้นบ่อ เพื่อให้มีโอกาสสัมผัสกับชั้นของตะกอน จุลินทรีย์ที่จมตัวอยู่ที่ก้นบ่อ และน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจะถูกปล่อยออกไปตามท่อที่อยู่ตรงข้ามกับท่อน้ำเข้า และท่อน้ำออกนี้จะต้องอยู่ต่ำกว่าระดับไซซ์ที่ปกคลุมบ่อ ไม่จำเป็นต้องมีการกวนตะกอนให้เกิดการหมุนเวียนภายในบ่อ เพราะก๊าซที่เกิดขึ้นเกิดจากกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนนี้มีปริมาณมากพอที่ทำให้เกิดการหมุนเวียนของตะกอนจุลินทรีย์ภายในบ่อได้อย่างพอเพียง

2.4.1.2 บ่อบำบัดแบบกึ่งหมัก (Facultative ponds)

เป็นบ่อดินที่มีความลึกน้อยกว่าบ่อหมัก โดยมีความลึกประมาณ 1.0-2.5 เมตร การทำงานของจุลินทรีย์ในบ่อกึ่งหมักมี 3 เขต คือ เขตบนเป็นการทำงานของแบคทีเรียที่ต้องการออกซิเจน (Aerobic bacteria) และจะมีสาหร่ายเกิดขึ้นอยู่ร่วมกัน เขตก้นบ่อเป็นการทำงานของแบคทีเรียที่ไม่ต้องการออกซิเจน (Anaerobic bacteria) ที่จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ก้นบ่อ และเขตรอยต่อ เป็นการทำงานของแบคทีเรียที่สามารถเจริญได้ในสภาพที่มีออกซิเจนน้อย คือสามารถอาศัยได้ทั้งในสภาพที่มีออกซิเจนและไม่มีออกซิเจน (Facultative bacteria)

2.4.1.3 บ่อบำบัดแบบบ่อผึ่ง (Aerobic ponds)

เป็นบ่อดินกว้าง มีความลึกน้อยที่สุดในทั้งสามบ่อบำบัดคือมีความลึกประมาณ 1.0-1.5 เมตร จุลินทรีย์ในระบบซึ่งประกอบด้วย แบคทีเรียและสาหร่าย ดำรงชีพอยู่ด้วยการพึ่งพาอาศัยซึ่งกันและกัน และสาหร่ายจะสังเคราะห์แสงโดยใช้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ที่ปล่อยออกมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนของแบคทีเรีย ให้ก๊าซออกซิเจนออกมา ก๊าซออกซิเจนที่เกิดขึ้นก็จะถูกนำไปใช้โดยแบคทีเรียที่ใช้อากาศในการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย และให้ ผลผลิตออกมาเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งจะถูกลำเลียงนำไปใช้เป็นวัฏจักรต่อไป นอกจากนี้ การทำให้เกิดสภาวะมีออกซิเจนละลายอยู่ในบ่ออย่างทั่วถึงนั้น บ่อจึงไม่ควรลึกเพราะออกซิเจนจากบรรยากาศจะแทรกซึมลงไปได้มากขึ้น และสาหร่ายจะได้รับแสงแดดอย่างทั่วถึง และนำไปใช้ในการสังเคราะห์มากยิ่งขึ้น รอบๆบ่อไม่ควรปลูกต้นไม้ใหญ่หรือสิ่งกีดขวางที่จะบดบังกระแสลมและแสงแดด

2.4.2 ระบบบำบัดแบบปิด (Closed system)

2.4.2.1 ถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบผสมกวน (Completely stirred tank reactor; CSTR) เป็นถังปฏิกรณ์ (Closed anaerobic tank system) ซึ่งเป็นระบบบำบัดไร้อากาศที่ใช้จุลินทรีย์เป็นตัวย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ โดยติดตั้งอุปกรณ์กวาดตะกอน (Scraper) ตรงด้านล่างของถังปฏิกรณ์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในภาพในการบำบัด ถังปฏิกรณ์มีจุดเด่น คือการกวน

ผสมภายในถึงตลอดเวลาทำให้จุลินทรีย์ได้สัมผัสกับสารอินทรีย์อย่างทั่วถึง ซึ่งจะเพิ่มความสามารถในการผลิตก๊าซชีวภาพได้อีกด้วย ระบบนี้เมื่อจุลินทรีย์ย่อยสลายสารแขวนลอยในน้ำเสียจะได้ก๊าซชีวภาพเป็นผลพลอยได้ลอยสู่ด้านบน เหมาะกับน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยสูง (ธีรพล วัฒนโกศล, 2548)

2.4.2.2 ถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบแผ่นกั้น (Anaerobic baffled reactor; ABR) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้มีลักษณะเป็นถังที่มีแผ่นกั้นขวางหลายแผ่นติดตั้งไว้ในถังยาวตามการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ระบบจะเป็นลักษณะไหลขึ้นไหลลง (หรือซ้ายขวา) สลับกันไปหลายครั้ง เมื่อน้ำเสียไหลไปตามช่องทางที่ออกแบบไว้ภายในบ่อ สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะสัมผัสจุลินทรีย์ระหว่างการเดินทางภายในบ่อจนกว่าความสกปรกตกลงตามลำดับก่อนจะออกจากระบบ

2.4.2.3 ถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ (Upflow anaerobic sludge blanket; UASB) หลักการของระบบนี้จะให้น้ำเสียไหลขึ้น น้ำเสียที่ประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ ซึ่งเป็นสารอาหารของจุลินทรีย์จะถูกป้อนเข้าจากทางด้านล่าง ระหว่างที่ไหลขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์นั้น สารอินทรีย์จะสัมผัสกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ย่อยสลายคือ จุลินทรีย์จะจับตัวเป็นเม็ดเล็กๆ (Granules) เส้นผ่านศูนย์กลางราว 1-2 มิลลิเมตร มีคุณสมบัติในการตกตะกอนได้ดีมาก ภายในระบบจะแบ่งออกเป็น 2 ชั้น คือ ชั้นน้ำและชั้นตะกอน โดยจะมีระบบแยกน้ำใสภายในถังปฏิกรณ์ และมีระบบเก็บรวบรวมก๊าซที่ผลิตขึ้นมาได้เพื่อนำออกจากถังปฏิกรณ์ วิธีการคือมีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถกระจายอยู่ทั่วไปในระบบโดยไม่ต้องเกาะยึดกับวัสดุตัวกลาง (Inert media) จึงจะประหยัดค่าใช้จ่ายสำหรับวัสดุตัวกลางได้ ระบบนี้เหมาะกับน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยต่ำ

2.4.2.4 ระบบบำบัดแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ชนิดไร้อากาศ (Anaerobic fixed film reactor; AFFR) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้วัสดุตัวกลางบรรจุอยู่ในระบบถังปฏิกรณ์ระบบ บำบัดแบบนี้เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูง เนื่องจากมีการกักเก็บเซลล์จุลินทรีย์ให้คงอยู่ในระบบบำบัด โดยการตรึงเซลล์จุลินทรีย์ไว้บนผิววัสดุตัวกลาง (Media หรือ Supporting materials) เช่น ตาข่ายไนลอนหรือเชือกไนลอน เป็นต้น ในรูปของฟิล์มชีวะ (Biofilm) ซึ่งสามารถลดการสูญเสียจุลินทรีย์ออกไปพร้อมกับน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดทำให้ระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้อย่างคงที่และสามารถกลับสู่สภาวะทำงานปกติได้เร็ว หากเกิดการเปลี่ยนแปลงสภาพของน้ำเสียที่ไหลเข้าระบบหรือเกิดภาวะสารอินทรีย์สูงเกินไป

2.5 กระบวนการออกซิเดชัน (Chemical oxidation)

2.5.1 หลักการออกซิเดชัน

กระบวนการนี้เป็นการใช้ปฏิกิริยาออกซิเดชันเปลี่ยนรูปมลสารเพื่อให้อยู่ในรูปสารชั้นกลาง (Intermediate products) ที่มีความเป็นมลพิษลดลง (Detoxification) หรือการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ โดยเปลี่ยนรูปเป็นสารขั้นสุดท้าย เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และสารอินทรีย์ต่าง ๆ

ซึ่งเรียกว่า การเกิด Mineralization ตัวอย่างเช่น การเปลี่ยนโมเลกุลของสารอินทรีย์ย่อยสลายยาก ให้เป็นสารชั้นกลางซึ่งมีแนวโน้มที่จะถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น กระบวนการออกซิเดชันสามารถบำบัดมลสารที่เป็นสารอินทรีย์ในช่วงกว้าง รวมทั้งสารอินทรีย์ระเหยที่มีคลอรีนเป็นองค์ประกอบ (Chlorinated VOCs) สารกลุ่มเมอร์แคปแทน (Mercaptan) สารกลุ่มฟีนอลด้วย นอกจากนี้สามารถบำบัดสารอนินทรีย์ เช่น โซเดียมไนต์ ได้ด้วยกระบวนการออกซิเดชันเป็นกระบวนการที่ไม่เฉพาะเจาะจง ซึ่งหมายความว่า ถ้าเติมตัวออกซิไดซ์ลงในของเสียแล้ว จะสามารถทำปฏิกิริยากับตัวรีดิวซ์ได้ทุกชนิด ดังนั้นถ้าในของเสีย เช่นน้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์ต่าง ๆ ปะปนอยู่หลายชนิด บางชนิดสามารถย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ได้ แต่บางชนิดก็เป็นสารพิษ เมื่อเติมตัวออกซิไดซ์ลงในน้ำ ก็จะทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ทำให้ต้องใช้ตัวออกซิไดซ์ในปริมาณมาก ดังนั้นการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จะมีความคุ้มค่าทางเศรษฐกิจต่อเมื่อความเข้มข้นของสารนั้นต่ำ หรือในกรณีที่สารนั้นเป็นสารพิษซึ่งจุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายได้

ข้อควรระวังสำหรับกระบวนการออกซิเดชัน คือ ถ้าเลือกตัวออกซิไดซ์ไม่เหมาะสมแล้ว อาจทำให้เกิดผลิตภัณฑ์จากกระบวนการมีความเป็นพิษสูงกว่าสารตั้งต้น เช่น การออกซิไดซ์สารอินทรีย์ด้วยคลอรีน อาจทำให้เกิดกระบวนการแทนที่ด้วยคลอรีน (Chlorine substitution) เกิดเป็นสารไฮโดรคาร์บอนที่มีคลอรีนเป็นองค์ประกอบซึ่งมีความเป็นพิษสูงกว่าสารเดิม

กระบวนการออกซิเดชันสามารถใช้ในการบำบัดของเสียอันตรายในรูปของเสียที่เป็นของเหลว (Liquid waste) น้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนด้วยสารอันตราย ดินปนเปื้อน ซึ่งการบำบัดดินปนเปื้อนหรืออาจจะเรียกว่า การฟื้นฟูพื้นที่ปนเปื้อน (Site remediation) ด้วยกระบวนการออกซิเดชัน มักทำการบำบัดในสถานที่เดิม (In-situ treatment) หมายถึง การบำบัดดินหรือน้ำใต้ดินปนเปื้อนในสถานที่เดิมที่เกิดการปนเปื้อน ตัวอย่างเช่น การอัดโอโซนลงไปในดินตามรูปแบบที่ออกแบบไว้ การบำบัดแบบนี้ขึ้นกับปัจจัยต่างๆ เช่น ความสามารถในการออกซิไดซ์ของตัวออกซิไดซ์ สมบัติของสารปนเปื้อน สมบัติของดิน เช่น ความสามารถในการซึมผ่านดิน เป็นต้น อย่างไรก็ตาม การอัดโอโซนลงไปในดิน ช่วยทำให้เกิดการระเหยของสารจากดิน รวมทั้งช่วยเร่งปฏิกิริยาทางชีวภาพด้วย ดังนั้นกลไกหลักของการฟื้นฟูพื้นที่ปนเปื้อนด้วยโอโซน คือ การย่อยสลายทางชีวภาพและการระเหย ส่วนการออกซิเดชันเป็นเพียงกลไกเสริมเท่านั้น

2.5.2 กระบวนการออกซิเดชัน กระบวนการออกซิเดชันสามารถแบ่งได้เป็น 2 กลุ่มได้แก่ กระบวนการออกซิเดชันแบบดั้งเดิม และ กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง ซึ่งมีรายละเอียด ดังนี้

2.5.2.1 กระบวนการออกซิเดชันแบบดั้งเดิม (Conventional oxidation process) กระบวนการออกซิเดชันแบบดั้งเดิม เป็นกระบวนการที่เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันด้วยตัวออกซิไดซ์ชนิดที่เติมลงไป เช่น โอโซน ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ คลอรีน คลอรีนไดออกไซด์ โปแตสเซียมเปอร์แมงกาเนต เป็นต้น รายละเอียดของตัวออกซิไดซ์ต่างๆ มีดังนี้

1) โอโซน

โอโซนเป็นก๊าซที่นิยมใช้ในการฆ่าเชื้อโรคในน้ำและน้ำเสีย โอโซน เป็นก๊าซสีฟ้าและมีกลิ่นคาวปลา ก่อให้เกิดการระคายเคืองกับเนื้อเยื่อ ก๊าซนี้ถือเป็นมลสารชนิดหนึ่ง โอโซนเป็นก๊าซที่มีกำลังออกซิเดชัน (Oxidation power) สูงสามารถออกซิไดซ์สารพิษที่เป็นสารอินทรีย์ได้แทบทุกชนิด ทำให้ผลิตภัณฑ์ที่ได้มีความเป็นพิษต่ำลงหรือสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น

2) ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เป็นของเหลวที่อุณหภูมิห้องมีจุดหลอมเหลว -0.43 องศาเซลเซียส จุดเดือด 15.2 องศาเซลเซียสที่ความดันบรรยากาศละลายน้ำได้ 100% จัดเป็นตัวออกซิไดซ์ที่รุนแรง เนื่องจากมีค่า E° เท่ากับ 1.8 และ 0.87 โวลต์ ที่ pH เท่ากับ 0 และ 14 ตามลำดับไฮโดรเจนเปอร์-ออกไซด์สามารถแตกตัวเป็นอนุมูลอิสระได้เองถึงแม้จะไม่มีตัวคะตะลิสต์ใด ๆ ก็ตามแต่การแตกตัวเกิดขึ้นน้อยถ้าเทียบกับกรณีมีตัวคะตะลิสต์ต่างๆ

3) คลอรีน

คลอรีนและสารประกอบคลอรีน เช่น คลอรีนออกไซด์ สามารถนำมาใช้เป็นตัวออกซิไดซ์ได้ สำหรับคลอรีนอาจใช้ในรูปก๊าซคลอรีนหรือในรูปของเหลว สำหรับคลอรีนเหลวมักบรรจุอยู่ในถังทรงกระบอก เมื่อนำมาใช้ก็จะนำไปผสมลงในน้ำได้เป็นสารละลายกรดไฮโปคลอรัส ซึ่งแตกตัวได้ไอออนไฮโปคลอไรท์

4) โพตัสเซียมเปอร์แมงกาเนต (Potassium permanganate, $KMnO_4$)

โพตัสเซียมเปอร์แมงกาเนตที่นำมาใช้ในรูปของแข็งหรือสารละลายเข้มข้น เป็นสารที่กำลังออกซิไดซ์ปานกลางถึงสูง โดยเฉพาะที่ pH สูง

2.5.2.2 กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced oxidation processes, AOPs) กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง เป็นกระบวนการที่เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันด้วยไฮดรอกซิลเรดิคัล (Hydroxyl radical, $\cdot OH$) กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงเป็นกระบวนการที่ได้รับความสนใจในการนำมาบำบัดของเสียอันตรายที่ย่อยสลายยากเนื่องจาก $\cdot OH$ มีกำลังออกซิเดชันสูง จึงสามารถออกซิไดซ์สารอันตรายชนิดต่าง ๆ ได้อย่างหลากหลาย การพิจารณาในแง่นี้เป็นการศึกษาการเกิดปฏิกิริยาเกิดในแง่ของอุณหพลศาสตร์ (Thermodynamics) นอกจากนั้นเมื่อพิจารณาในแง่จลศาสตร์ (Kinetics) นั้น กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงยังมีอัตราเร็วของปฏิกิริยาสูงเมื่อเทียบกับกระบวนการออกซิเดชันแบบดั้งเดิมหลายเท่า โดยเฉพาะการออกซิไดซ์สารอินทรีย์อันตรายที่ย่อยสลายยาก โดยรายละเอียดของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงมีดังนี้

1) กระบวนการออกซิไดซ์ด้วยโอโซนและรังสีอัลตราไวโอเล็ต

กลไกการเกิดปฏิกิริยาในน้ำสามารถอธิบายได้ดังนี้ เมื่อโอโซนดูดกลืนรังสีอัลตราไวโอเล็ต ซึ่งมีความยาวคลื่น น้อยกว่า 310 นาโนเมตร แต่ดูดกลืนสูงสุดที่ความยาวคลื่น

253.7 นาโนเมตร เมื่อดูดกลืนรังสีอัลตราไวโอเล็ตแล้วจะเกิดการแตกตัวของโอโซนโมเลกุล เกิดปฏิกิริยาต่าง ๆ ได้แก่ ปฏิกิริยาการแตกตัวด้วยแสง การทำปฏิกิริยากับโอโซน และปฏิกิริยาระหว่างไฮดรอกซิลแรดิคัล และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

2) กระบวนการออกซิเดชันด้วยเฟนต์รีเอเจนต์ (Fenton's reagent, $Fe^{2+}:H_2O_2$)
เฟนต์รีเอเจนต์ เป็นของผสมระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเกลือ Fe^{2+} ดังที่กล่าวมาแล้วว่า ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์โมเลกุลมีคุณสมบัติที่เป็นตัวออกซิไดซ์ได้ทั้งยังสามารถเกิดการแตกตัวได้เองเป็น $\cdot OH$ ซึ่งทำให้มีกำลังออกซิเดชันสูงชันอย่างมาก อย่างไรก็ตามปฏิกิริยาแตกตัวเองนี้เกิดขึ้นช้ามาก แต่ถ้ามีการเติมเกลือของ Fe^{2+} ลงไปจะช่วยเร่งปฏิกิริยาการแตกตัวให้เกิดเร็วขึ้นอย่างมาก

3) กระบวนการไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และรังสีอัลตราไวโอเล็ต (H_2O_2/UV)
เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียและน้ำใต้ดินปนเปื้อนได้อย่างมีประสิทธิภาพ สามารถบำบัดมลสารที่มีความเข้มข้นต่ำมากถึงสูงมากได้ โดยกลไกของกระบวนการเริ่มจากการแตกตัวของ H_2O_2 ด้วยรังสีอัลตราไวโอเล็ต ที่ความยาวคลื่น 200 – 280 นาโนเมตร จะทำให้ H_2O_2 แตกตัวเป็น $\cdot OH$ ซึ่งการแตกตัวจะเกิดได้สูงที่ ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร

4) กระบวนการโฟโตคะตะไลติกออกซิเดชันด้วยสารไตตาเนียมไดออกไซด์และรังสีอัลตราไวโอเล็ต (Photocatalytic Oxidation by TiO_2/UV)

กระบวนการโฟโตคะตะไลติกออกซิเดชันเป็นปฏิกิริยาที่มีแสงเข้ามาเกี่ยวข้องกับ (Photoreaction) ในสถานะที่มีตัวคะตะลิสต์ สำหรับโมเลกุลต่างๆ จะมีระดับพลังงานแบ่งเป็น 2 กลุ่ม กลุ่มที่ 1 เรียกว่าแถบวาเลนซ์ (Valence band) ซึ่งมีระดับพลังงานต่ำกว่า และกลุ่มที่ 2 แถบพลังงานคอนดักชัน (Conduction band) ซึ่งมีระดับพลังงานสูงกว่า ถ้าช่องว่างระหว่างทั้ง 2 แถบพลังงานกว้างมาก วัตถุนั้นจะแสดงสมบัติเป็นฉนวนไฟฟ้า อิเล็กตรอนไม่สามารถเคลื่อนที่ไปมาระหว่างพลังงานทั้งสอง แต่ถ้าช่องว่าง แคบลงหรือแถบพลังงานอยู่ต่อเนื่องกัน ทำให้อิเล็กตรอนเคลื่อนที่ไปมาได้ อย่างอิสระ วัตถุนั้นจะแสดงสมบัติเป็นตัวนำไฟฟ้า สำหรับวัตถุที่มีช่องว่างปานกลางวัตถุนั้นจะแสดงสมบัติเป็นสารกึ่งตัวนำไฟฟ้า

เกษม ประดิษฐ์วัฒนกิจ (2012) ทำการศึกษาประสิทธิภาพเทคโนโลยีดีเอสอาร์จทางไฟฟ้า ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง ซึ่งเป็นกระบวนการบำบัดด้วยโอโซน โดยทำการวิจัยน้ำเสียจากแหล่งอุตสาหกรรมและจากที่เตรียมขึ้นเอง ทั้งนี้เพื่อให้น้ำทิ้งที่ออกจากโรงงานแป้งมันอยู่ในเกณฑ์มาตรฐาน ผลการวิจัยพบว่าเทคโนโลยีดีเอสอาร์จทางไฟฟ้าสามารถบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังได้เป็นอย่างดี โดยหลังทำการบำบัดแล้วพบว่ามีค่า COD อยู่ในช่วง 63.18 – 105.96 mg/L และค่าเฉลี่ยของ BOD อยู่ในช่วง 15.02 – 18.53 mg/L

จันต์ อโณทัย และคณะ (2547) ศึกษาการใช้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงบำบัดซีโอทีในน้ำ ออกจากระบบชีวภาพที่บำบัดน้ำชะซึมจากหลุมฝังกลบมั่นคง ผลการศึกษาพบว่าน้ำเสียจากด้วย กระบวนการเฟนตันที่ความเข้มข้นของอนุมูลเพอร์ออกไซด์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในช่วง 1,000 ถึง 5,000 และ 5,000 ถึง 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดที่โอซีที่ดี ที่สุดทำได้เพียงร้อยละ 20 ซึ่งเกิดขึ้นที่พีเอช 2.0 อุณหภูมิ 25 เซลเซียส และความเข้มข้นของอนุมูล เพอร์ออกไซด์และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เท่ากับ 1,000 และ 7,500 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ทั้งนี้คาดว่า น่าจะเป็นผลจากการรบกวนของอนุมูลคลอไรด์และอนุมูลไฮโดรเจนพอสเพดซึ่งมีอยู่มากในน้ำเสีย การเติมสารเฟนตันรีเอเจนต์ ด้วยความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้นไม่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพของการบำบัดได้ อย่างไรก็ตามหากมีการป้อนสารเฟนตันรีเอเจนต์ทุก 120 นาทีเป็นจำนวนหลายครั้งจะสามารถเพิ่ม ประสิทธิภาพในการกำจัดที่โอซีและซีโอทีได้ โดยประสิทธิภาพสูงสุดในการกำจัดที่โอซีเท่ากับร้อยละ 45 เกิดขึ้นเมื่อมีการเติมสาร เฟนตันรีเอเจนต์ที่ความเข้มข้นที่ภาวะที่ตีที่สุด 3 ครั้งติดต่อกันหลังจาก นั้นจะมีค่าคงที่ แต่ซีโอทีสามารถลดลงได้อย่างต่อเนื่องโดยในการเติมครั้งที่ 4 สามารถลดได้ถึง ร้อยละ 75

2.6 ปฏิกริยาเฟนตัน

ในปี ค.ศ. 1876 Fenton H.J.H เป็นคนแรกที่ได้เสนอถึง ปฏิกริยาที่เกิดขึ้นระหว่างเพอร์รัส ไอออน (Fe^{2+}) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2)

ในระหว่างปี ค.ศ. 1900 Fenton ได้ทำการศึกษาเพิ่มเติมที่สมบูรณ์ขึ้น แสดงให้เห็นว่า สารละลายผสมระหว่าง ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ กับเพอร์รัสไอออนนั้น จะมีประสิทธิภาพในการ ออกซิไดซ์ได้สูง ซึ่งได้มีผู้ทำการศึกษาอีกมากมาย แต่ผู้ที่สามารถแสดงปฏิกริยาที่เกิดขึ้น ของ สารละลายเฟนตัน (Fenton's Reagent) ได้อย่างชัดเจน คือ Able (Flaherty and Huang 1992) ใน ปี ค.ศ. 1934 Haber & Weiss ได้เสนอบทความที่แสดงถึงกระบวนการทางเคมีของสารละลายเฟนตัน ว่าจะส่งผลทำให้เกิดอนุมูลอิสระ (Free radicle) เป็นปฏิกริยาลูกโซ่ต่อไปโดยขึ้นอยู่กับความเข้มข้น ของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเพอร์รัสไอออนในสารละลาย

ในปี ค.ศ. 1946 Baxendale และในปี 1947 Mertx & Waters และในปี 1949 Barb ได้เสนอ ถึงกลไกและปฏิกริยาที่เกิดขึ้น สำหรับกระบวนการทางเคมีของสารเฟนตันในปี ค.ศ. 1971 สมการ เกิดปฏิกริยาของสารเฟนตัน ก็ได้ถูกพิสูจน์และได้รับการยอมรับในเวลาต่อมาโดย Lipczynska – Kochany (1994) กระบวนการเฟนตันสามารถนำมาประยุกต์ใช้กับพวกน้ำเสียตะกอนหรือดินที่มีสิ่ง ปนเปื้อนโดยมีผลดังนี้

- (1) ทำลายสารอินทรีย์ที่เป็นมลพิษ
- (2) ช่วยกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ



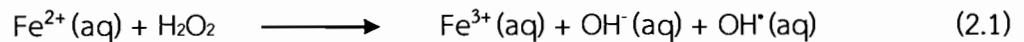
(3) ลดค่าBOD และ COD (BOD and COD removal)

(4) ลดกลิ่นและสี

2.6.1 กลไกปฏิกิริยาเฟนตัน

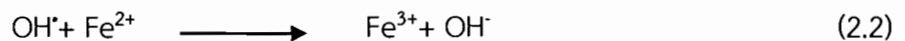
การใช้ปฏิกิริยาเฟนตันถูกค้นพบเมื่อ 100 กว่าปีมาแล้ว โดย H.J.H. Fenton พบว่า ศักยภาพของปฏิกิริยานี้มีมากในระดับที่สามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำเสียให้กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำได้อย่างสมบูรณ์

ปฏิกิริยาเฟนตัน คือ ปฏิกิริยาออกซิเดชันที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วของสารประกอบอินทรีย์ในสารละลายไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) กับไอออนของเฟอร์รัส ซึ่งจะก่อให้เกิดอนุมูลไฮดรอกซิล (Hydroxyl radicals) ดังนี้



เมื่อปฏิกิริยา (2.1) เกิดขึ้นในน้ำเสีย ซึ่งมีสารประกอบอินทรีย์หลายๆประเภท พลังงานของการถ่ายโอนอิเล็กตรอนเริ่มแรกที่อนุมูลไฮดรอกซิล สามารถที่จะเหนี่ยวนำให้มีการย่อยสลายของสารประกอบอินทรีย์ได้ อนึ่งปฏิกิริยาการเกิดอนุมูลไฮดรอกซิลของสารละลายในปฏิกิริยา (2.1) สามารถกระตุ้นให้เกิดได้มากขึ้น เมื่อมีแสงเหนือม่วง (Ultraviolet) หรือ ก๊าซโอโซน (O_3) เป็นคะตะลิสต์

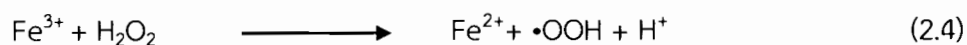
ปฏิกิริยาต่อมาคืออนุมูลไฮดรอกซิลจะทำปฏิกิริยากับไอออนของเฟอร์รัส (Fe^{2+}) แล้วให้ไอออนของ เฟอร์ริก ดังนี้



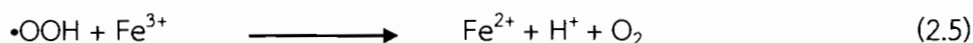
หรือในเวลาเดียวกันอนุมูลไฮดรอกซิลจะทำปฏิกิริยาออกซิเดชันกับสารประกอบอินทรีย์ในสารละลายดังนี้



ต่อมาปฏิกิริยาจะมีการทำซ้ำโดยไอออนเฟอร์ริก (Fe^{2+}) จะช่วยเร่งให้มีการแตกตัวของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ไปเป็นก๊าซออกซิเจนและอนุมูลเปอร์ไฮดรอกซิล (Perhydroxyl radicals) โดยที่ความเข้มข้นของไอออนเฟอร์รัส (Fe^{2+}) จะไม่มีการเปลี่ยนแปลงใดๆ ในขณะที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะลดลงเรื่อย ๆ ดังนี้



และ



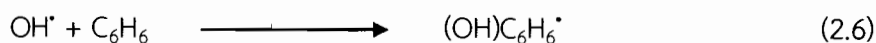
อนุมูลเปอร์ไฮดรอกซิลเป็นตัวออกซิไดซ์ที่อ่อน (ระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเปอร์แมงกาเนต) แต่มีความสำคัญในกระบวนการเกิดไอออนเฟอร์รัส (Fe^{2+}) โดยเมื่อทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ จะทำให้อนุมูลไฮดรอกซิลเพิ่มมากขึ้น ซึ่งอนุมูลไฮดรอกซิลจะสามารถทำปฏิกิริยากับสารประกอบอินทรีย์เกือบทั้งหมด และให้ผลิตภัณฑ์เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำในขั้นสุดท้ายปัญหาโดยตรงของปฏิกิริยานี้ คือ การควบคุมสารเคมี (Reagents) และพีเอช (pH) ซึ่งหากมีการควบคุมองค์ประกอบเหล่านี้ไม่ดีพอก็จะทำให้ผลิตภัณฑ์ปฏิกิริยาเป็นเพียงน้ำและออกซิเจนเท่านั้น

ผลิตภัณฑ์จากการออกซิเดชัน (Oxidized products) ที่ต้องการอย่างยิ่งในการบำบัดน้ำเสียก็คือคาร์บอนไดร็อกไซด์จนหมดสภาพการเป็นสารพิษ และในแง่ของการตรวจสอบสมบัติของน้ำเสียก่อน การปล่อยลงสู่แหล่งน้ำด้วยการตรวจสอบค่าซีโอดีหรือทีโอซี ถ้าผลิตภัณฑ์ส่วนใหญ่เกิดปฏิกิริยาแล้ว ได้คาร์บอนไดออกไซด์แล้วค่าซีโอดีหรือค่าทีโอซีที่ตรวจสอบหลังปฏิกิริยาย่อมจะมีค่าน้อยจนสามารถปล่อยลงสู่แหล่งน้ำได้

2.6.2 ความสามารถในการเข้าทำปฏิกิริยาของอนุมูลไฮดรอกซิล

อนุมูลไฮดรอกซิล (Hydroxyl radical) เป็นอนุมูลที่รู้จักกันดีเป็นตัวออกซิไดซ์ที่แรงรองจากฟลูออรีน โดยปฏิกิริยาทางเคมีของอนุมูลไฮดรอกซิลแบ่งเป็น 4 ชนิด ดังนี้

2.6.2.1 การรวมตัว (Addition)



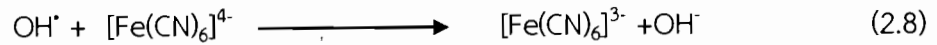
โดยอนุมูลไฮดรอกซิลจะทำปฏิกิริยากับสารประกอบไม่อิ่มตัว อะลิฟาติกหรืออะโรมาติก แล้วให้อนุมูลผลิตภัณฑ์ (เช่น Cyclohexadienyl ดังตัวอย่างในสมการ)

2.6.2.2 การสลัดไฮโดรเจน



อนุมูลไฮดรอกซิลจะทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ เกิดผลิตภัณฑ์เป็นน้ำและอนุมูลอิสระของสารอินทรีย์ (Organic free radical)

2.6.2.3 การถ่ายโอนอิเล็กตรอน



อิเล็กตรอนจะถูกถ่ายโอนให้กับอนุมูลไฮดรอกซิลเกิดผลิตภัณฑ์เป็นไอออนของไฮดรอกไซด์

การทำปฏิกิริยาค้ำกันของอนุมูล



โดยอนุมูลไฮดรอกซิลจะทำปฏิกิริยากับไฮดรอกซิลอีกตัวหนึ่งเกิดผลิตภัณฑ์เป็นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

ปฏิกิริยาเฟนตันสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมจะมีสถานะของปฏิกิริยาที่ถูกปรับเปลี่ยนอยู่ 2 กระบวนการคือ การสกัดไฮโดรเจน (Hydrogen abstraction) และการรวมตัว (Addition) ซึ่งมีผลมากกว่าปฏิกิริยาอื่นๆ

อย่างไรก็ดีผลงานวิจัยหลายชิ้นที่กระทำในต่างประเทศชี้ให้เห็นว่ารูปแบบของกระบวนการเฟนตันตลอดจนสถานะที่เหมาะสมในการบำบัดสารมลพิษอินทรีย์ต่าง ๆ นี้ค่อนข้างมีลักษณะเฉพาะ โดยขึ้นอยู่กับสารมลพิษอินทรีย์ที่ต้องการกำจัดและลักษณะสมบัติของน้ำเสียเป็นสำคัญ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการทดสอบในห้องปฏิบัติการเพื่อหาสถานะที่เหมาะสมเพื่อนำไปใช้ในการออกแบบและควบคุมการดำเนินการจริงในภาคสนามต่อไป

Bautista et al. (2007) การกำจัดสารอินทรีย์ (TOC และ COD) จากน้ำเสียอุตสาหกรรมเครื่องสำอางโดยปฏิกิริยาเฟนตันออกซิเดชัน ทำการทดลองโดยการควบคุมอุณหภูมิ ค่าความเข้มข้นเหล็กไอออนและค่าความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ปริมาณ จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพที่ดีที่สุดในการบำบัดน้ำเสียโดยปฏิกิริยาเฟนตันคือ ค่า pH ที่ 3 ค่าความเข้มข้น Fe^{2+} ที่ 200 mg/L และความเข้มข้นของ H_2O_2 9,040 mg/L ผลการจากการทดลองแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพการกำจัด TOC ถึง 80-90% การประยุกต์ใช้ปฏิกิริยาเฟนตันออกซิเดชันในการบำบัดน้ำเสียสามารถบำบัดน้ำเสียได้ดีช่วยในการกำจัด TOC และ COD ในประสิทธิภาพที่สูงและทำให้อุตสาหกรรมเครื่องสำอางสามารถปล่อยน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดลงสู่ระบบระบายน้ำเสียของเทศบาลได้

Jin et al. (2012) ทำการศึกษาวิเคราะห์สภาวะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียขั้นต้นของโรงงานผลิตเส้นใยอะคริลิกโดยกระบวนการเฟนตัน ผลการศึกษาพบว่าสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดซีโอดีได้โดยปฏิกิริยาเฟนตันคือ ค่าความเข้มข้นของ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ที่ 300 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าพีเอชเท่ากับ 3 เวลาในการเกิดปฏิกิริยา 2 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเท่ากับ 65.5% การย่อยสลายทางชีวภาพของโรงงานผลิตเส้นใยอะคริลิกเป็น 429% แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียดีเป็นอย่างมากและยังช่วยลดการใช้สารเคมีในการบำบัดน้ำเสียอีกด้วย

Ma and Xia (2009) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมหมักพิมพ์ด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับการสร้างตะกอน ในค่าซีโอดีเริ่มต้น 4,350-5,200 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยสภาวะที่เหมาะสมของปฏิกิริยาเฟนตัน คือ pH 4 ปริมาณสารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) 50 มิลลิกรัมต่อลิตร สารเฟอร์รัสซัลเฟต 25 มิลลิกรัมต่อลิตร และระยะเวลาการตกตะกอน 30 นาที ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ 92.4 เปอร์เซ็นต์ และ 86.4 เปอร์เซ็นต์ในการกำจัดสี งานวิจัยนี้พบว่าในปัจจุบันมีการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตันเป็นไปในแนวทางที่ดี โดยการทดลองหาสภาวะที่เหมาะสมและแนวทางของระบบบำบัดเพื่อให้มีประสิทธิภาพ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะความหลากหลายของสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียแต่ละประเภท ดังนั้นจึงมีความสนใจในการนำกระบวนการเฟนตันมาใช้เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง

2.7 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำให้เกิดปฏิกิริยาเฟนตัน

2.7.1 อิทธิพลความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ การใช้ข้อมูลไฮดรอกซิลในการออกซิไดซ์สารประกอบอินทรีย์ เพื่อให้ได้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มีความสำคัญมาก ดังนั้นจึงต้องเพิ่มปริมาณของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ด้วยปริมาณที่พอเหมาะจึงจะทำให้ปฏิกิริยาดำเนินไปข้างหน้าได้มากขึ้นเพื่อให้เลยจุดที่เกิดเป็นสารที่ไม่เสถียร ถ้ามีการเพิ่มปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะทำให้ค่า COD ลดลงความเป็นพิษอาจลดลงได้น้อยหรือไม่มีการเปลี่ยนแปลงจนกระทั่งถึงจุดที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ค่าหนึ่งซึ่งถ้าเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ลงไปอีกจะทำให้ความเป็นพิษลดลงอย่างรวดเร็ว

กนกวรรณ แก้วดี, จันทา จงงาม และจินตนา โสทับ (2555) ศึกษาผลกระทบของกระบวนการเฟนตันที่มีต่ออัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะพบว่า ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ H_2O_2 ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในน้ำชะขยะ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี 76.8 %

2.7.2 อิทธิพลความเข้มข้นของเฟอร์รัส ผลกระทบของความเข้มข้นของเหล็ก ในสภาวะที่ขาดเหล็กจะไม่มีการสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (Hydroxyl Radical, OH^\cdot) เกิดขึ้น เนื่องจากเหล็กเป็นตัวทำ

ให้เกิดไฮดรอกซิลเรดิคอลลขึ้น จนกระทั่งถึงจุดหนึ่งการเติมเหล็กลงไปจะไม่มีผลต่อการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดซึ่งปริมาณความเข้มข้นของเหล็กจะเป็นปริมาณที่เหมาะสมที่เป็นคุณลักษณะของเฟนตันรีเอเจนต์ (Fenton's Reagent)

ไอออนเหล็กเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา โดยทั่วไปแล้วเมื่อความเข้มข้นไอออนเหล็กเพิ่มขึ้นอัตราการย่อยสลายจะเพิ่มขึ้นด้วยความเข้มข้นของไอออนเหล็กที่จุดเริ่มต้น คือ 3-5 มิลลิกรัมต่อลิตรโดยไม่คำนึงถึงความเข้มข้นของสารประกอบอินทรีย์

กนกวรรณ แก้วดี, จันทา จงงาม และ จินตนา โสทับ (2555) ศึกษาผลกระทบของกระบวนการเฟนตันที่มีต่ออัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะพบว่า เพอร์รัสไอออน Fe^{2+} ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในน้ำชะขยะ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีถึง 65.1 %

2.7.3 อิทธิพลของค่าพีเอช (pH) ค่าพีเอชที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาจะอยู่ในช่วง 3-6 โดยประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์จะลดลงเมื่อเพอร์รัสไอออนเปลี่ยนเป็นเพอริกไอออนที่พีเอช (pH) ค่าสูง ซึ่งในช่วงพีเอช (pH) เป็นกรดนี้จะเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สลายตัวไปเป็นออกซิเจนและน้ำโดยจะไม่มีการทำปฏิกิริยา เปลี่ยนให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ไปเป็นไฮดรอกซิลเรดิคอลล (Hydroxyl Radical, OH^{\cdot})

ปฏิกิริยาระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับเหล็กเพื่อให้ได้อนุมูลไฮดรอกซิล (HO^{\cdot}) จะเกิดได้ดีที่ค่าพีเอชต่ำประมาณ 3

นาถ ภูวงศ์ผา (2555) ผลจากการศึกษาพบว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมในการกำจัดสีในน้ำเสียจากห้องปฏิบัติการเคมีด้วยปฏิกิริยาเฟนตันโดยกำหนดให้ความเร็วรอบในการกวนเท่ากับ 150 ต่อนาที อุณหภูมิที่ใช้ในการทดลองกำหนดให้ ณ อุณหภูมิห้อง และเวลาในการทดลองเท่ากับ 30 นาที พบว่าพีเอชที่เหมาะสมเท่ากับ 2 สามารถกำจัดสีได้สูงสุดเท่ากับร้อยละ 83.89 ± 0.53

Leopoldo et al. (2011) การบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำมันมะกอกโดยใช้ปฏิกิริยาเฟนตัน ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบฟีนอลได้มากกว่า 95% ค่าความเข้มข้นของ $FeCl_3$ และ H_2O_2 มีผลอย่างมากต่อการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งประสิทธิภาพต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์มากกว่า 90% ที่ pH3

Jin et al. (2012) ทำการศึกษาวิเคราะห์สภาวะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียขั้นต้นของโรงงานผลิตเส้นใยอะคริลิกโดยกระบวนการเฟนตัน จากการศึกษาค่าพีเอชที่เหมาะสมในการกำจัดซีโอดีโดยปฏิกิริยาเฟนตัน พบว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมเท่ากับ 3 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเท่ากับ 65.5% การย่อยสลายทางชีวภาพของโรงงานผลิตเส้นใยอะคริลิกเป็น 429% แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียดีเป็นอย่างมากและยังช่วยลดการใช้สารเคมีในการบำบัดน้ำเสียอีกด้วย

2.7.4 อิทธิพลของเวลาในการเกิดปฏิกิริยา เวลาในการเกิดปฏิกิริยาเฟนตันที่สมบูรณ์นั้นจะขึ้นอยู่กับค่าตัวแปรต่างๆ ที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้น โดยส่วนใหญ่จะเน้นในเรื่องของปริมาณตัวเร่งปฏิกิริยาและความเข้มข้นของน้ำเสียก่อนการบำบัด สำหรับปฏิกิริยาออกซิเดชันเวลาของปฏิกิริยายิ่งมากการเกิดประสิทธิภาพการบำบัดก็จะมากตามไปด้วย ส่วนน้ำเสียที่มีความเข้มข้นมากหรือมีสารที่มีความซับซ้อนมากในการเกิดปฏิกิริยาจึงอาจใช้เวลาหลายชั่วโมง

อย่างไรก็ตามการบำบัดน้ำทิ้งต่าง ๆ นั้น เวลาในการทำปฏิกิริยาจะขึ้นอยู่กับปริมาณสารเฟนตันชนิด และความเข้มข้นของน้ำทิ้งที่จะนำมาบำบัดซึ่งเวลาที่ตีในการบำบัดส่วนมากจะอยู่ที่ 90 - 120 นาที

นาถ ภูวงศ์ผา (2555) จากการศึกษาเวลาที่เหมาะสมในการกำจัดสีในน้ำเสียจากห้องปฏิบัติการเคมีด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ที่ความเร็วรอบในการกวนเท่ากับ 150 ต่อนาที ณ อุณหภูมิห้อง พีเอชเท่ากับ 2 พบว่าเวลาที่เหมาะสมในการกำจัดสีเท่ากับ 60 นาทีที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีเท่ากับร้อยละ 92.15 ± 0.00

Jin et al. (2012) ทำการศึกษาวิเคราะห์สภาวะที่เหมาะสมและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียขั้นต้นของโรงงานผลิตเส้นใยอะคริลิกโดยกระบวนการเฟนตัน จากการศึกษาค่าเวลาที่เหมาะสมในการกำจัดสีโอดีโดยปฏิกิริยาเฟนตัน พบว่าค่าเวลาที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาเท่ากับ 2 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดสีโอดีเท่ากับ 65.5% การย่อยสลายทางชีวภาพของโรงงานผลิตเส้นใยอะคริลิกเป็น 429% แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียดีเป็นอย่างมากและยังช่วยลดการใช้สารเคมีในการบำบัดน้ำเสียอีกด้วย

อย่างไรก็ตามการบำบัดน้ำเสียโดยกระบวนการเฟนตัน ขึ้นอยู่กับสภาวะต่างๆที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาไม่ว่าจะเป็น อิทธิพลความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ อิทธิพลความเข้มข้นของเฟอร์รัส อิทธิพลของพีเอช และอิทธิพลของเวลาในการเกิดปฏิกิริยาที่เหมาะสม ทั้งนี้การบำบัดน้ำเสียโดยกระบวนการเฟนตันยังขึ้นอยู่กับค่าภาวะความสกปรกของสารอินทรีย์อีกด้วย

2.8 ดัชนีชี้วัดประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย

2.8.1 ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD)

Chemical Oxygen Demand หรือที่เรียกกันสั้น ๆ ว่า COD นั้น เป็นค่าความต้องการออกซิเจนของน้ำที่ทำได้โดยวิธีการทางเคมี หรือเป็นค่าที่แสดงถึงความสกปรกของน้ำเสีย ปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำทิ้งที่จุลินทรีย์ย่อยสลายได้และย่อยสลายไม่ได้

ค่า COD เป็นที่นิยมใช้กันมากในการวิเคราะห์น้ำเสีย เนื่องจากเป็นวิธีที่ให้ผลการวิเคราะห์ในเวลาอันสั้น (3-5 ชั่วโมง) เมื่อเทียบกับการวัดในรูปแบบของค่า BOD ซึ่งต้องใช้ระยะเวลาถึง 5 วัน ทำให้สามารถแก้ไขข้อผิดพลาดและควบคุมระบบได้อย่างทันท่วงที นอกจากนี้การวิเคราะห์

ค่า COD ยังสามารถวิเคราะห์ได้ในน้ำตัวอย่างทุกชนิด แม้จะเป็นน้ำตัวอย่างในกลุ่มโรงงานอุตสาหกรรมที่มีสารพิษหรือสารที่มีคุณสมบัติในการฆ่าเชื้อเจือปนอยู่ ซึ่งในกรณีดังกล่าว ไม่สามารถวิเคราะห์หาปริมาณสารอินทรีย์ปนเปื้อนได้ด้วยการวิเคราะห์ BOD (อาจวิเคราะห์ได้แต่มีขั้นตอนยุ่งยากในการเตรียมเชื้อสำหรับใช้ในขั้นตอนการวิเคราะห์)

2.8.2 ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids: SS)

ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids: SS หรือ Total Suspended Solids: TSS) หมายถึง ของแข็งที่ไม่ละลายน้ำ แต่แขวนลอยอยู่ในน้ำ สามารถแยกออกจากน้ำได้โดยการกรองด้วยกระดาษกรองใยแก้วที่มีขนาดรูกรองประมาณ 1.2 ไมครอน แล้วนำของแข็งดังกล่าวที่ติดค้างบนกระดาษกรองไปผ่านการระเหยน้ำออกจนหมด ที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส

2.8.2 ของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (Total Dissolved Solids: TDS)

ของแข็งละลายน้ำ (Dissolved Solids: DS หรือ Total Dissolved Solids: TDS) หมายถึง ของแข็งที่ละลายน้ำได้ ทำให้สามารถลอดผ่านกระดาษกรองใยแก้วที่มีขนาดรูกรองประมาณ 1.2 ไมครอน ประกอบด้วยอนุภาคของคอลลอยด์ที่มีขนาดเล็กกว่ารูกระดาษกรอง และโมเลกุลของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่ละลายน้ำ ถ้า TDS มากแสดงว่ามีสารแปลกปลอมในน้ำมาก และ TDS ยังสามารถบอกความกระด้างของน้ำได้

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 สารเคมี อุปกรณ์และเครื่องมือที่ใช้ในการศึกษา

3.1.1 สารเคมี

3.1.1.1 สารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2)

3.1.1.2 เฟอร์รัสซัลเฟต ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$)

3.1.1.3 โพแทสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$)

3.1.1.4 สารละลายซัลฟิวริก (H_2SO_4 20%)

3.1.1.5 สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (Ferrous Ammonium Sulphate, FAS)

3.1.1.6 โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH)

3.1.1.7 กรดซัลฟิวริกเข้มข้น (Conc. H_2SO_4)

3.1.1.8 สารซัลเวอร์ซัลเฟต (Ag_2SO_4)

3.1.1.9 สารเมอร์คิวรีซัลเฟต ($HgSO_4$)

3.1.1.10 เฟอร์โรอินอินดิเคเตอร์ (Ferrioin indicator)

3.1.2 เครื่องมือและอุปกรณ์

3.1.2.1 อุปกรณ์

1) เครื่องกวนผสมจาร์เทสต์ Jar Test

2) บีกเกอร์ขนาด 1000 ml

3) นาฬิกาจับเวลา

4) บิวเรต (Burettes)

5) ปิเปต (Pipettes)

6) ขวดรูปชมพู่ขนาด 250 ml (Erlenmeyer flasks)

7) หลอดไตเจสต์แก้วโบโรซิลิเกต (Borosilicate) ขนาด 25 x150 mm ชนิด

ฝาเกลียวพร้อมจุก TFE

8) ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)

9) น้ำกลั่น

10) ตู้ดูดความชื้นพร้อมสารดูดความชื้น (Dessicator)

- 11) ตู้อบ ที่อุณหภูมิ 150 ± 2 °C
- 12) เครื่องชั่ง (ทศนิยม 4 ตำแหน่ง)
- 13) ขวดดูดสุญญากาศ
- 14) เครื่องดูดสุญญากาศ
- 15) ถ้วยกระเบื้อง
- 16) glass fiber filter disks
- 17) filter holder ใช้ gooch crucible adapter หรือ membrane filter

funnel

- 18) ถ้วยกรองกุช สำหรับ glass fiber filter

3.1.2.2 เครื่องมือวิเคราะห์

เครื่องวัดค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH Meter)

3.2 กรอบงานวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังซึ่งแบ่งขั้นตอนการดำเนินงานออกเป็น 4 ขั้นตอน ดังนี้

3.2.1 การศึกษาอิทธิพลของเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด

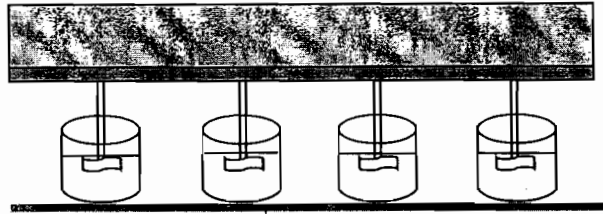
ขั้นตอนนี้เป็นการศึกษาอิทธิพลของเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด โดยการศึกษานี้จะทำการควบคุมระยะเวลาในการกวนด้วยเครื่องกวน 120 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30, 60, 90 และ 120 นาที

3.2.2 การศึกษาอิทธิพลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด

ขั้นตอนนี้เป็นการศึกษาค่า pH ที่เหมาะสม โดยการศึกษานี้จะทำการควบคุมค่า พีเอช (pH) ของน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบ ซึ่งทำการศึกษาที่ pH เริ่มต้น pH3 pH5 และ pH7 โดยใช้กรดซัลฟูริก (H_2SO_4) และโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) เพื่อปรับให้ได้ค่า pH ตามที่ต้องการ

3.2.3 การศึกษาอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 และ Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการกำจัด

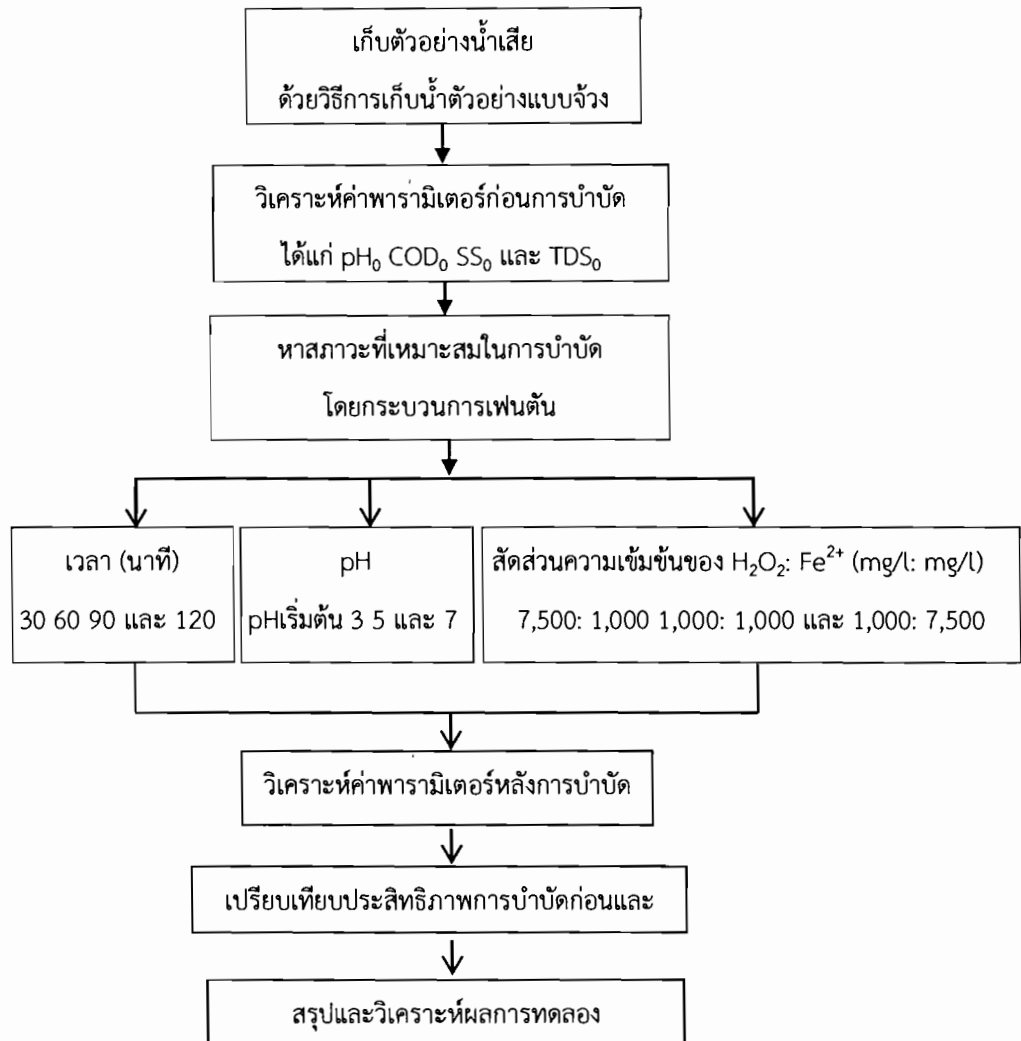
ขั้นตอนนี้เป็นการศึกษาอัตราส่วนระหว่างค่าความเข้มข้นของ H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} ที่เหมาะสม โดยการศึกษานี้จะทำการควบคุมความเข้มข้นของสาร H_2O_2 : Fe^{2+} โดยค่าความเข้มข้นของสารได้แก่ ที่ความเข้มข้น 7,500: 1,000 1,000: 1,000 และ 1,000: 7,500 mg/l: mg/l ตามลำดับ



ภาพที่ 3.1 ชุดการทดลอง

3.2.4 การวิเคราะห์และสรุปผลการศึกษา

ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนการรวบรวมข้อมูลที่ศึกษาข้างต้น เพื่อนำมาวิเคราะห์และสรุปผลการศึกษา ในการทดลองขั้นตอนการวิจัยทั้งหมดสามารถแสดงความสัมพันธ์เป็นแผนภาพได้ดังภาพที่ 3.2



ภาพที่ 3.2 แผนภาพขั้นตอนการวิจัย

3.3 วิธีเตรียมสารละลาย

3.3.1 สารละลายมาตรฐานโปแทสเซียมไดโครเมต 0.1 N

ทำการละลาย $K_2Cr_2O_7$ (ซึ่งอบแห้งที่ $130^\circ C$ เป็นเวลา 2 ชม.) มา 4.913 g ในน้ำกลั่น 500 ml จากนั้นค่อย ๆ เติมกรดซัลฟิวริกเข้มข้น 167 ml และ $HgSO_4$ 33.3 g ตั้งทิ้งไว้ให้ละลายและปล่อยให้เย็นแล้วทำการเจือจางด้วยน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 L

3.3.2 กรดซัลฟิวริกเข้มข้นที่ผสมกับสารละลายซิลเวอร์ซัลเฟต

โดยทำการเติม Ag_2SO_4 5.5 g ลงในกรดซัลฟิวริกเข้มข้น 1 kg ตั้งทิ้งไว้ประมาณ 1-2 วัน เพื่อให้ Ag_2SO_4 ละลาย

3.3.3 สารละลายเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.10 N (Ferrous Ammonium Sulphate, FAS)

โดยทำการละลาย $Fe (NH_4)_2 (SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 39.2 g ในน้ำกลั่น จากนั้นทำการเติมกรดซัลฟิวริกเข้มข้น 20 ml ปล่อยให้เย็นแล้วทำการเจือจางด้วยน้ำกลั่นจนครบ 1 L

3.3.4 สารละลายอินดิเคเตอร์ Ferroin

โดยทำการละลาย 1.485 g 1,10-phenanthroline monohydrate and 695 ml $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ ในน้ำกลั่น แล้วเจือจางด้วยน้ำกลั่นจนครบ 100 ml

3.4 วิธีดำเนินการศึกษา

วิธีการดำเนินการศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังมีวิธีการดังนี้

3.4.1 การเก็บน้ำตัวอย่าง

ทำการเก็บน้ำเสียแบบจ้วง (Grab Samples) เป็นการเก็บตัวอย่างครั้งเดียวที่จุดเดียวในเวลาใดเวลาหนึ่งแล้วนำมาวิเคราะห์ ซึ่งจะเป็นผลวิเคราะห์คุณภาพน้ำ ณ จุดนั้นและในเวลานั้นเท่านั้น การเก็บตัวอย่างแบบนี้จะทำให้ทราบถึงลักษณะสมบัติของแหล่งน้ำเฉพาะจุด และทำให้เห็นความผันแปรของลักษณะสมบัติและคุณภาพน้ำในจุดต่างๆได้อย่างชัดเจน (กรมควบคุมมลพิษ, 2553) เก็บน้ำเสียที่ท่อรวมหลังออกจากระบบ UASB เก็บปริมาณ 15 L ในช่วงเดือนธันวาคมถึงมีนาคมซึ่งเป็นช่วงเวลาที่เดินระบบบำบัดเต็มที เก็บรักษาน้ำเสียโดยทำการแช่ตู้เย็นที่อุณหภูมิ $4^\circ C$ ซึ่งข้อมูลลักษณะน้ำเสียที่เกิดขึ้นค่า COD เฉลี่ยเท่ากับ $1,633 \pm 211$ mg/l SS เฉลี่ยเท่ากับ $1,032 \pm 157$ mg/l และ TDS เฉลี่ยเท่ากับ $1,420 \pm 104$ mg/l และค่า pH ในช่วง 6 ถึง 7

3.4.2 วิธีการทดลอง

3.4.2.1 ทำการศึกษาค่าอิทธิพลของเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด

- 1) เตรียมน้ำเสีย 500 ml ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ pH COD SS และ TDS
- 2) ทำการปรับค่า pH ให้ได้ค่าที่ pH3
- 3) ทำการใส่สาร H_2O_2 : Fe^{2+} ที่ความเข้มข้น 1,000: 1,000 mg/l: mg/l
- 4) ทำการกวนผสมด้วยจาร์เจสท์ ที่ความเร็วรอบ 120 รอบต่อนาที ที่เวลา 30, 60, 90 และ 120 นาที ตามลำดับ ตั้งทิ้งไว้ 30 นาที ให้ตกตะกอน และทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ pH COD SS และ TDS
- 5) ทำการทดลองซ้ำ โดยทำการเปลี่ยนค่าเวลา ตามที่ได้กำหนดไว้และทำการเลือกค่าพารามิเตอร์ที่เหมาะสมในการบำบัดโดยพิจารณาจากประสิทธิภาพในการกำจัดพารามิเตอร์ที่ดีที่สุด

3.4.2.2 ทำการศึกษาอิทธิพลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด

- 1) เตรียมน้ำเสีย 500 ml ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ pH COD SS และ TDS
- 2) ทำการศึกษาที่ pH เริ่มต้น pH3 pH5 และ pH7 โดยทำการปรับค่า pH ตามลำดับ
- 3) ทำการใส่สาร H_2O_2 : Fe^{2+} ที่ความเข้มข้น 1,000: 1,000 mg/l: mg/l
- 4) ทำการกวนผสมด้วยจาร์เจสท์ ที่ความเร็วรอบ 120 รอบต่อนาที ตามเวลาที่ ได้จากการทดลองที่ 3.4.2.1 ตั้งทิ้งไว้ 30 นาที ให้ตกตะกอน และทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ pH COD SS และ TDS
- 5) ทำการทดลองซ้ำ โดยทำการเปลี่ยนค่า pH ตามที่ได้กำหนดไว้และทำการเลือกค่าพารามิเตอร์ที่เหมาะสมในการบำบัดโดยพิจารณาจากประสิทธิภาพในการกำจัดพารามิเตอร์ที่ดีที่สุด

3.4.2.3 ศึกษาอัตราส่วนระหว่างค่าความเข้มข้นของ H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} ที่เหมาะสม

- 1) เตรียมน้ำเสีย 500 ml ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ pH COD SS และ TDS
- 2) ทำการปรับ pH ตามที่ได้จากการทดลองที่ 3.4.2.2
- 3) ทำการใส่สาร H_2O_2 : Fe^{2+} ที่ความเข้มข้น 7,500: 1,000 1,000: 1,000 และ 1,000: 7,500 mg/l: mg/l ตามลำดับ

4) ทำการกวนผสมด้วยจาร์เทสต์ ที่ความเร็วรอบ 120 รอบต่อนาที ตามเวลาที่ ได้จากการทดลองที่ 3.4.2.1 ตั้งทิ้งไว้ 30 นาที ให้ตกตะกอน และทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ pH COD SS และ TDS

5) ทำการทดลองซ้ำ โดยทำการเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของ H_2O_2 : Fe^{2+} ตามที่ได้ กำหนดไว้และทำการเลือกค่าพารามิเตอร์ที่เหมาะสมในการบำบัดโดยพิจารณาจากประสิทธิภาพในการกำจัดพารามิเตอร์ที่ดีที่สุด

3.4.3 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด

เปรียบเทียบค่าพารามิเตอร์ของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันกับมาตรฐาน น้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม พ.ศ. 2539 โดยเปรียบเทียบพารามิเตอร์ของน้ำ เสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลังก่อนและหลังการบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันกับมาตรฐานน้ำทิ้งจาก โรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม

3.5 วิธีการวิเคราะห์

3.5.1 วิธีวิเคราะห์ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD)

3.5.1.1 การวิเคราะห์ค่าซีโอดี (COD)

น้ำเสียตัวอย่างจะถูกนำมาวิเคราะห์ค่าซีโอดีก่อนและหลังการบำบัด ด้วยวิธีฟลักซ์แบบปิด (Closed reflux method) และทำการหาประสิทธิภาพของการบำบัดทั้งก่อนและหลัง ทำการทดลอง

3.5.1.2 การหาค่า COD

$$COD (mg/l) = \frac{\{(A-B) \times N \times 8000\}}{C} \quad (3.1)$$

เมื่อ A คือ ปริมาณของเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟตที่ใช้ในการไทเทรตน้ำกลั่น (ml)

B คือ ปริมาณของเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟตที่ใช้ในการไทเทรตน้ำตัวอย่าง (ml)

N คือ ความเข้มข้นในหน่วยนอร์มัลลิตีของเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟตที่ใช้ (mol)

C คือ ปริมาณน้ำตัวอย่างที่นำมาใช้ (ml)

3.5.1.3 การหาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี

$$\text{ประสิทธิภาพการบำบัด COD} = \frac{((COD_0 - COD) \times 100)\%}{COD_0} \quad (3.2)$$

เมื่อ COD_0 คือ ค่า COD ของน้ำเสียเริ่มต้น (mg/l)

COD คือ ค่า COD ของน้ำเสียหลังการบำบัด (mg/l)

3.5.2 การวิเคราะห์ค่าของแข็ง

น้ำเสียตัวอย่างถูกนำมาวิเคราะห์ค่าของแข็งด้วยวิธี Gravimetric method โดยสามารถคำนวณหาค่าของแข็งและประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งได้จาก

3.7.2.1 การหาค่าของแข็ง

$$\text{Suspended solids (mg/l)} = \frac{(A-B) \times 1,000}{C} \quad (3.3)$$

เมื่อ A คือ ค่าน้ำหนักของกระดาษกรอง + ของแข็ง (mg)

B คือ ค่าน้ำหนักของกระดาษกรอง (mg)

C คือ ปริมาณน้ำตัวอย่างที่นำมาใช้ (mg)

$$\text{Total dissolved solid at } 180^\circ\text{C (mg/l)} = \frac{(A-B) \times 1,000}{C} \quad (3.4)$$

เมื่อ A คือ ค่าน้ำหนักของของแข็งที่แห้ง + ถ้วยกระเบื้อง (mg)

B คือ ค่าน้ำหนักของถ้วยกระเบื้อง (mg)

C คือ ปริมาตรของน้ำที่ผ่านการกรองที่นำมาใช้ (ml)

3.7.2.2 การหาประสิทธิภาพการบำบัดของของแข็ง

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัด SS} = \frac{((SS_0 - SS) \times 100)\%}{SS_0} \quad (3.5)$$

เมื่อ SS_0 คือ ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียเริ่มต้น (mg/l)

SS คือ ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียหลังการบำบัด (mg/l)

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัด TDS} = \frac{((TDS_0 - TDS) \times 100)\%}{TDS_0} \quad (3.6)$$

เมื่อ TDS_0 คือ ค่าของแข็งละลายน้ำของน้ำเสียเริ่มต้น (mg/l)

TDS คือ ค่าของแข็งละลายน้ำของน้ำเสียหลังการบำบัด (mg/l)

บทที่ 4 ผลการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังซึ่งแบ่งขั้นตอนการศึกษาออกเป็น 3 ขั้นตอน คือ การศึกษาค่าอิทธิพลของเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด การศึกษาอิทธิพลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด การศึกษาอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 และ Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการกำจัด และทำการเปรียบเทียบค่าพารามิเตอร์ของน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลังก่อนและหลังการบำบัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตันกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม

4.1 คุณสมบัติน้ำเสียโรงงานแป้งมันสำปะหลัง

อุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังเป็นอุตสาหกรรมที่มีน้ำในกระบวนการผลิตเป็นปริมาณมาก ส่งผลให้น้ำที่ใช้เกือบทั้งหมดกลายเป็นน้ำเสียและน้ำอีกส่วนหนึ่งจะสูญหายไปในการบวนการสลัดแห้งและอบแห้ง ส่วนลักษณะสมบัติของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบมีค่าความสกปรกในรูปบีโอดี ซีโอดีและปริมาณของแข็งค่อนข้างสูง ส่วนไนโตรเจนทั้งหมดมีปริมาณค่อนข้างต่ำ ทั้งนี้แสดงให้เห็นว่าองค์ประกอบในน้ำเสียดังกล่าวส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจริงจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังแห่งหนึ่งในจังหวัดศรีสะเกษ ที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบ UASB มาแล้ว มีการปล่อยน้ำเข้าสู่ระบบ UASB ประมาณวันละ 3,600 ลูกบาศก์เมตร พบว่าลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ออกจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังมีสีขุ่น กลิ่นเหม็นปานกลาง และมีค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 4.1

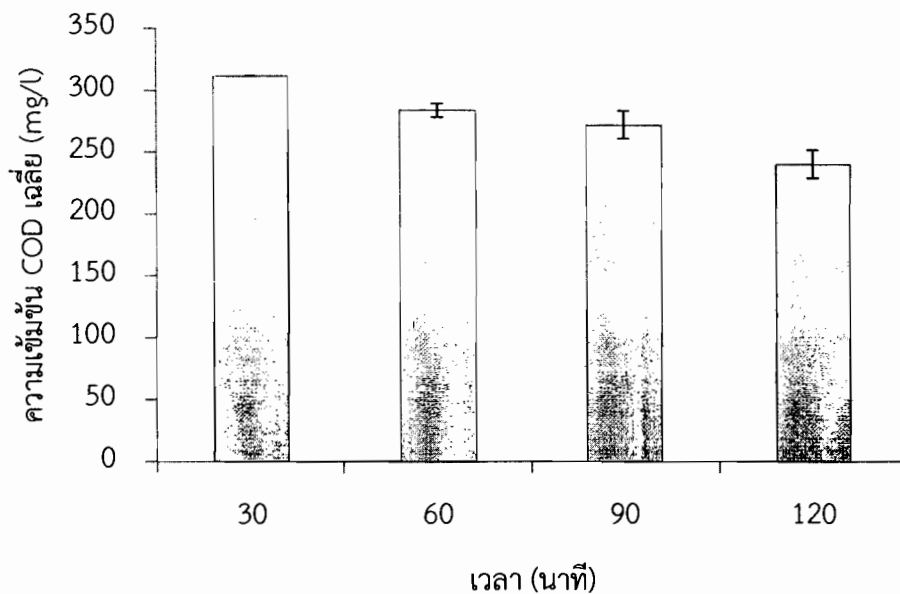
ตารางที่ 4.1 คุณสมบัติน้ำเสียโรงงานแป้งมันสำปะหลัง

พารามิเตอร์	หลังผ่านระบบ UASB	มาตรฐานน้ำทิ้งจาก โรงงานอุตสาหกรรม
pH	6-7	5.5-9.0
COD (mg/l)	1,633±211	ไม่เกิน 120 mg/l
SS (mg/l)	1,032±157	ไม่เกิน 50 mg/l
TDS (mg/l)	1,420±104	ไม่เกิน 3000 mg/l

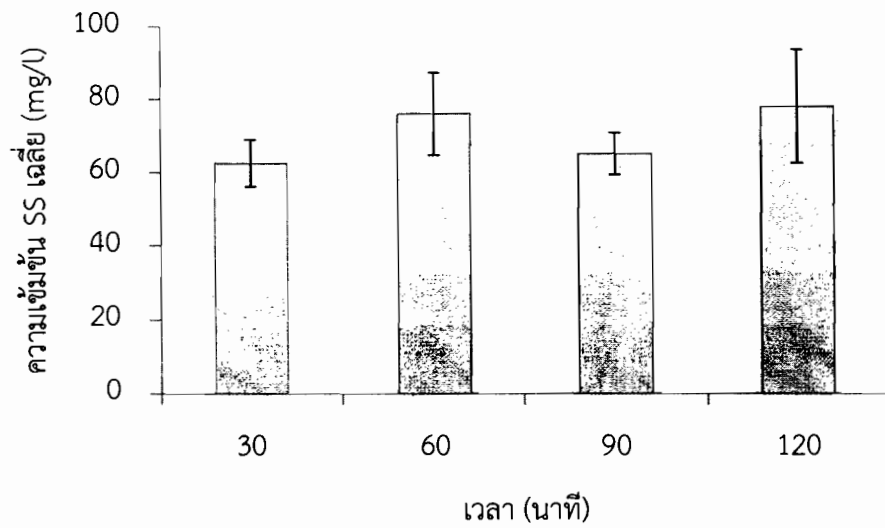
จากการวิเคราะห์คุณภาพของน้ำเสียก่อนการบำบัด พบว่า น้ำเสียที่ได้จากการเก็บตัวอย่างมีค่าคุณภาพน้ำทิ้งได้แก่ TDS ไม่เกินมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง ส่วน COD และ SS สูงกว่าค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง จึงจำเป็นต้องมีการบำบัดเพิ่มเติมด้วยกระบวนการเฟนตัน

4.2 ผลการศึกษาค่าอิทธิพลของเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด

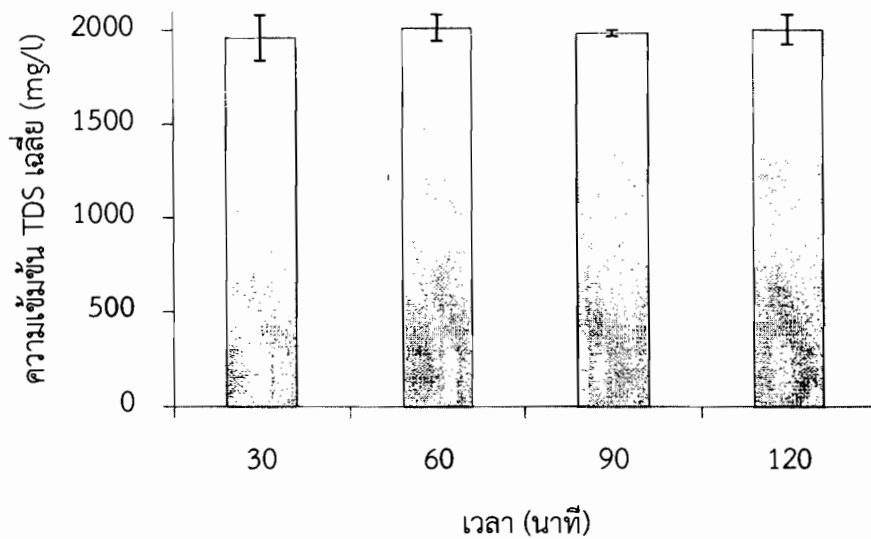
จากการศึกษาค่าอิทธิพลของเวลาการสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด ทำการศึกษาโดยศึกษา ที่ pH3 อัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ที่ความเข้มข้น 1000: 1000 mg/l: mg/l ทำการกวนผสมด้วย Jar Test ที่ความเร็วรอบ 120 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 60 90 และ 120 นาที ตามลำดับ ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ COD SS และ TDS ผลจากการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดเป็นดังแสดงในภาพที่ 4.1 4.2 และ 4.3 ตามลำดับ



ภาพที่ 4.1 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อปริมาณความเข้มข้น COD เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน H_2O_2 : Fe^{2+} 1,000: 1,000 mg/l: mg/l



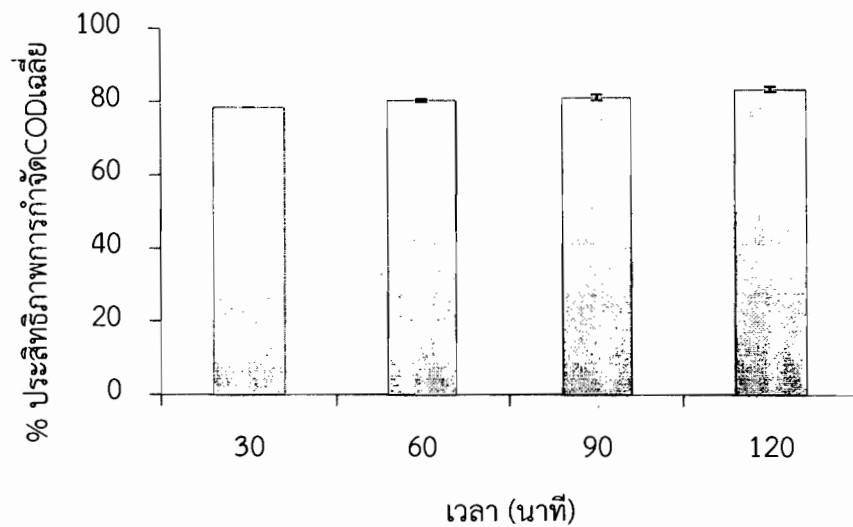
ภาพที่ 4.2 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อปริมาณความเข้มข้น SS เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l



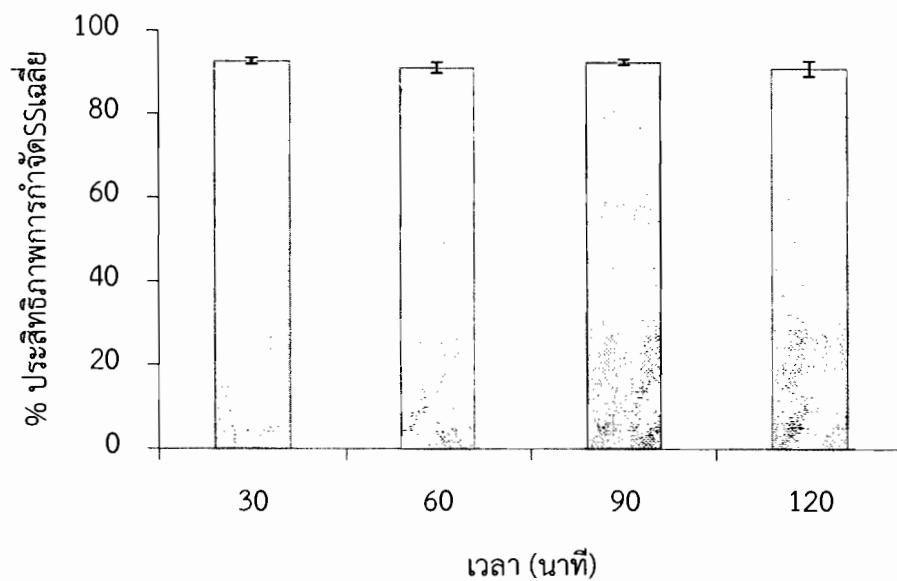
ภาพที่ 4.3 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อปริมาณความเข้มข้น TDS เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l

จากภาพที่ 4.1 4.2 และ 4.3 แสดงให้เห็นว่าเมื่อเวลาเพิ่มมากขึ้นประสิทธิภาพในการกำจัดก็จะเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย ดังจะเห็นได้ว่าสถานะที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาเฟนตันในน้ำเสียนี้ คือ 120

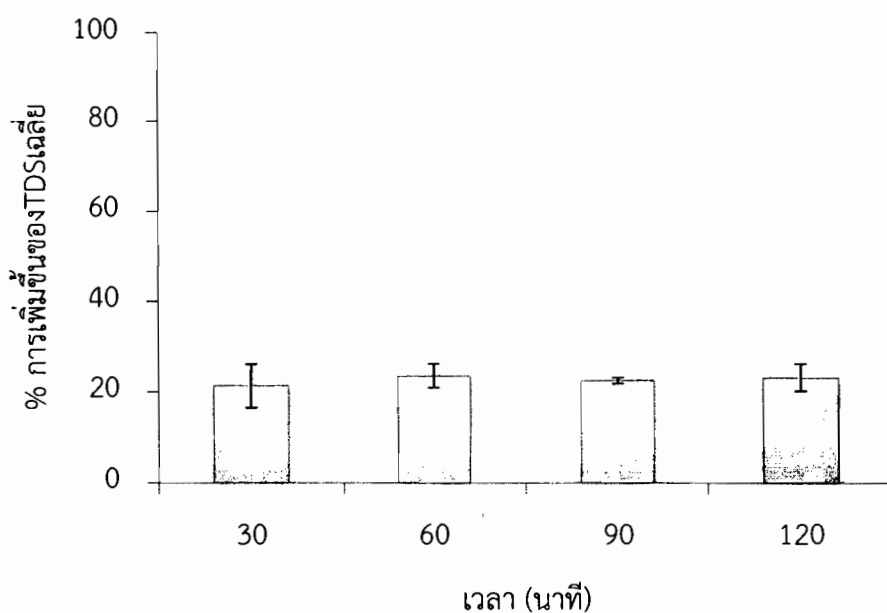
นาที่เนื่องมาจากที่ระยะเวลาที่มากขึ้นทำให้อนุผลไฮดรอกซิลมีเวลาเข้าทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ได้มากยิ่งขึ้น



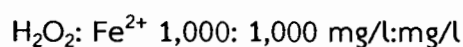
ภาพที่ 4.4 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l



ภาพที่ 4.5 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัด SS เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l



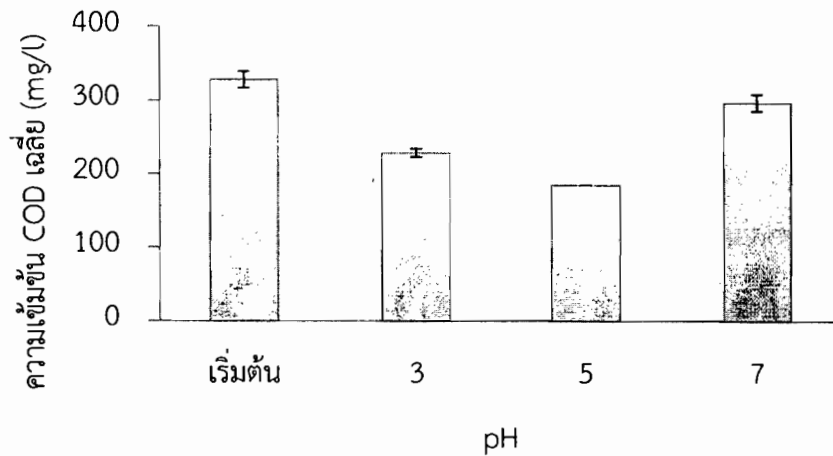
ภาพที่ 4.6 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อเปอร์เซ็นต์การเพิ่มขึ้นของ TDS เฉลี่ย ที่ pH3 อัตราส่วน



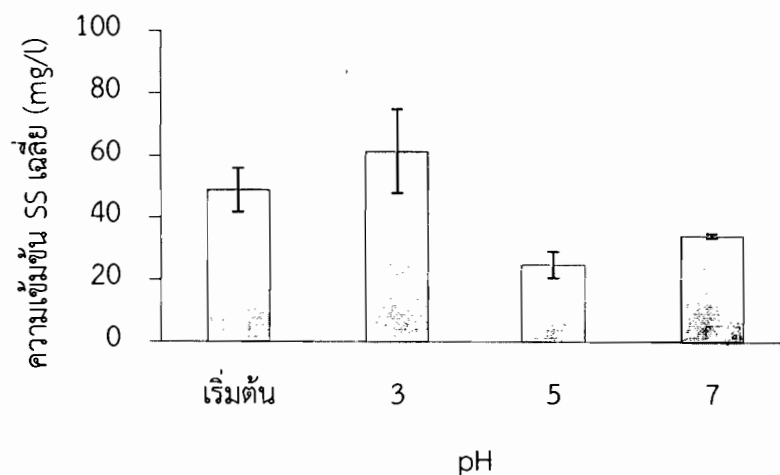
จากการศึกษาค่าอิทธิพลเวลาการสัมผัสต่อประสิทธิภาพการกำจัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ในสภาวะที่ pH3 โดยเวลาที่ใช้ในการทดลองเท่ากับ 30 60 90 และ 120 นาที พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD เท่ากับ $78.33 \pm 0.00\%$ $80.02 \pm 0.39\%$ $81.11 \pm 0.78\%$ และ $83.33 \pm 0.78\%$ ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.4 จะเห็นได้ว่าที่เวลา 120 นาที มีประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงที่สุด COD ลดลงเหลือ 240 มิลลิกรัมต่อลิตร (Nie et al., 2015) แสดงให้เห็นว่าแนวโน้มของระยะเวลาที่เพิ่มมากขึ้นจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด COD เนื่องจากที่ระยะเวลาที่มากขึ้นทำให้อนุมูลไฮดรอกซิลมีเวลาเข้าทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ได้มากยิ่งขึ้น (สุเทพ สิริวิทยาปกรณ และ วีระนุช บุญรุ่ง, 2553) ในส่วนของประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย (SS) ที่เวลา 30 นาที ประสิทธิภาพการกำจัดมากที่สุดเท่ากับ $92.67 \pm 0.74\%$ ดังแสดงในภาพที่ 4.5 อย่างไรก็ตามหลังสิ้นสุดปฏิกิริยาของแข็งละลายน้ำ (TDS) มีค่าเพิ่มขึ้นเนื่องจากเกิดตะกอนของ Fe^{3+} ขึ้นในระบบ ซึ่ง TDS เพิ่มขึ้นเท่ากับ $23.13 \pm 2.98\%$ ดังแสดงในภาพที่ 4.6

4.3 ผลการศึกษาอิทธิพลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด

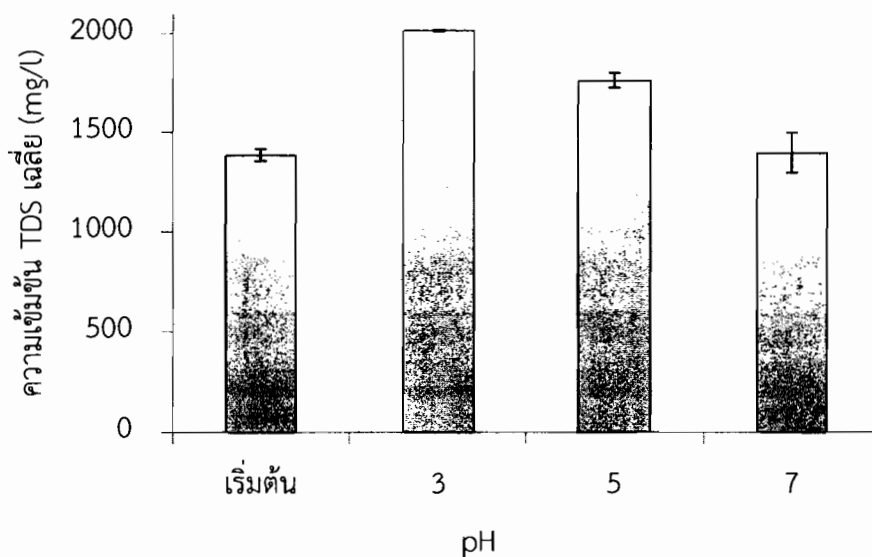
จากการศึกษาค่าอิทธิพลของ pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด ทำการศึกษาโดยศึกษา ที่ pH เริ่มต้น 3 5 และ 7 ตามลำดับ อัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ที่ความเข้มข้น 1,000: 1,000 mg/l: mg/l ทำการกวนผสมด้วย Jar Test ที่ความเร็วรอบ 120 รอบต่อนาที เป็นเวลา 120 นาที ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ COD SS และ TDS ผลจากการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดเป็นดังแสดงในภาพที่ 4.7 4.8 และ 4.9 ตามลำดับ



ภาพที่ 4.7 อิทธิพลของค่า pH ต่อปริมาณความเข้มข้น COD เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H_2O_2 : Fe^{2+} 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที

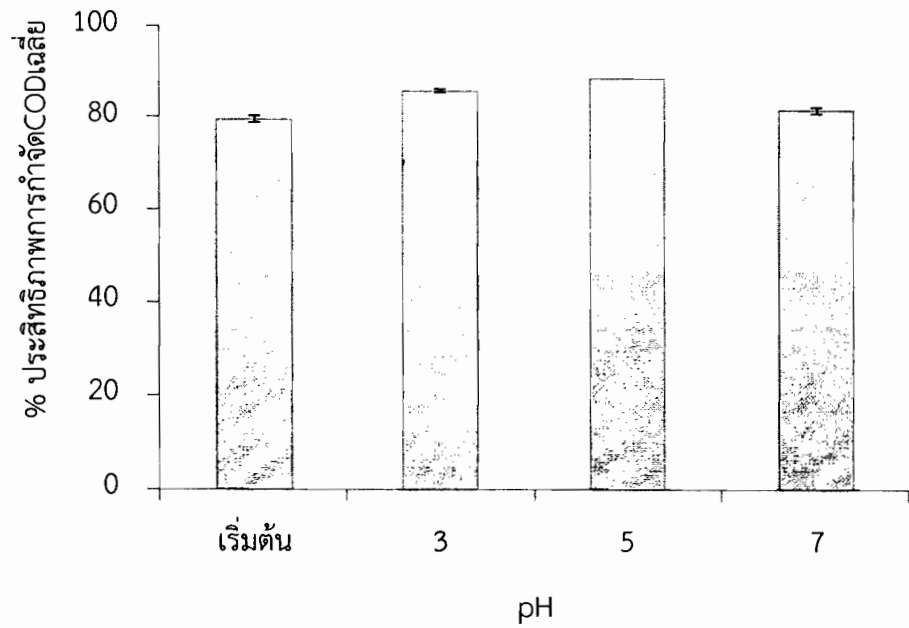


ภาพที่ 4.8 อิทธิพลของค่า pH ต่อปริมาณความเข้มข้น SS เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H_2O_2 : Fe^{2+} 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที

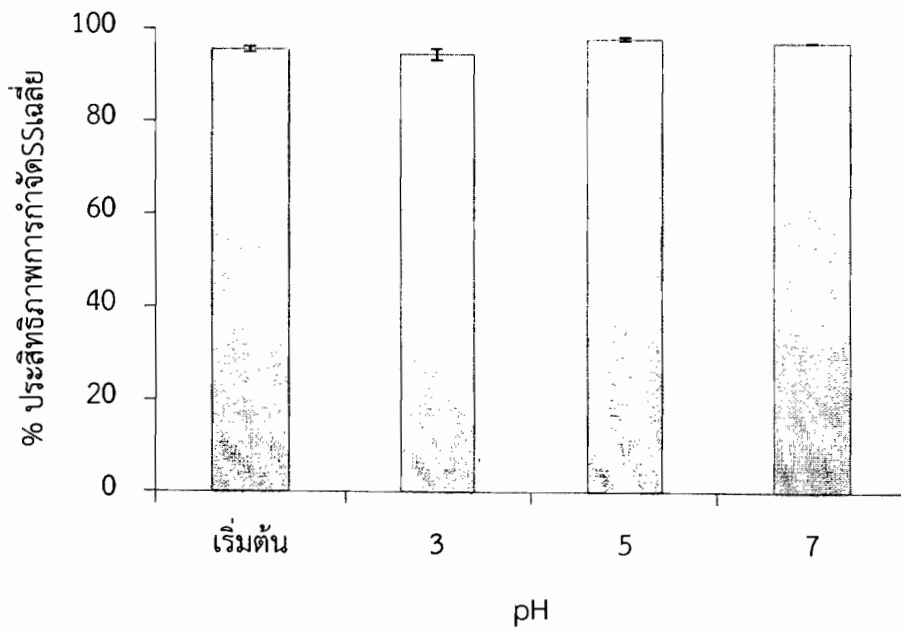


ภาพที่ 4.9 อิทธิพลของค่า pH ต่อปริมาณความเข้มข้น TDS เฉลี่ย ที่อัตราส่วน
 H_2O_2 : Fe^{2+} 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที

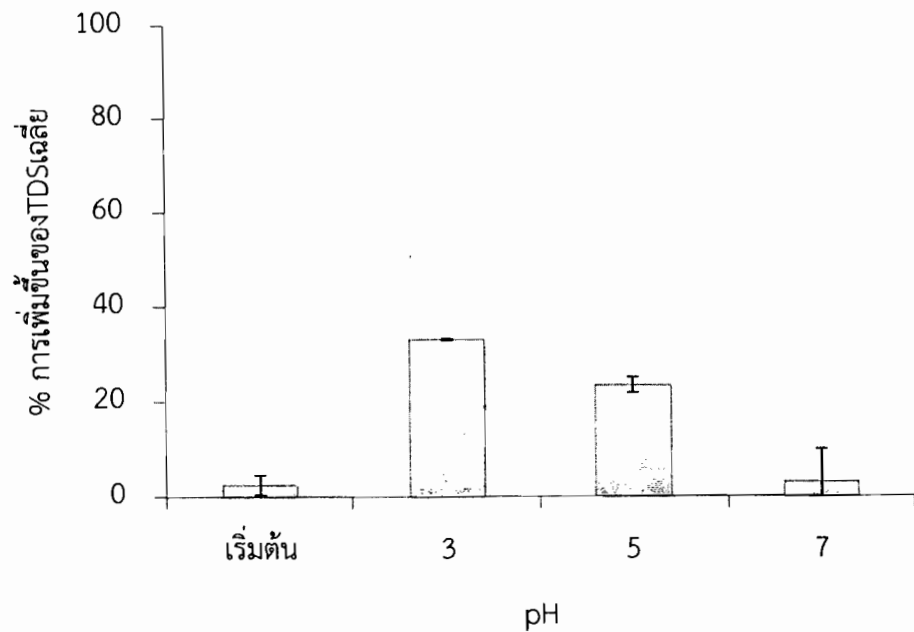
จากภาพที่ 4.7 4.8 และ 4.9 ค่าพีเอชที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาจะอยู่ในช่วง 3 ถึง 5 อยู่ในช่วงที่เป็นกรด เนื่องจาก H_2O_2 และ Fe^{2+} ทำปฏิกิริยาได้ดีและเกิดอนุมูลไฮดรอกซิลอย่างเพียงพอ ซึ่งเกิดขึ้นในสภาวะที่เป็นกรดทำให้ปฏิกิริยาของเฟนตันออกซิเดชันเกิดได้ดียิ่งขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดี ในขณะที่พีเอชสูงความสามารถในการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน (Oxidation reaction) จะลดลงโดย Fe^{2+} จะไม่เสถียรและเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของ Fe^{3+} ทำให้เกิดการตกตะกอน ซึ่งเป็นตัวขัดขวางการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง H_2O_2 และ Fe^{2+} นอกจากนี้ที่ pH สูงขึ้น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ก็ไม่เสถียรและเกิดการสลายตัวให้ออกซิเจนและน้ำ จากการศึกษาอิทธิพลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัด พบว่า pH ที่ดีที่สุดคือ pH5 ค่า COD ลดลงเหลือ 184 ± 0.00 mg/l SS ลดลงเหลือ 25 ± 4.24 mg/l และ TDS เพิ่มขึ้นเป็น $1,762.5 \pm 37.47$ mg/l



ภาพที่ 4.10 อิทธิพลของค่า pH ต่อ ประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย ที่อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที



ภาพที่ 4.11 อิทธิพลของค่า pH ต่อ ประสิทธิภาพการกำจัด SS เฉลี่ย ที่อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที



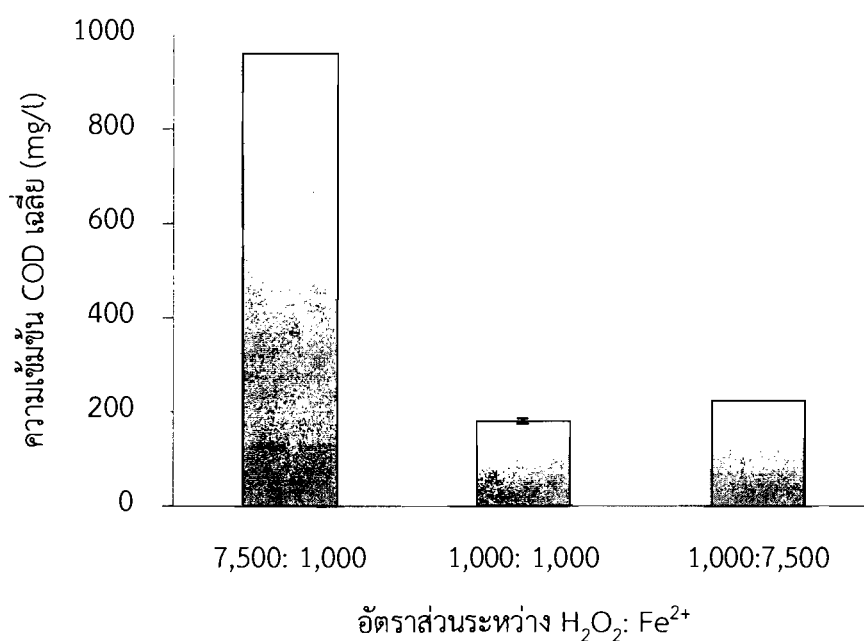
ภาพที่ 4.12 อิทธิพลของค่า pH ต่อเปอร์เซ็นต์การเพิ่มขึ้นของ TDS เฉลี่ย ที่อัตราส่วน H_2O_2 : Fe^{2+} 1,000: 1,000 mg/l: mg/l เวลา 120 นาที

ผลการศึกษาอิทธิพลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการกำจัดด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน แสดงดังภาพที่ 4.10 พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด COD มีค่าสูงที่สุดที่ค่า pH 5 ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัด COD เท่ากับ $88.5 \pm 0\%$ สอดคล้องกับผลการศึกษาของนักวิจัยหลายท่านที่ศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อการทำปฏิกิริยาเฟนตัน โดยทั่วไปค่า pH ที่มีความเหมาะสมอยู่ในช่วงระหว่าง 3-5 (มณฑา ประดิษฐ์ชา, 2550) แต่ที่ค่า pH สูงกว่า 5 ประสิทธิภาพการกำจัด COD ลดลง (Marco et al., 2009) เนื่องจากค่า pH มากกว่า 5 จะเกิดการรบกวนของไบคาร์บอเนต (HCO_3^-) และคาร์บอเนต (CO_3^{2-}) บางส่วนในช่วงค่า pH สูงโดยไบคาร์บอเนตและคาร์บอเนตในน้ำ สามารถทำปฏิกิริยากับอนุมูลอิสระ ($\text{OH} \cdot$ scavenge) เกิดเป็นอนุมูล $\text{CO}_3 \cdot^-$ ดังสมการที่ 4.1 และ 4.2 ส่งผลให้ประสิทธิภาพของปฏิกิริยาลดลง (ธนฤต พรหมทอง และคณะ., 2553) และประสิทธิภาพการกำจัด SS สามารถกำจัดได้ดีที่ pH5 สูงถึง $97.71 \pm 0.38\%$ แสดงดังภาพที่ 4.11 ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ ณิชชากร ธนกรจิตติพัฒน์ (2555) ที่ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียโรงอาหารโดยกระบวนการเฟนตันพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด SS ได้ดีที่ pH 5 อย่างไรก็ตามหลังสิ้นสุดปฏิกิริยาค่าของแข็งละลายน้ำ (TDS) มีค่าเพิ่มขึ้นเนื่องจากเกิดตะกอนของ Fe^{3+} ขึ้นในระบบ ซึ่ง TDS เพิ่มขึ้นเท่ากับ $23.38 \pm 1.62\%$ แสดงดังภาพที่ 4.12

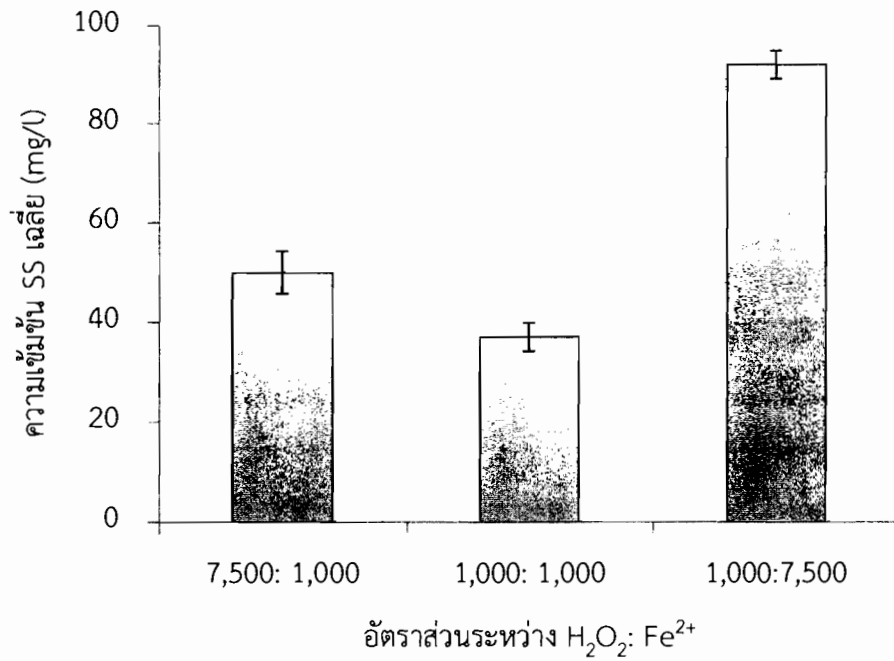


4.4 ผลการศึกษาอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 และ Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการกำจัด

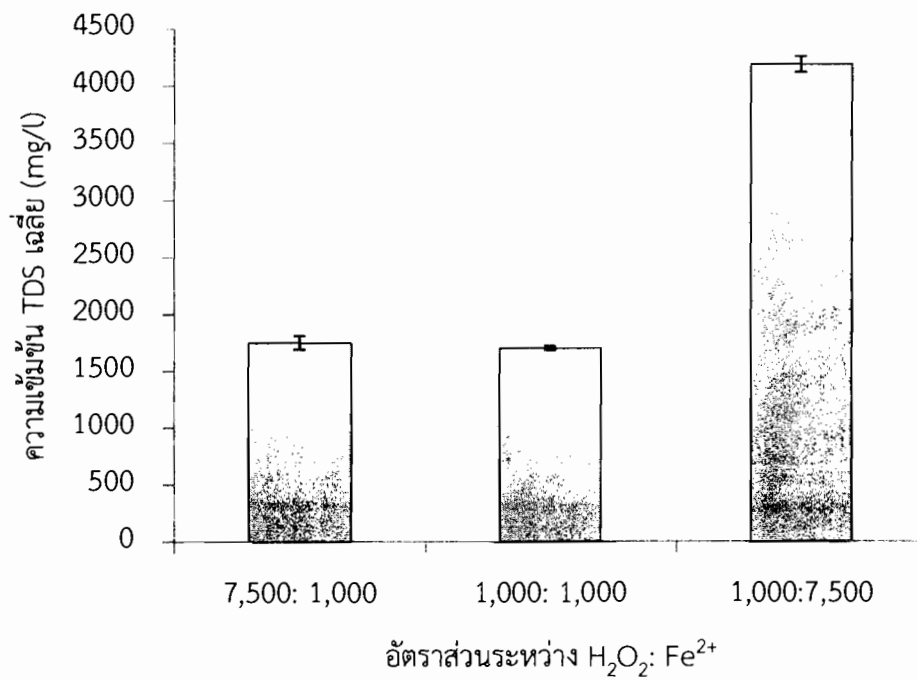
จากการศึกษาค่าอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 และ Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการกำจัด ทำการศึกษาโดยศึกษาที่ pH5 อัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ที่ความเข้มข้น 7,500: 1,000 1,000: 1,000 และ 1,000: 7,500 mg/l: mg/l ตามลำดับ ทำการกวนผสมด้วย Jar Test ที่ความเร็วรอบ 120 รอบต่อนาที เป็นเวลา 120 นาที ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ COD SS และ TDS ผลจากการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดเป็นดังภาพที่ 4.13 4.14 และ 4.15 ตามลำดับ



ภาพที่ 4.13 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ต่อปริมาณความเข้มข้น COD เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที

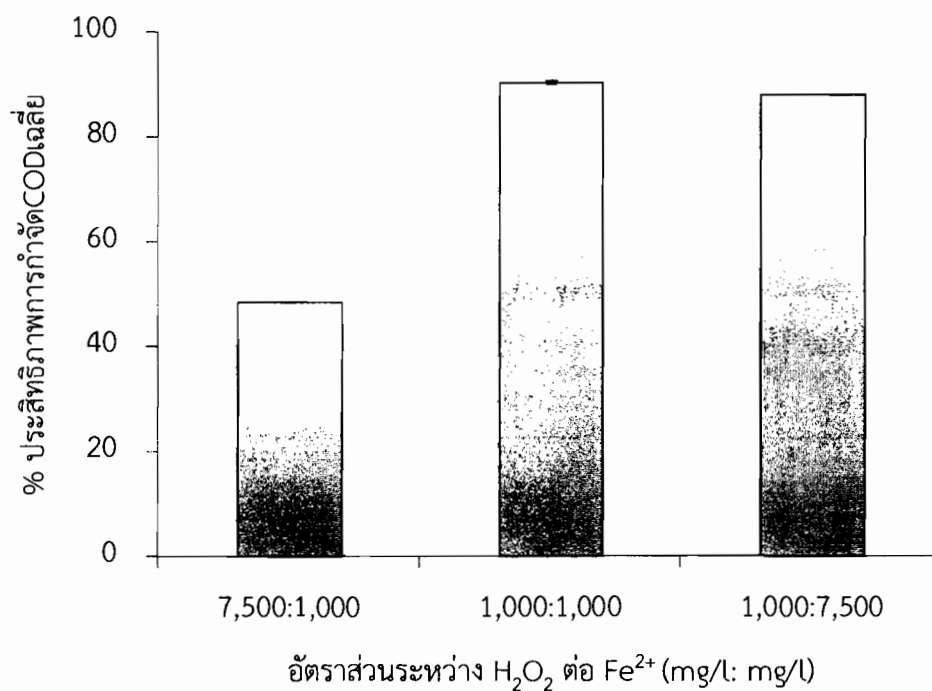


ภาพที่ 4.14 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ต่อปริมาณความเข้มข้น SS เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที

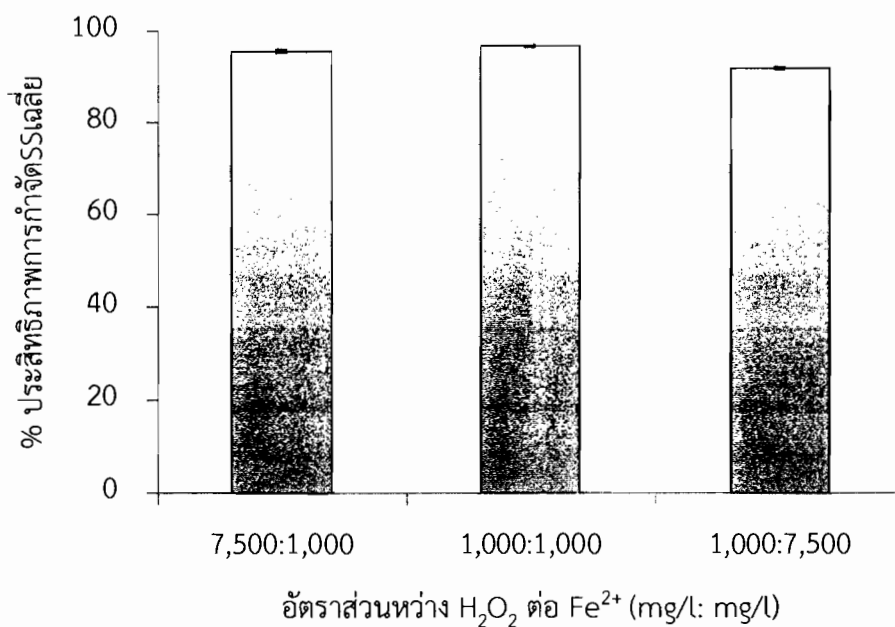


ภาพที่ 4.15 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ต่อปริมาณความเข้มข้น TDS เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที

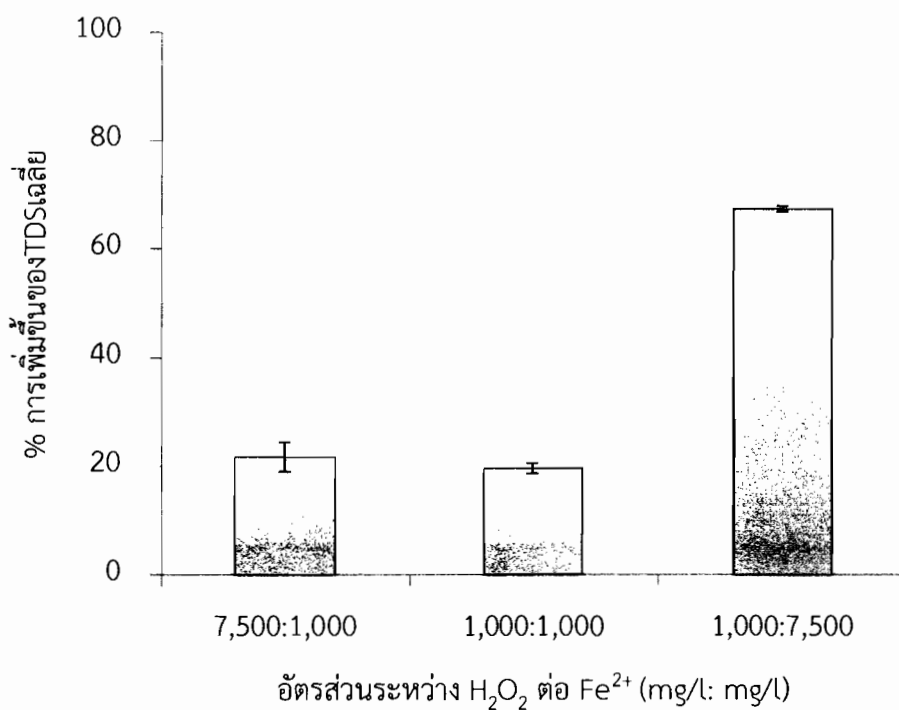
จากภาพที่ 4.13 4.14 และ 4.15 การศึกษาค่าอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 และ Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการกำจัด แสดงให้เห็นว่าที่อัตราส่วนของ $H_2O_2: Fe^{2+}$ ที่แตกต่างกัน ประสิทธิภาพในการบำบัดก็แตกต่างกัน จะเห็นได้ว่าอัตราส่วนของ $H_2O_2: Fe^{2+}$ ที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาเฟนตัน ในน้ำเสียนี้ คือ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l ซึ่ง COD และ SS ลดลงเหลือ 180 mg/l และ 37 mg/l ตามลำดับ



ภาพที่ 4.16 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที



ภาพที่ 4.17 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการกำจัด SS เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที

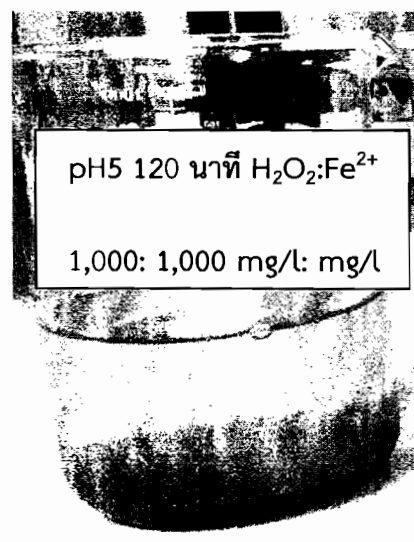


ภาพที่ 4.18 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 : Fe^{2+} ต่อเปอร์เซ็นต์การเพิ่มขึ้นของ TDS เฉลี่ย ที่ pH5 เวลา 120 นาที

อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อประสิทธิภาพการกำจัด แสดงในภาพที่ 4.16 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงที่สุด เท่ากับ $90.32 \pm 0.30\%$ ที่อัตราส่วนของ $H_2O_2: Fe^{2+}$ เท่ากับ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l ซึ่งในสภาวะที่มีสารอินทรีย์ และมีสัดส่วนของ $H_2O_2: Fe^{2+}$ เท่ากับ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l จะส่งผลต่อพฤติกรรมของการสลายตัวของ H_2O_2 โดยแบ่งออกเป็น 2 แบบคือ เกิดการสลายตัวของ H_2O_2 แล้วก็เกิดปฏิกิริยากับสารอินทรีย์เลย และเมื่อมีสารอินทรีย์มากๆ จะเป็นตัวขัดขวางการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง $OH\cdot$ และ Fe^{2+} (Neyens and Baeyens, 2003) เมื่อมีสัดส่วนของ H_2O_2 สูง จะส่งผลให้เกิดอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลลดลง เนื่องจากเกิดการจับตัวกันเองของอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD น้อยลง อย่างไรก็ตาม เมื่อเพิ่มสัดส่วนของ Fe^{2+} พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงขึ้น เนื่องจาก Fe^{2+} เป็นตัวเร่งให้เกิดอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล จึงทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงขึ้น จากภาพที่ 4.17 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด SS สูงที่สุดที่ $96.77 \pm 0.29\%$ ลดลงจาก $1,149 \pm 0.00$ มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือ 37 ± 2.82 มิลลิกรัมต่อลิตร จากภาพที่ 4.18 พบว่าหลังผ่านการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันทำให้ TDS มีค่าสูงขึ้น เพิ่มขึ้นเป็น $19.59 \pm 0.93\%$ แต่ยังคงอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง



ก)



ข)

ภาพที่ 4.19 ก) ก่อนการทดลอง ข) หลังการทดลอง

ตารางที่ 4.2 เปรียบเทียบค่าคุณภาพน้ำเสียเฉลี่ย

พารามิเตอร์	หลังผ่านระบบ UASB	หลังผ่าน กระบวนการเฟ้นต้น	มาตรฐานน้ำทิ้งจาก โรงงานอุตสาหกรรม
pH	6-7	3-4	5.5-9.0
COD (mg/l)	1,633±211	180±5.65	ไม่เกิน 120 mg/l
SS (mg/l)	1,032±157	37±2.82	ไม่เกิน 50 mg/l
TDS (mg/l)	1,420±104	1,704±19.79	ไม่เกิน 3000 mg/l

จากตารางที่ 4.2 ปฏิกริยาเฟ้นต้นสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังได้อย่างมีประสิทธิภาพโดยสถานะที่มีประสิทธิภาพการกำจัดสูงที่สุด ได้แก่ เวลาสัมผัส 120 นาที ค่า pH เท่ากับ 5 อัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} ที่ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l กระบวนการเฟ้นต้นสามารถกำจัดค่า COD สูงสุดถึง 90.32±0.30% โดยค่า COD ลดลงเหลือ 180±5.65 mg/l กำจัด SS ได้ 96.77±0.29% โดยค่า SS ลดลงเหลือเหลือ 37±2.82 mg/l ส่วนค่า TDS เพิ่มขึ้นหลังสิ้นสุดปฏิกริยาตามปริมาณของ Fe^{3+} ที่เกิดขึ้น โดยค่า TDS เพิ่มขึ้นเป็น 19.59±0.93% TDS เท่ากับ 1,704 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อผ่านกระบวนการเฟ้นต้นแล้วสามารถบำบัด SS และ TDS ได้และอยู่ในเกณฑ์มาตรฐาน แต่ค่า COD ยังไม่ผ่านมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจำเป็นต้องมีระบบบำบัดเพิ่มเติมเช่น การตกตะกอน หรือ การกรอง เป็นต้น

4.5 ประเมินค่าใช้จ่าย

ตารางที่ 4.3 ต้นทุนค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย

สารเคมี *	ราคา (บาท/กิโลกรัม)
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	9.00
H_2O_2	17.00
H_2SO_4 (98%)	4.16
NaOH	10.00

หมายเหตุ: * สารเคมีชนิด commercial grade

วิเคราะห์ค่าใช้จ่ายเฉลี่ยกระบวนการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน จากการศึกษาอิทธิพลต่อประสิทธิภาพการกำจัดที่เหมาะสมของปฏิกิริยาเฟนตันพบว่า เวลาสัมผัสที่ 120 นาที ค่า pH เท่ากับ 5 อัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} ที่ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l จากการประเมินค่าใช้จ่ายของสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดได้แก่ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ H_2O_2 H_2SO_4 (98%) และ NaOH โดยประเมินค่าใช้จ่ายในรูปของการคิดเป็นสารเคมีทั่วไป (Commercial Grade) ดังแสดงในตารางที่ 4.3 ซึ่งคิดที่ราคา 9.00 17.00 4.16 และ 10.00 บาท ตามลำดับ ที่ บริษัทแห่งนี้มีการปล่อยน้ำเสียประมาณวันละ 3,600 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน พบว่ากระบวนการเฟนตันมีค่าใช้จ่ายประมาณ 26 บาทต่อลูกบาศก์เมตรน้ำเสีย หรือประมาณ 93,600 บาทต่อวัน กระบวนการเฟนตันเป็นกระบวนการที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียแต่อย่างไรก็ตาม กระบวนการเฟนตันเป็นกระบวนการที่มีค่าใช้จ่ายหรืองบประมาณที่สูงด้วยเช่นกัน

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัย และข้อเสนอแนะ

จากศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD SS และ TDS และศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลัง ที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบ UASB มาแล้วด้วยกระบวนการเฟนตัน ค่าพารามิเตอร์ตั้งต้นได้แก่ COD เฉลี่ยเท่ากับ $1,633 \pm 211$ mg/l SS เฉลี่ยเท่ากับ $1,032 \pm 137$ mg/l และ TDS เฉลี่ยเท่ากับ $1,420 \pm 104$ mg/l

5.1 ผลการศึกษาอิทธิพลของปัจจัยต่าง ๆ ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน

อิทธิพลระยะเวลาการสัมผัสที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลังด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน พบว่าเวลาที่ดีที่สุดในการบำบัดน้ำเสียโรงงานแป่งมันสำปะหลัง เท่ากับ 120 นาที มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD เท่ากับ $83.33 \pm 0.78\%$ กำจัด SS ได้ $90.85 \pm 1.82\%$ และค่า TDS เพิ่มขึ้นเป็น $23.13 \pm 2.98\%$

อิทธิพลของค่า pH ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลังด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน พบว่า pH ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียโรงงานแป่งมันสำปะหลัง คือ pH5 ประสิทธิภาพในการกำจัด COD เท่ากับ $88.5 \pm 0\%$ กำจัด SS ได้ $97.71 \pm 0.38\%$ และ TDS เพิ่มขึ้นเป็น $23.38 \pm 1.62\%$

อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลังด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน พบว่าอัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียโรงงานแป่งมันสำปะหลัง คือ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l ประสิทธิภาพในการกำจัด COD เท่ากับ $90.32 \pm 0.30\%$ กำจัด SS ได้ $96.77 \pm 0.24\%$ และ TDS เพิ่มขึ้นเป็น $19.59 \pm 0.93\%$

5.2 ผลการศึกษาสภาวะที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป่งมันสำปะหลังสูงที่สุดด้วยกระบวนการเฟนตัน

กระบวนการเฟนตันสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป่งมันสำปะหลังได้อย่างมีประสิทธิภาพโดยสภาวะที่มีประสิทธิภาพการกำจัดสูงที่สุด ได้แก่ เวลาสัมผัส 120 นาที ค่า pH เท่ากับ 5 อัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} ที่ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l สามารถกำจัดค่า COD สูงสุดถึง $90.32 \pm 0.30\%$ กำจัด SS ได้ $96.77 \pm 0.29\%$ แต่จะมีค่า TDS สูงขึ้นหลังจากการบำบัดเพิ่มขึ้นเป็น $19.59 \pm 0.93\%$ สุดท้ายเมื่อผ่านกระบวนการเฟนตันแล้วค่า COD จะลดลงเหลือ 180 ± 5.65 mg/l

SS เหลือ 37 ± 2.82 mg/l ส่วน TDS เพิ่มขึ้นเป็น $1,704 \pm 19.79$ mg/l แต่อย่างไรก็ตามค่า COD ยังไม่ผ่านมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง จำเป็นต้องมีระบบบำบัดเพิ่มเติม

5.3 ต้นทุนค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย

จากการศึกษาอิทธิพลต่อประสิทธิภาพการกำจัดที่เหมาะสมของปฏิกิริยาเฟนตันพบว่าเวลาสัมผัสที่ 120 นาที ค่า pH เท่ากับ 5 อัตราส่วนระหว่าง H_2O_2 ต่อ Fe^{2+} ที่ 1,000: 1,000 mg/l: mg/l บริษัทแห่งนี้มีการปล่อยน้ำเสียประมาณวันละ 3,600 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน พบว่ากระบวนการเฟนตันมีค่าใช้จ่ายประมาณ 26 บาทต่อลูกบาศก์เมตรน้ำเสีย หรือประมาณ 93,600 บาทต่อวัน กระบวนการเฟนตันเป็นกระบวนการที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียแต่อย่างไรก็ตาม กระบวนการเฟนตันเป็นกระบวนการที่มีค่าใช้จ่ายหรืองบประมาณที่สูงด้วยเช่นกัน

5.4 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 ควรศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแอมโมเนียสำหรับปุ๋ยด้วยกระบวนการเฟนตัน ก่อนการบำบัดด้วยระบบ UASB มาก่อน

5.2.2 ควรศึกษากระบวนการเฟนตันร่วมกับกระบวนการอื่น เช่น กระบวนการเฟนตันร่วมกับแสงยูวี กระบวนการเฟนตันร่วมกับการตกตะกอน เป็นต้น

เอกสารอ้างอิง

เอกสารอ้างอิง

- กนกวรรณ แก้วดี, จันทา จงงาม และจินตนา โสทับ. ผลกระทบของกระบวนการเฟนตันที่มีต่ออัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดี ในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ. ปรินุญานิพนธ์ปรินุญา วิศวกรรมศาสตรบัณฑิต: มหาวิทยาลัยขอนแก่น, 2555.
- กรมควบคุมมลพิษ. น้ำเสียชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสีย. กรุงเทพฯ: โรงพิมพ์คุรุสภาลาดพร้าว, 2545.
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม. “กรรมวิธีการผลิตแป้งมันสำปะหลังดิบ”, อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง. http://www2.diw.go.th/Standard/Web/pane_files/Industry2.asp. 8 กันยายน, 2557.
- กรรณิการ์ สิริสิงห. การวิเคราะห์ค่าซีโอดี เคมีน้ำ น้ำโสโครกและการวิเคราะห์. กรุงเทพฯ: ประยูรวงศ์, 2549.
- กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม. เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม. ประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 3. 13 กุมภาพันธ์, 2539.
- กองอนามัยสิ่งแวดล้อม. “น้ำเสีย”, น้ำเสียและการบำบัดน้ำเสีย. <https://web.ku.ac.th/schoolnet/snet6/envi3/water/solu.htm>. 10 กันยายน, 2557.
- เกษม ประดิษฐ์วัฒนกิจ. การพัฒนาต้นแบบระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังด้วยเทคโนโลยีดีสซาร์จทางไฟฟ้า. วิทยานิพนธ์ปรินุญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 2555.
- จินต์ อโณทัย และคณะ. รายงานวิจัยการใช้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงบำบัดซีโอดีในน้ำออกจากระบบชีวภาพที่บำบัดน้ำชะขี้มจากหลุมฝังกลบมันคง. กรุงเทพฯ: ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2547.
- ณัชชารีย์ ธนกรจิตติพัฒน์. การบำบัดน้ำเสียจากโรงอาหารโดยกระบวนการเฟนตัน. วิทยานิพนธ์ปรินุญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าพระนครเหนือ, 2555.
- ธนกฤต พรหมทอง, ธันวดี เตชะภัททวรกุล และชัยศรี สุขสาโรจน์. “กลไกและจลพลศาสตร์ของปฏิกิริยากำจัดสีในน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มด้วยเฟนตันรีเอเจนต์”, วารสารสิ่งแวดล้อมไทย. 24(2): 37-47; 2553.
- ธนารัตน์ วรสุตร และสมคิด วงศ์ไชยสุวรรณ. โครงการสนับสนุนการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมด้วยระบบ UASB. กรุงเทพฯ: กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545.

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- ธีรพล วัฒนโกศล. ฐานข้อมูลระบบผลิตก๊าซชีวภาพในโรงงานแปรงมันสำปะหลัง. วิทยานิพนธ์
ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2548.
- นาถ ภูวงศ์ผา. การกำจัดสีและซีโอทีในน้ำเสียห้องปฏิบัติการเคมีด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน.
วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยมหาสารคาม, 2555.
- ภิญโญ พานิชพันธ์ และคณะ. “การบำบัดน้ำเสีย”, นิเวศวิทยาและสิ่งแวดล้อม.
http://www.il.mahidol.ac.th/emedial/ecology/chapter3/framechapter3_frame.htm. 15 กันยายน, 2557.
- มณฑา ประดิษฐ์ขำ. การปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดย
เฟนตันออกซิเดชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต:
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, 2550.
- สิมพงศ์ แก้วศรีจันทร์ และจรัญ บัญชาภรณ์. รายงานการวิจัยการบำบัดน้ำเสียที่มีสาร
ไฮโดรคาร์บอนด้วยปฏิกิริยาFenton ร่วมด้วยการตกตะกอนของเกลือซัลเฟต. สงขลา:
คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์, 2545.
- วันทนา เกียรติสมาน. การศึกษาความเหมาะสมของน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตแปรงมันสำปะหลังมาใช้
เพื่อการชลประทาน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต:
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2543.
- วีระนุช บุญรุ่ง. การกำจัดสารอินทรีย์และสีด้วยกระบวนการฟันทันและกระบวนการสร้างตะกอน
ในน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อม. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต:
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, 2553.
- สุเทพ สิริวิทยาภรณ์ และวีระนุช บุญรุ่ง. “การกำจัดสารอินทรีย์และสีด้วยกระบวนการฟันทัน
และกระบวนการสร้างตะกอนในน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อม”, วารสาร
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. 23(72): 10-16; 2553.
- โสภิตา บุญอเนกทรัพย์. “การศึกษาคุณสมบัติน้ำทิ้งในขั้นตอนกระบวนการผลิตแปรงมันสำปะหลัง”,
ใน การประชุมทางวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีเพื่อการพัฒนาเศรษฐกิจ ครั้งที่ 24.
น.818-819. กรุงเทพฯ: ศูนย์ประชุมแห่งชาติสิริกิติ์, 2541.
- Bautista, P and et al. “Application of Fenton oxidation to cosmetic wastewaters
treatment”, *Journal of Hazardous Materials*. 143(1): 128–134, 2007.

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Jin, L and et al. "Pretreatment of acrylic fiber manufacturing wastewater by the Fenton process", **Journal of Desalination**. 284(2): 62–65, 2012.
- Leopoldo, M and et al. "Degradation of organic matter in olive-oil mill wastewater through homogeneous Fenton-like reaction", **Chemical Engineering Journal**. 173(3): 503-510, 2011.
- Marco, S. Lucas, J., and Peres, A. "Removal of COD from olive mill wastewater by Fenton's reagent: Kinetic study", **Journal of Hazardous Materials**. 168(1): 1253–1259, 2009.
- Neyens, E. and J. Baeyens. "A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique", **Journal of Hazardous Materials**. 98(1-3): 33-50, 2003.
- Nie, Y and et al. "Enhanced Fenton-like degradation of refractory organic compounds by surface complex formation of LaFeO₃ and H₂O₂", **Journal of Hazardous Materials**. 294(1): 195–200, 2015.
- Niina, D. and Marina, T. "Application of Fenton's Reaction for Food-Processing Wastewater Treatment", **Journal of Advanced Oxidation Technologies**. 14(1): 9-16, 2011
- Roberta, L.K. Rogerio M.D., and Marco D.L. "Degradation of dimethyl disulfide using homogeneous Fenton's reaction", **Journal of Hazardous Materials**. 169(2): 443-447, 2009.
- Sayyed, H. Shahid, S., and Mazahar F. "COD reduction of waste water streams of active pharmaceutical ingredient – Atenolol manufacturing unit by advanced oxidation-Fenton process", **Journal of Saudi Chemical Society**. 17(5): 199-202, 2013.
- Wang, S. "A Comparative study of Fenton and Fenton-like reaction kinetics in decolourisation of wastewater", **Dyes and Pigments**. 76(1): 714-720, 2008.
- Xiang-Juan Ma and Hui-Long Xia. "Treatment of water-based printing ink wastewater by Fenton process combined with coagulation", **Journal of Hazardous Materials**. 170(2-3): 386–390, 2009.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก
ตารางข้อมูล

ตารางที่ ก.1 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อค่าความเข้มข้นของ COD ที่ pH3 อัตราส่วน H₂O₂: Fe²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l)

เวลา (นาที)	COD ครั้งที่ 1 (mg/l)	COD ครั้งที่ 2 (mg/l)	COD เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
30	312	312	312	0
60	280	288	284	5.6568542
90	280	264	272	11.313708
120	248	232	240	11.313708

*** COD เริ่มต้นเท่ากับ 1,440 mg/l ทำการทดลองวันที่ 13 มกราคม พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.2 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อค่าความเข้มข้นของ SS ที่ pH3 อัตราส่วน H₂O₂: Fe²⁺ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l)

เวลา (นาที)	SS ครั้งที่ 1 (mg/l)	SS ครั้งที่ 2 (mg/l)	SS เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
30	58	67	62.5	6.363961
60	68	84	76	11.313708
90	69	61	65	5.6568542
120	89	67	78	15.556349

*** SS เริ่มต้นเท่ากับ 853 mg/l ทำการทดลองวันที่ 13 มกราคม พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.3 อิทธิพลเวลาสัมผัสต่อค่าความเข้มข้นของ TDS ที่ pH3 อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$
1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l)

เวลา (นาที)	TDS ครั้งที่ 1 (mg/l)	TDS ครั้งที่ 2 (mg/l)	TDS เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
30	1876	2046	1961	120.20815
60	2064	1966	2015	69.296465
90	1998	1974	1986	16.970563
120	2060	1950	2005	77.781746

*** TDS เริ่มต้นเท่ากับ 1,540 mg/l ทำการทดลองวันที่ 13 มกราคม พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.4 ค่า pH ก่อนและหลังการทดลอง ขั้นตอนการศึกษาเวลาสัมผัสที่เหมาะสม
ที่อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) pH3

เวลา (นาที)	pH ก่อนการ ทดลอง 1	pH หลังการ ทดลอง 1	pH ก่อนการ ทดลอง 2	pH ก่อนหลัง ทดลอง 2
30	3.07	2.73	3.07	2.87
60	3.02	2.74	3.05	2.81
90	3.08	2.79	3.02	2.82
120	3.04	2.74	3	2.79

*** ทำการทดลองวันที่ 13 มกราคม พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.5 อิทธิพลของค่า pH ต่อค่าความเข้มข้นของ COD ที่อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$
1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) เวลา 120 นาที

pH	COD ครั้งที่ 1 (mg/l)	COD ครั้งที่ 2 (mg/l)	COD เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
เริ่มต้น	336	320	328	11.313708
3	224	232	204	5.6568542
5	184	184	184	0
7	288	304	296	11.313708

*** COD เริ่มต้นเท่ากับ 1,600 mg/l ทำการทดลองวันที่ 15 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.6 อิทธิพลของค่า pH ต่อค่าความเข้มข้นของ SS ที่อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000:
1,000 (mg/l): (mg/l) เวลา 120 นาที

pH	SS ครั้งที่ 1 (mg/l)	SS ครั้งที่ 2 (mg/l)	SS เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
เริ่มต้น	44	54	49	7.0710678
3	71	52	61.5	13.435029
5	28	22	25	4.2426407
7	35	34	34.5	0.7071068

*** SS เริ่มต้นเท่ากับ 1,094 mg/l ทำการทดลองวันที่ 15 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.7 อิทธิพลของค่า pH ต่อค่าความเข้มข้นของ TDS ที่อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$
1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) เวลา 120 นาที

pH	TDS ครั้งที่ 1 (mg/l)	TDS ครั้งที่ 2 (mg/l)	TDS เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
เริ่มต้น	1090	1098	1094	5.6568542
3	2012	2018	2015	4.2426407
5	1789	1736	1762.5	37.476659
7	1466	1326	1396	98.994949

*** TDS เริ่มต้นเท่ากับ 1,350 mg/l ทำการทดลองวันที่ 15 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.8 ค่า pH ก่อนและหลังการทดลอง ขั้นตอนการศึกษา pH ที่เหมาะสม
ที่อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ 1,000: 1,000 (mg/l): (mg/l) เวลา 120 นาที

pH	pH ก่อนการทดลอง 1	pH หลังการ ทดลอง 1	pH ก่อนการ ทดลอง 2	pH ก่อนหลัง ทดลอง 2
เริ่มต้น	6.47	7.34	6.65	7.49
3	3.01	2.69	3.08	2.82
5	5	3.23	5.06	3.77
7	7.09	7.52	7.06	7.56

*** ทำการทดลองวันที่ 15 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.9 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อค่าความเข้มข้นของ COD ที่ pH5 เวลา 120 นาที

อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ (mg/l): (mg/l)	COD ครั้งที่ 1 (mg/l)	COD ครั้งที่ 2 (mg/l)	COD เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
7,500: 1,000	960	960	960	0
1,000: 1,000	184	176	180	5.656854
1,000: 7,500	224	224	224	0

*** COD เริ่มต้นเท่ากับ 1,860 mg/l ทำการทดลองวันที่ 6 มีนาคม พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.10 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อค่าความเข้มข้นของ SS ที่ pH5 เวลา 120 นาที

อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ (mg/l): (mg/l)	SS ครั้งที่ 1 (mg/l)	SS ครั้งที่ 2 (mg/l)	SS เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
7,500: 1,000	53	47	50	4.2426407
1,000: 1,000	39	35	37	2.8284271
1,000: 7,500	90	94	92	2.8284271

*** SS เริ่มต้นเท่ากับ 1,149 mg/l ทำการทดลองวันที่ 6 มีนาคม พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.11 อิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ต่อค่าความเข้มข้นของ TDS ที่ pH5 เวลา 120 นาที

อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ (mg/l): (mg/l)	TDS ครั้งที่ 1 (mg/l)	TDS ครั้งที่ 2 (mg/l)	TDS เฉลี่ย (mg/l)	STDEVA
7,500: 1,000	1794	1708	1751	60.811183
1,000: 1,000	1690	1718	1704	19.79899
1,000: 7,500	4240	4142	4191	69.296465

*** TDS เริ่มต้นเท่ากับ 1,370 mg/l ทำการทดลองวันที่ 6 มีนาคม พ.ศ. 2558

ตารางที่ ก.12 ค่า pH ก่อนและหลังการทดลอง ขั้นตอนอิทธิพลของอัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2: Fe^{2+}$ ที่เหมาะสม ที่ pH5 เวลา 120 นาที

อัตราส่วน $H_2O_2: Fe^{2+}$ (mg:l): (mg/l)	pH ก่อนการ ทดลอง 1	pH หลังการ ทดลอง 1	pH ก่อนการ ทดลอง 2	pH ก่อนหลัง ทดลอง 2
7,500: 1,000	5.06	3.47	5.06	3.08
1,000: 1,000	5.08	3.4	5	3.09
1,000: 7,500	5.07	2.47	5.08	2.35

*** ทำการทดลองวันที่ 6 มีนาคม พ.ศ. 2558

ภาคผนวก ข
วิธีวิเคราะห์

ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD)

วิธีการวิเคราะห์หา COD ด้วยวิธีฟลักซ์แบบปิด

วิธีนี้จะประหยัดกว่าวิธีฟลักซ์แบบเปิด จำเป็นต้องผสมตัวอย่างน้ำที่มีสารแขวนลอยให้เข้ากันให้ดี เพื่อให้ได้ผลที่ถูกต้อง และวิธีนี้จะสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ระเหยได้มากกว่า เนื่องจากสัมผัสกับสารโปแทสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) ได้นานกว่าวิธีฟลักซ์แบบเปิด

วิธีการวัด

1. การหาค่า COD ของน้ำตัวอย่างและแบลงค์

ขั้นตอนที่ 1 ใช้หลอดไตเจสต์แก้วโบโรซิลิเกต (Borosilicate) ขนาด 25x150 mm ชนิดฝาเกลียวพร้อมจุก TFE ทำการเติมปริมาตรน้ำตัวอย่าง 10 ml สารละลายโปแทสเซียมไดโครเมต 0.1 N ปริมาตร 6 ml สารละลายกรดซัลฟูริก 14 ml (ถ้าค่า COD มากกว่า 500 mg/l ให้ทำการลดปริมาตรน้ำตัวอย่างลง โดยการเติมน้ำกลั่นแทนให้ครบปริมาตรตามที่กำหนดไว้)

ขั้นตอนที่ 2 ทำแบลงค์โดยการเติมน้ำกลั่นลงในหลอดไตเจสต์แก้วโบโรซิลิเกต (Borosilicate) ขนาด 25x150 mm ชนิดฝาเกลียวพร้อมจุก TFE 5 ml (แทนปริมาตรน้ำตัวอย่าง)

ขั้นตอนที่ 3 ทำการเติมน้ำตัวอย่างจำนวน 0.5 ml ลงในหลอดไตเจสต์แก้วโบโรซิลิเกต (Borosilicate) ขนาด 25x150 mm ชนิดฝาเกลียวพร้อมจุก TFE จากนั้นเติมน้ำกลั่นเพื่อเจือจาง ให้ได้ปริมาตรรวม 5 ml

ขั้นตอนที่ 4 ทำการเติมสารละลายมาตรฐานโปแทสเซียมไดโครเมต 3 ml ในน้ำตัวอย่างและแบลงค์ โดยใช้ปิเปตขนาด 5 ml ดูดสารดังกล่าว

ขั้นตอนที่ 5 ทำการเติมสารละลายกรดซัลฟูริกที่ผสมกับ $AgSO_4$ 7 ml ในน้ำตัวอย่างและแบลงค์ โดยใช้ปิเปตขนาด 10 ml ดูดสารดังกล่าว

ขั้นตอนที่ 6 ทำการปิดฝาจุกหลอดไตเจสต์แก้วโบโรซิลิเกต (Borosilicate) ขนาด 25x150 mm ชนิดฝาเกลียวพร้อมจุก TFE จากนั้นนำเข้าสู่เตาอบที่มีอุณหภูมิ 150 °C เป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง

ขั้นตอนที่ 7 หลังจากทำการอบจนครบ 2 ชั่วโมงแล้ว จากนั้นนำหลอดไตเจสต์แก้วโบโรซิลิเกต (Borosilicate) ขนาด 25x150 mm ชนิดฝาเกลียวพร้อมจุก TFE ออกจากตู้อบ ตั้งทิ้งไว้ให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง

ขั้นตอนที่ 8 ทำการเทน้ำตัวอย่างลงในขวดรูปชมพู่ จากนั้นทำการหยดเฟอร์โรอินอินดิเคเตอร์ 5 หยด สารละลายเปลี่ยนเป็นสีเขียวอมน้ำเงิน

ขั้นตอนที่ 9 ทำการไตเตรทด้วยสารละลาย FAS 0.1 N ในการไตเตรทจะต้องค่อยหยดทีละหยด เนื่องจากการถึงจุดยุติจะเร็วมาก คือจะเปลี่ยนเป็นสีแดงอิฐ

2. การหาค่ามาตรฐานของสารละลาย FAS

ขั้นตอนที่ 1 ใช้หลอดไตเจสต์แก้วโบโรซิลิเกต (Borosilicate) ขนาด 25x150 mm ชนิดฝาเกลียวพร้อมจุก TFE ทำการเติมปริมาตรน้ำตัวอย่าง 10 ml สารละลายโปแทสเซียมไดโครเมต 0.1 N ปริมาตร 6 ml สารละลายกรดซัลฟูริก 14 ml (ถ้าค่า COD มากกว่า 500 mg/l ให้ทำการลดปริมาตรน้ำตัวอย่างลง โดยการเติมน้ำกลั่นแทนให้ครบปริมาตรตามที่กำหนดไว้)

ขั้นตอนที่ 2 ทำการเติมน้ำกลั่นแทนน้ำตัวอย่างลงในหลอดไตเจสต์แก้วโบโรซิลิเกต (Borosilicate) ขนาด 25x150 mm ชนิดฝาเกลียวพร้อมจุก TFE 5 ml

ขั้นตอนที่ 3 ทำการเติมสารละลายมาตรฐานโปแทสเซียมไดโครเมต 3 ml ในน้ำตัวอย่าง โดยใช้ปิเปตขนาด 5 ml ดูดสารดังกล่าว

ขั้นตอนที่ 4 ทำการเติมสารละลายกรดซัลฟูริก (ที่ผสมกับ AgSO_4) 7 ml โดยใช้ปิเปตขนาด 10 ml ดูดสารดังกล่าว

ขั้นตอนที่ 5 ทำการเทน้ำตัวอย่างลงในขวดรูปชมพู่ จากนั้นทำการหยดเฟอร์โรอินดิเคเตอร์ 5 หยด สารละลายจะเปลี่ยนเป็นสีเขียวอมน้ำเงิน

ขั้นตอนที่ 6 ทำการไตเตรทด้วยสารละลาย FAS 0.1 N ในการไตเตรทจะต้องค่อยๆหยดทีละหยด เนื่องจากการถึงจุดยุติจะเร็วมาก คือจะเปลี่ยนเป็นสีแดงอิฐ

ของแข็งแขวนลอย (Suspended solids, SS)

หลักการ

กรองตัวอย่างน้ำผ่านกระดาษกรอง GF/C ที่ทราบน้ำหนักตะกอนที่ติดอยู่บนกระดาษกรอง จะนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส และทำให้เย็นในโถทำแห้ง แล้วชั่งน้ำหนักที่เพิ่มคือ น้ำหนักของของแข็งแขวนลอยทั้งหมดต่อปริมาตรตัวอย่างน้ำที่ใช้ของแข็งแขวนลอยหรือเอสเอส หมายถึง ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่สามารถกรองได้ด้วยกระดาษกรองใยแก้ว ("Whatman" GF/C) เอสเอสมีหน่วยเป็น มิลลิกรัม/ลิตร

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. กระดาษกรองใยแก้ว GF/C เส้นผ่าศูนย์กลาง 4.7 มม.
2. ชุดกรอง
 - กรวยบุชเนอร์ ความจุ 100 ลบ.ซม.
 - ขวดกรอง
3. เครื่องดูดสุญญากาศ พร้อมขวดดูดสุญญากาศ ขนาด 500-1,000 มล.
4. เครื่องชั่งอย่างละเอียดสามารถชั่งได้ถึง 0.0001 กรัม
5. โถทำแห้งพร้อมสารดูดความชื้น
6. ตู้อบที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ

7. ถ้วยอะลูมิเนียม ฟอยล์

8. ครีมคัส

การวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอย (Suspended solids, SS)

ขั้นตอนที่ 1 นำกระดาษกรองขนาด 47 มม. ไปอบที่อุณหภูมิ 103 -105 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ซึ่งต้องนำกระดาษกรองวางไว้บนกระดาษฟลอยรูปถ้วย

ขั้นตอนที่ 2 นำกระดาษกรองใส่ในโถดูดความชื้น 30 นาที

ขั้นตอนที่ 3 นำกระดาษกรองออกมาชั่งตวง 4 ตำแหน่ง โดยทำการเปิดเครื่องชั่ง นำตัวอย่างเข้าไปชั่ง บันทึกผล

ขั้นตอนที่ 4 ตวงน้ำตัวอย่างปริมาตร 100 มล. ด้วยกระบอกตวง

ขั้นตอนที่ 5 ติดตั้งชุดกรองสุญญากาศบุชเนอร์และปั๊มดูดอากาศ โดยวางกระดาษกรองลงบนบุชเนอร์ ทำให้เปียกด้วยน้ำกลั่นเพียงเล็กน้อยเปิดปั๊มดูดอากาศ

ขั้นตอนที่ 6 ค่อยๆ เทน้ำตัวอย่างลงบนกรวยกรองบุชเนอร์ เมื่อน้ำตัวอย่างหมด ทำการล้างเครื่องแก้วด้วยน้ำกลั่น แล้วเทน้ำตัวอย่างที่ติดค้างลงไปบนบุชเนอร์

ขั้นตอนที่ 7 หลังจากทีกรองตัวอย่างน้ำเรียบร้อยแล้ว นำกระดาษที่กรองไปอบในตู้อบ ที่อุณหภูมิ 103 -105 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง

ขั้นตอนที่ 8 หลังจากอบกระดาษกรองเรียบร้อยแล้ว นำกระดาษกรองไปทำให้แห้งในโถดูดความชื้น 30 นาที

ขั้นตอนที่ 9 นำไปชั่งอีกครั้ง บันทึกผลน้ำหนักกระดาษกรองที่เปลี่ยนแปลง

ปริมาณของแข็งละลายน้ำทั้งหมด หรือ ทีดีเอส (total dissolved solids, TDS)

หลักการ

กรองตัวอย่างน้ำผ่านกระดาษกรอง GF/C ที่ทราบน้ำหนักตะกอนที่ติดอยู่บนกระดาษกรองจะนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส ทำให้เย็นแล้วชั่ง น้ำหนักที่เพิ่มคือน้ำหนักของของแข็งที่ละลายน้ำทั้งหมด หรืออาจหาได้จากน้ำหนักของของแข็งแขวนลอยทั้งหมดมาหักออกจากค่าของแข็งทั้งหมด ทีดีเอส หมายถึง ปริมาณของแข็งที่ละลายน้ำได้ และสามารถไหลผ่านกระดาษกรองใยแก้ว เมื่อกรองปริมาณของแข็งแขวนลอยออก แล้วเอาน้ำที่ผ่านกระดาษกรองใยแก้วไประเหยจะหาปริมาณของแข็งละลายได้ ทีดีเอสมีหน่วยเป็น มิลลิกรัม/ลิตร

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. ถ้วยระเหย ซึ่งมีความบรรจุ 100 มล. เลือกใช้ข้อใดข้อหนึ่งดังนี้

- ถ้วยกระเบื้อง เส้นผ่านศูนย์กลาง 90 ซม.

- ถ้วยแพลทตินัม

2. เครื่องอังน้ำ (water bath หรือ steam bath)
3. ชุดกรอง
 - กรวยบุคเนอร์ ความจุ 100 ลบ.ซม.
 - ชุดกรอง
4. เครื่องชั่งอย่างละเอียดสามารถชั่งได้ถึง 0.0001 กรัม
5. โถทำแห้งพร้อมสารดูดความชื้น
6. กระดาษกรองใยแก้ว GF/C เส้นผ่าศูนย์กลาง 4.7 มม.
7. เครื่องดูดสูญญากาศ พร้อมขวดดูดสูญญากาศ ขนาด 500-1,000 มล.
8. ตู้อบ ที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ
9. ครีมคืบ

วิธีวิเคราะห์

- ขั้นตอนที่ 1 นำถ้วยระเหยไปอบที่อุณหภูมิ 103 -105 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง
- ขั้นตอนที่ 2 หลังจากอบถ้วยระเหยแล้ว ทำให้แห้งโดยนำไปใส่ในโถดูดความชื้น
- ขั้นตอนที่ 3 นำไปชั่ง บันทึกน้ำหนักของถ้วยระเหย
- ขั้นตอนที่ 4 เปิดเครื่องอัง น้ำถ้วยระเหยขึ้นไปวางบนเครื่องอัง
- ขั้นตอนที่ 5 ตวงน้ำตัวอย่างส่วน ที่ได้จากการกรองของการวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอย ปริมาตร 50 มล.ใส่ลงในถ้วยระเหย โดยค่อยๆ ริน ให้ปริมาตรน้ำเป็น 3/4 ของปริมาตร

ถ้วยระเหย

- ขั้นตอนที่ 6 นำถ้วยระเหยที่ระเหยแห้งแล้วไปเข้าเตาอบที่อุณหภูมิ 103 -105 °C ใช้เวลาในการอบ 1 ชั่วโมง
- ขั้นตอนที่ 7 หลังจากอบเป็นเวลา 1 ชั่วโมงแล้ว นำไปทำให้แห้งในโถดูดความชื้น 30 นาที
- ขั้นตอนที่ 8 นำถ้วยระเหยไปชั่ง บันทึกผลน้ำหนักของถ้วยระเหยที่เปลี่ยนแปลง

ภาคผนวก ค
วิธีคำนวณ

การหาความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

สารละลายไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ในสต็อกเข้มข้น 35% (v/v) หมายความว่า
ในสารละลาย 100 ml มีเนื้อสารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) อยู่ 35 ml

ความหนาแน่นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) เท่ากับ 1.45 g/cm^3

มวลโมเลกุลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) เท่ากับ 34 g/mol

ต้องการเตรียมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ความเข้มข้น $1,000 \text{ mg/l}$ ในปริมาตร 0.5 L

วิธีคิด หาความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ในสต็อก

$$H_2O_2 = \frac{35 \text{ ml}}{100 \text{ ml}} \times \frac{1.45 \text{ g}}{1 \text{ ml}} \times \frac{1,000 \text{ mg}}{1 \text{ g}} \times \frac{1,000 \text{ ml}}{1 \text{ L}}$$

$$H_2O_2 = \frac{35 \times 1.45 \times 1,000 \times 1,000 \text{ mg}}{100 \text{ l}}$$

$$H_2O_2 = 507,500 \text{ mg/l}$$

ฉะนั้นจะได้ว่าไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) 35% มีความเข้มข้น $507,500 \text{ mg/l}$

จากสูตร $C_1V_1 = C_2V_2$

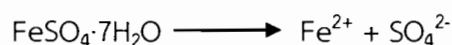
$$(507,500 \text{ mg/l}) \times V_1 = (1,000 \text{ mg/l}) \times (0.5 \text{ L})$$

$$V_1 = \frac{1,000 \text{ (mg/l)} \times 0.5 \text{ (L)} \times 1,000 \text{ (L)}}{507,500 \text{ (mg/l)} \times 1 \text{ (ml)}}$$

$$V_1 = 0.98 \text{ ml}$$

จะได้ว่าไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) 35% ความเข้มข้น $1,000 \text{ mg/l}$ ต้องใช้ปริมาณ 0.98 ml

การหาความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน



จากสมการ มวลโมเลกุลของ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ เท่ากับ 278.01 g/mol

มวลโมเลกุลของเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) เท่ากับ 55.8 g/mol

ต้องการเตรียมความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ที่ 1 g /l ในปริมาตร 0.5 L

วิธีคิด เนื้อสารเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) 55.8 g/mol มาจาก $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 278.01 g/mol

ถ้าต้องการเนื้อสารเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) 1 g มาจาก

$$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = \frac{278.01 \text{ (g/mol)} \times 1 \text{ g}}{55.8 \text{ (g/mol)}}$$

$$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 4.98 \text{ g}$$

ถ้าน้ำตัวอย่าง 1 L ใช้ 4.98 g

$$\text{ถ้าน้ำตัวอย่าง 0.5 L จะได้ว่า} \quad = \frac{4.98 \text{ g} \times 0.5 \text{ l}}{1 \text{ L}}$$

$$= 2.49 \text{ g}$$

ต้องการที่ความเข้มข้น 1 g/l จะต้องทำการชั่ง $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ เท่ากับ 2.49 g

ภาคผนวก ง
มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและ
นิคมอุตสาหกรรม

ตารางที่ ง.1 ประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 3 (พ.ศ. 2539)
เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงาน
อุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม

ดัชนีคุณภาพน้ำ	ค่ามาตรฐาน
ค่าความเป็นกรดและด่าง (pH value)	5.5-9.0
ค่าทีดีเอส (TDS หรือ Total Dissolved Solids)	- ไม่เกิน 3,000 mg/l หรืออาจแตกต่างกันในแต่ละ ประเภทของแหล่งรองรับน้ำทิ้ง หรือประเภทของ โรงงานอุตสาหกรรม ที่คณะกรรมการควบคุม มลพิษเห็นสมควรแต่ไม่เกิน 5,000 mg/l - น้ำทิ้งที่จะระบายลงแหล่งน้ำกร่อยที่มีค่าความเค็ม (Salinity) เกิน 2,000 mg/l หรือลงสู่ทะเลค่าทีดี เอสในน้ำ ทิ้งจะมีค่ามากกว่าค่าทีดีเอสที่มีอยู่ใน แหล่งน้ำกร่อยหรือน้ำทะเลได้ไม่เกิน 5,000 mg/l
สารแขวนลอย (Suspended Solids)	ไม่เกิน 50 mg/l หรืออาจแตกต่างกันแต่ละประเภท ของแหล่งรองรับน้ำทิ้ง หรือประเภทของโรงงาน อุตสาหกรรม หรือประเภทของระบบบำบัดน้ำเสีย ตามที่คณะกรรมการควบคุมมลพิษเห็นสมควรแต่ ไม่เกิน 150 mg/l
ค่าซีไอดี (Chemical Oxygen Demand : COD)	ไม่เกิน 120 mg/l หรืออาจแตกต่างกันแต่ละ ประเภทของแหล่งรองรับน้ำทิ้ง หรือประเภทของ โรงงานอุตสาหกรรม ตามที่คณะกรรมการควบคุม มลพิษเห็นสมควร แต่ไม่เกิน 400 mg/l

ประวัติผู้วิจัย

ชื่อ	นายณัฐพล พิมพ์พรมมา
ประวัติการศึกษา	พ.ศ. 2552 - 2555 มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี วิทยาศาสตร์บัณฑิต (วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม) สาขาวิชาอาชีวอนามัยและความปลอดภัย
ผลงานในการ ประชุมวิชาการ	ณัฐพล พิมพ์พรมมา และจักรกฤษณ์ อัมพูช. “การลดปริมาณสารอินทรีย์ ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตแอมโมเนียหลังด้วยกระบวนการเฟนตัน”, ใน การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 14. สมาคมวิศวกรรม สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2558.

