

บทที่ 2

บททวนเอกสาร

เทคนิคการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสีย

วิธีการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียมียหลายวิธีได้แก่ (บุญยง โล่ห้วงศ์วัฒนา, 2537 ; สุเมธ ชวเดช, 2535 ; Freeman, 1989 ; Manakan, 1993)

1. การระเหย (Evaporation) เป็นการให้ความร้อนให้น้ำระเหยออกไป ทำให้น้ำเสียมีความเข้มข้นสูงขึ้นหรือกลายเป็นกากตะกอน เหมาะสำหรับน้ำเสียที่มีปริมาณโลหะหนักมาก เป็นวิธีที่ง่าย แต่ต้องลงทุนค่าอุปกรณ์และใช้พลังงานมาก

2. การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange) โดยใช้เรซิน เพื่อแยกไอออนโลหะหนักออกจากน้ำเสีย จะมีการแลกเปลี่ยนไอออนโลหะหนักกับไอออนบนผิวเรซิน ทำให้น้ำที่ผ่านออกมามีคุณภาพ เหมาะสำหรับการกำจัดโลหะหนักที่มีปริมาณน้อย มีประสิทธิภาพการกำจัดสูง แต่มีข้อจำกัดคือ ถ้ามีสารชนิดอื่นปนเปื้อนอยู่ต้องกำจัดออกก่อนที่จะผ่านเข้าเรซิน นอกจากนั้นวิธีนี้จะแพง ดูแลบำรุงรักษายาก และยังคงจำเป็นต้องทำการล้างฟื้นฟูเป็นประจำเมื่อเรซินหมดฤทธิ์

3. ระบบออสโมซิสกลับ (Reverse Osmosis - RO) เป็นการแยกน้ำออกจากน้ำเสีย โดยใช้ความดันสูงประมาณ 20-30 บาร์ ให้ผ่านเยื่อเพอมีเอเบิลเมมเบรน เพื่อดันโมเลกุลของน้ำและโมเลกุลอื่นที่สามารถผ่านชั้นเยื่อบางนี้ได้ ทำให้ได้น้ำที่สะอาด ส่วนโมเลกุลที่ใหญ่กว่ารูของชั้นเยื่อจะค้างอยู่คงเดิมและเข้มข้นขึ้น สามารถระบายออกเพื่อบำบัดต่อไป วิธีนี้จะต้องเสียค่าใช้จ่ายในการเลือกเมมเบรนที่ต้องทนต่อความดัน ความเป็นกรดด่าง เป็นระบบที่แพงและต้องใช้ผู้รู้ควบคุมการทำงาน

4. ระบบกรองอัลตรา (Ultrafiltration) เมมเบรนที่ใช้มีรูขนาดใหญ่กว่าของออสโมซิสกลับ จึงใช้แรงดันน้อยกว่าคือ ประมาณ 1-9 บาร์ เป็นระบบที่เหมาะสมสำหรับแยกโมเลกุลที่มีขนาดต่างกัน น้ำที่ผ่านการบำบัดจะบริสุทธิ์น้อยกว่าน้ำที่ผ่านระบบออสโมซิสกลับ จึงเหมาะสำหรับที่จะนำไปใช้เพื่อการบำบัดขั้นต้น

5. ระบบแยกด้วยไฟฟ้าผ่านชั้นเยื่อ (Electrodialysis) ใช้หลักการกระจายตัวของไอออนผ่านเพอมีเอเบิลเมมเบรน โดยมีแรงดันไฟฟ้าช่วยเร่งกระตุ้น ระบบนี้มีราคาแพง

6. การสกัดด้วยตัวทำละลาย (Solvent Extraction) โดยการใช้ตัวทำละลาย ซึ่งสามารถละลายโลหะหนักออกมาได้ดี วิธีนี้ต้องเสียค่าใช้จ่ายของตัวทำละลายเพื่อใช้ในการสกัดสูง

7. อิเล็กโทรไลซิส (Electrolysis) เป็นกระบวนการไฟฟ้าเคมี โดยจะลดไอออนโลหะหนักในน้ำเสียให้เปลี่ยนเป็นธาตุเกาะที่ขั้วคาโทด ทำให้สามารถแยกโลหะหนักออกมาได้

8. การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ (Activated Carbon) วิธีนี้โลหะหนักในน้ำเสีย จะถูกจับไว้ในช่องรูพรุนของถ่านกัมมันต์ ทำให้ได้น้ำทิ้งที่สะอาด

9. ออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction) โลหะหนักจะทำปฏิกิริยาออกซิเดชันหรือรีดักชันกับสารเคมีที่เติมลงไป ทำให้เปลี่ยนรูปเป็นสารประกอบที่ไม่เป็นพิษหรือตกตะกอนได้ สารเคมีที่เป็นตัวทำให้เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน ได้แก่ ออกซิเจน, โอโซน, คลอรีน, ไฮโปคลอไรท์ และสารเคมีที่เป็นตัวทำให้เกิดปฏิกิริยารีดักชัน ได้แก่ เฟอร์รัสซัลเฟต, ซัลเฟอร์ไดออกไซด์, โซเดียมเมตาไบซัลไฟท์

10. การตกตะกอนผลึก (Precipitation) เป็นกระบวนการที่ทำให้โลหะหนักในรูปแตกตัวซึ่งละลายน้ำทำปฏิกิริยากับสารเคมีที่เติมลงไป เกิดเป็นตะกอนซึ่งสามารถแยกออกจากน้ำเสียได้ สารเคมีที่นิยมใช้ในการตกตะกอนคือ โซเดียมไฮดรอกไซด์, แคลเซียมไฮดรอกไซด์, โซเดียมคาร์บอเนต, โซเดียมซัลไฟด์, ไฮโดรเจนซัลไฟด์

กระบวนการออกซิเดชัน-รีดักชันและกระบวนการตกตะกอนผลึก เป็นวิธีที่ใช้กันมากในการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียในประเทศไทย สำหรับงานวิจัยนี้นำเสนอกระบวนการเฟอร์ไรต์สำหรับกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียซึ่งมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

กระบวนการเฟอร์ไรต์

ก. เฟอร์ไรต์

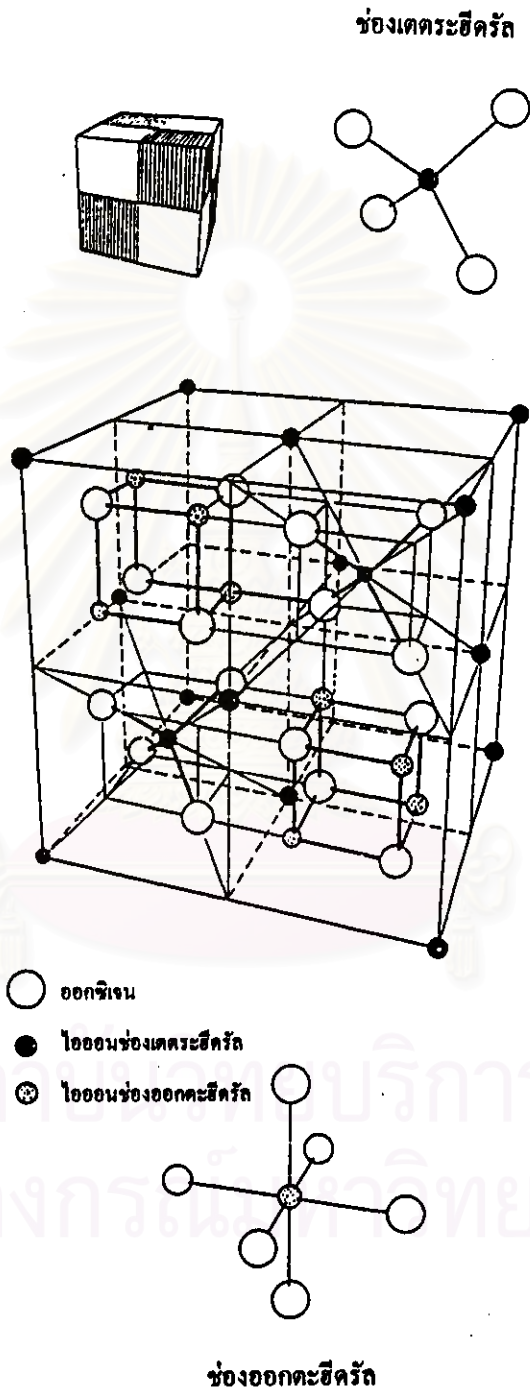
เฟอร์ไรต์ (Ferrite) เป็นวัสดุแม่เหล็ก (Magnetic Material) ที่มีสารละลายของแข็ง (Solid Solution) ของออกไซด์ผสมโดยมีเหล็กออกไซด์ (Fe_2O_3) เป็นองค์ประกอบหลัก (มนตรี บุญสิทธิ์, 2538) เช่น ZnFe_2O_4 , Fe_3O_4 , $\text{Cu}_{0.5}\text{Fe}_{2.5}\text{O}_4$, $\text{Cr}_{0.44}\text{Fe}_{2.56}\text{O}_4$ เฟอร์ไรต์มีสีดำ แข็งมาก และเปราะ (Snelling, 1988) แมกนีไทต์หรือเฟอร์รัสเฟอไรต์ (Fe_3O_4 หรือ $\text{FeO}\cdot\text{Fe}_2\text{O}_3$) เป็นเฟอร์ไรต์ที่พบได้ตามธรรมชาติ แม่เหล็กทำจากวัสดุชนิดนี้ เมื่อต้องการนำไปใช้งานอื่นๆเช่น ทำเข็มทิศ จะทำให้เป็นแม่เหล็กได้โดยอุณหภูมิซึ่งเป็นแม่เหล็ก (กฤษณา แจ่มกมลชัย และ ปรีดา พิมพ์ขาวขำ, 2532)

แมกนีไทต์นี้เป็นวัสดุซึ่งได้มีการสังเคราะห์ขึ้นเป็นครั้งแรก ก่อนที่จะพัฒนาสังเคราะห์เฟอร์ไรต์ชนิดอื่น ในภาคอุตสาหกรรมปัจจุบันเฟอร์ไรต์เป็นวัสดุที่ใช้กันอย่างกว้างขวาง มีการปรับปรุงสมบัติของเฟอร์ไรต์ให้เหมาะสมกับการใช้งานด้านต่างๆ เช่น เครื่องแปลงไฟฟ้า (Transformer), สวิตชิง โมด เพาเวอร์ ซัพพลาย (Switching Mode Power Supply), อินเวอร์เตอร์ (Inverters), คอนเวอร์เตอร์ เพาเวอร์ ซัพพลาย (Converters Power Supply) ซึ่งแมงกานีส-ซิงค์เฟอร์ไรต์เป็นชนิดที่มีปริมาณการใช้มากที่สุด (มนตรี บุญฤทธิ์, 2538)

ข. โครงสร้างเฟอร์ไรต์

โครงสร้างของวัสดุที่มีคุณสมบัติทางแม่เหล็กมี 3 รูปแบบคือ สไปเนลเฟอร์ไรต์ (Spinel Ferrite), เฮกซะโกนัลเฟอร์ไรต์ (Hexagonal Ferrite) และการ์เนท (Garnet) แม้ว่าโครงสร้างเฉพาะของพวกเฟอร์ไรต์จะแตกต่างกัน แต่โครงสร้างหลักประกอบด้วย 2 สับแลตทิซ (Sublattices) ได้แก่ ริจิดแอนไอออนแลตทิซ (Rigid Anion Lattice) ซึ่งประกอบด้วย ไอออนออกซิเจน (Oxygen Ions) และสับแลตทิซที่สองคือ แคทไอออนสับแลตทิซ ซึ่งเกิดโดยการแทรกเข้าไปในช่องว่างด้วยแคทไอออนที่มีขนาดเล็กกว่า (สุรภี โรจนอารยานนท์, 2530) ในที่นี้จะกล่าวถึงเฉพาะแลตทิซผลึกแบบสไปเนล ซึ่งเป็นรูปแบบโครงสร้างของตะกอนที่ได้จากการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์

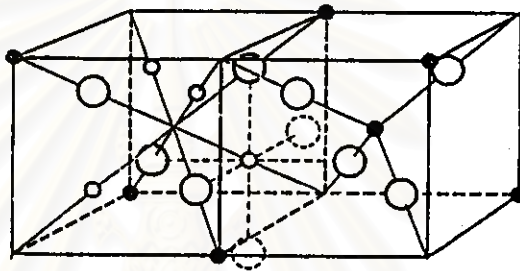
1. สไปเนลเฟอร์ไรต์ (Spinel Ferrite) เป็นกลุ่มใหญ่ที่สุดในพวกเฟอร์ริแมกเนติกออกไซด์ (Ferrimagnetic Oxide) มีโครงสร้างเหมือน $MgAl_2O_4$ และมีสูตรทั่วไปคือ $MeFe_2O_4$ โดยที่ Me เป็นไอออนโลหะที่มีประจุบวกสอง ซึ่งมีรัศมีไอออนิกประมาณ 0.06 ถึง 0.1 nm (Smit และ Wijn, 1959) Me อาจแทนได้ทั้งไอออนโลหะประจุบวกสองชนิดเดียวหรือหลายชนิด เช่น Mn, Fe, Co, Ni, Cu และ Zn, หรือ Mg และ Cd ซึ่งจะเห็นได้ว่า Me ไม่จำเป็นต้องเป็นไอออนแมกเนติก ไอออนเหล็กประจุบวกสาม (ไอออนเฟอร์ริก) ใน $MeFe_2O_4$ สามารถถูกแทนที่ทั้งหมดหรือบางส่วนด้วยไอออนโลหะประจุบวกสามชนิดอื่นเช่น Al(III), Cr(III) หรือไอออนโลหะประจุบวกสี่เช่น Ti(IV) Gorter, 1954 อ้างถึงใน Tamaura, Katsura และคณะ, 1991 กล่าวว่า โลหะที่มีเวเลนซ์ 1 ถึง 5 สามารถเข้าไปอยู่ในโครงสร้างสไปเนลเฟอร์ไรต์ได้ รูปที่ 2.1 ภาพใหญ่แสดงแบบจำลองผลึกของเซลล์หน่วยสไปเนลและตำแหน่งของไอออนต่างๆ จากภาพจะเห็นได้ว่า ลักษณะของเซลล์หน่วย (Unit Cell) ที่เล็กที่สุดของแลตทิซผลึกเป็นรูปลูกบาศก์ มี $MeFe_2O_4$ 8 โมเลกุลต่อ 1 เซลล์หน่วย การเรียงตัวของไอออนออกซิเจนในแลตทิซผลึกเป็นโครงสร้างแบบชิดที่สุดแบบ Cubic Close Packing ซึ่งมีช่องว่าง 2 แบบ และแคทไอออนจะเข้าไปอยู่ตามช่องว่างนี้ ดังแสดงในภาพเล็กบนและล่าง



รูปที่ 2.1 แบบจำลองผลึกของเซลล์หน่วยสไปเนล
ที่มา : Snelling (1988)

จากรูปที่ 2.1 ภาพเล็กบนแสดงช่องเตตระฮีดรัลซึ่งล้อมรอบไปด้วยไอออนออกซิเจน 4 ไอออน และภาพเล็กล่างแสดงช่องออกตะฮีดรัลซึ่งล้อมรอบไปด้วยไอออนออกซิเจน 6 ไอออน โดยในหนึ่งเซลล์หน่วยประกอบด้วย 64 ช่องเตตระฮีดรัล และ 32 ช่องออกตะฮีดรัล แต่มีไอออนโลหะเข้าไปอยู่เพียง 8 ช่องเตตระฮีดรัลและ 16 ช่องออกตะฮีดรัลเท่านั้น (Smit และ Wijn, 1959)

ช่องเตตระฮีดรัลมีขนาดเล็กกว่าช่องออกตะฮีดรัล การที่ช่องเตตระฮีดรัลมีขนาดเล็กเกินไปที่ไอออนโลหะจะเข้าไปอยู่ ดังนั้นช่องเตตระฮีดรัลจึงถูกขยายขนาดโดยการเคลื่อนที่ของไอออนออกซิเจนทั้ง 4 ไอออนออกไปตามแนวเส้นแท่งมุมของสี่เหลี่ยมลูกบาศก์ (ดูรูปที่ 2.2) ทำให้ช่องออกตะฮีดรัลมีขนาดลดลงไปเท่ากับที่ช่องเตตระฮีดรัลขยายขนาดขึ้น (Smit และ Wijn, 1959)



รูปที่ 2.2 โครงสร้างสไปเนลของ 2 ออกแทน

หมายเหตุ วงกลมใหญ่แทนไอออนออกซิเจน วงกลมเล็กสีดำและขาวแทนไอออนโลหะในช่องเตตระฮีดรัลและช่องออกตะฮีดรัล ตามลำดับ

ที่มา : Smit และ Wijn (1959)

โดยทั่วไปอัตราส่วนระหว่างรัศมีแคโทไอออนต่อรัศมีแอนไอออนของช่องออกตะฮีดรัลมีค่าระหว่าง 0.41 ถึง 0.73 ส่วนของช่องเตตระฮีดรัลมีค่าระหว่าง 0.22 ถึง 0.41 สำหรับแคโทไอออนส่วนใหญ่มีรัศมีอยู่ในช่วง 0.06 ถึง 0.11 นาโนเมตร และไอออนออกซิเจนมีรัศมี 0.14 นาโนเมตร ซึ่งให้อัตราส่วนรัศมีแคโทไอออนต่อไอออนออกซิเจนเท่ากับ 0.43 ถึง 0.79 (Konrad และ Dennis, 1995) ดังนั้นแคโทไอออนส่วนใหญ่จึงอยู่ในช่องออกตะฮีดรัล

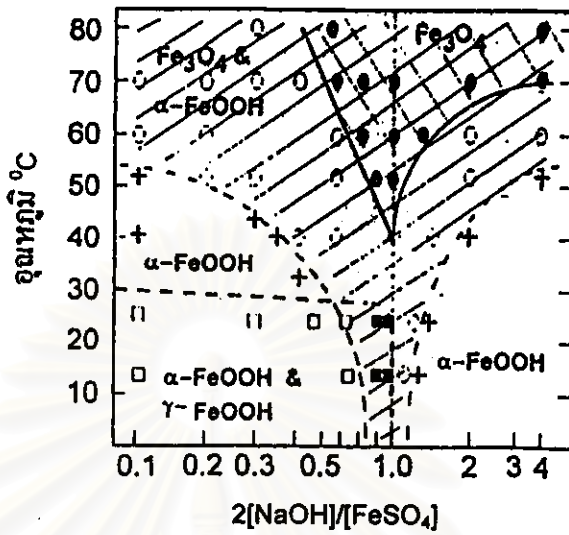
2. การกระจายไอออนโลหะในช่องออกตะฮีดรัลและช่องเตตระฮีดรัล ตามที่กล่าวข้างต้นว่า ในหนึ่งเซลล์หน่วยมีไอออนโลหะเข้าไปอยู่ 8 ช่องเตตระฮีดรัล และ 16 ช่องออกตะฮีดรัล ซึ่งในการกระจายไอออนโลหะของประจุบวกสองและประจุบวกสามในช่องออกตะฮีดรัลและช่องเตตระฮีดรัล มีการกระจายได้ 2 แบบ คือ ถ้าไอออนประจุบวกสอง 8 ไอออนเข้าไปอยู่ใน 8 ช่องเตตระฮีดรัลและไอออนประจุบวกสาม 16 ไอออนเข้าไปอยู่ใน 16 ช่องออกตะฮีดรัล เรียกการกระจายไอออนแบบนี้ว่า นอร์มัลสไปเนล(Normal Spinel) และถ้าไอออนประจุบวกสอง 8 ไอออนเข้าไปอยู่ใน 8 ช่องออกตะฮีดรัลและไอออนประจุบวกสาม 16 ไอออน ซึ่งมี 8 ไอออนอยู่ใน 8 ช่องเตตระฮีดรัลและอีก 8 ไอออนเข้าไปอยู่ใน 8 ช่องออกตะฮีดรัล เรียกการกระจายไอออนแบบนี้ว่า อินเวอร์สสไปเนล (Inverse Spinel) (Smit และ Wijn, 1959) พวกที่เป็นแม่เหล็กส่วนมากเป็นอินเวอร์สสไปเนล

Smit และ Wijn (1959) กล่าวถึง ปัจจัยซึ่งมีอิทธิพลต่อการกระจายไอออนโลหะในช่องเตตระฮีดรัลและช่องออกตะฮีดรัล ได้แก่ (1) รัศมีไอออนิก(Ionic Radius) เนื่องจากเตตระฮีดรัลมีขนาดเล็กกว่าช่องออกตะฮีดรัล ดังนั้นไอออนขนาดเล็กจึงชอบที่เข้าไปอยู่ และปกติแล้วไอออนประจุบวกสามมีขนาดเล็กกว่าไอออนประจุบวกสอง ดังนั้นจึงมีแนวโน้มที่จะมีโครงสร้างแบบอินเวอร์ส (2) โครงแบบอิเล็กตรอน(Electronic Configuration) โดยที่ไอออนมีความชอบเป็นพิเศษสำหรับสิ่งแวดล้อมหนึ่งๆ (3) พลังงานไฟฟ้าสถิต(Electrostatic Energy) ของแลคทิสสไปเนล

3. คุณสมบัติความเป็นแม่เหล็กของเฟอร์ไรต์ เกิดขึ้นจากอันตรกิริยา(Interaction) ระหว่างไอออนโลหะกับไอออนออกซิเจนในแลคทิสผลึก และโครงแบบอิเล็กตรอนของไอออน (สุรกี โรจน์อารยานนท์, 2530; Snelling, 1988) ในการแทนที่ของพวกนอนแมกเนติกไอออน (Nonmagnetics Ions) ของ Zn^{2+} , Cd^{2+} , In^{2+} ถ้าเข้าไปในช่องเตตระฮีดรัลจะเพิ่มค่าความเป็นแม่เหล็กอิ่มตัว(Saturation Magnetization) แต่ถ้าเป็นพวกนอนแมกเนติกไอออนของ Al^{3+} , Sc^{3+} , Ti^{3+} , Cr^{3+} , Ga^{2+} ถ้าเข้าไปอยู่ในช่องออกตะฮีดรัลจะไปลดค่าโมเมนต์อิ่มตัว(Saturation Moment) (กฤษณา แจ่มกมลกุลชัย และ ปรีดา พิมพ์ขาวขำ, 2532)

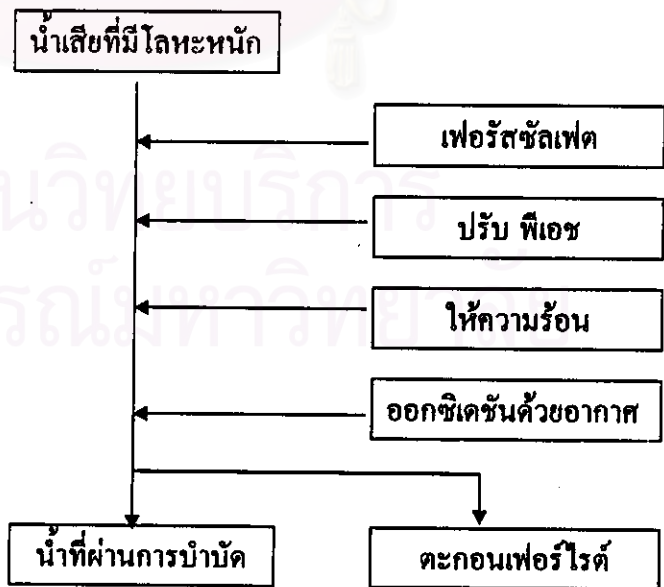
ค. การเกิดสารประกอบเฟอร์ไรต์

Feitknect (1959) อ้างถึงใน Tamaura, Kanzaki และ Katsura (1980) เป็นผู้ทำการศึกษาว่า สารแมกนีไทต์(Fe_3O_4) เกิดขึ้นจากเฟอร์รัสไฮดรอกไซด์ถูกออกซิไดซ์ด้วยอากาศ ต่อมา Kiyama (1974) อ้างถึงใน สุรกี โรจน์อารยานนท์ (2530); Tamaura, Kanzaki และ Katsura (1980); Wang, Xu และ Finch (1996) ได้ทำการศึกษาเงื่อนไขพีเอชและอุณหภูมิของปฏิกิริยาการเกิดสารประกอบแมกนีไทต์ การทดลองทำการผสมโซเดียมไฮดรอกไซด์กับเฟอร์รัสซัลเฟตได้เฟอร์รัสไฮดรอกไซด์แล้วทำการออกซิไดซ์ต่อด้วยอากาศ โดยทดลองที่พีเอช 2.6 ถึง 12.0 และอุณหภูมิ $10^{\circ}C$ ถึง $80^{\circ}C$ และทำการศึกษาคุณสมบัติของตะกอนที่ได้จากการทดลองโดยใช้เครื่องเลี้ยวเบนรังสีเอกซ์ และกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน พบว่าตะกอนที่ได้คือ Fe_3O_4 , $\alpha-FeOOH$, $\gamma-FeOOH$ โดยอาจจะเป็นสารเดี่ยวหรือสารผสมทั้งนี้ขึ้นกับเงื่อนไขการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 2.3 จากการทดลอง Kiyama แนะนำว่าเงื่อนไขที่จะเกิด Fe_3O_4 คือในช่วง pH 8 ถึง 10 และที่อุณหภูมิ $60^{\circ}C$ ขึ้นไป และต่อมาเมื่อทดลองผสมไอออนโลหะประจุบวกสอง (Mg^{2+} , Mn^{2+} , Co^{2+}) กับเฟอร์รัสซัลเฟต พบว่าได้ตะกอนที่มีสมบัติเป็นสารแม่เหล็ก(Ferromagnetic) มีสูตรคือ $M_xFe_{3-x}O_4$ ซึ่งเงื่อนไขการเกิดตะกอนนี้ขึ้นอยู่กัพีเอช และ อุณหภูมิ เหมือนกับการเกิดสารประกอบแมกนีไทต์



รูปที่ 2.3 แผนผังแสดงเฟสของระบบเหล็ก-น้ำในเงื่อนไขการออกซิเดชันสำหรับการเกิดแมกนีไทต์
 หมายเหตุ $[FeSO_4]$ คงที่ = 0.24 โมลต่อลิตร
 ที่มา : Wang และคณะ (1996)

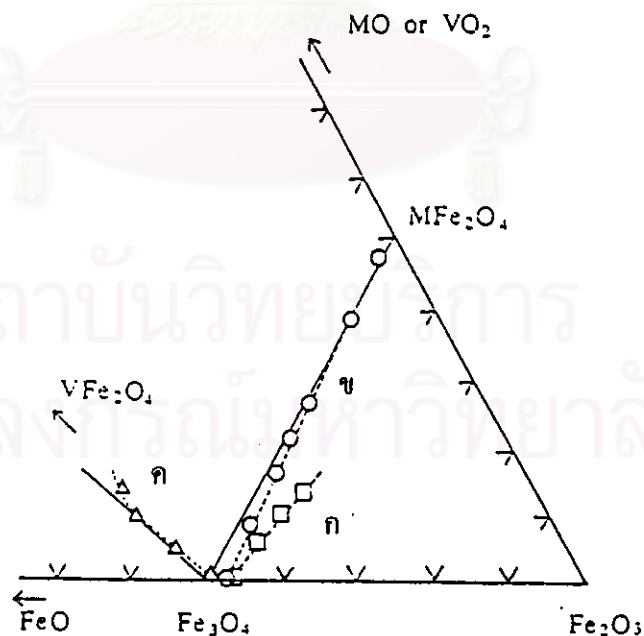
เทคนิคการสังเคราะห์เฟอร์ไรต์ได้นำมาประยุกต์ใช้สำหรับกำจัดไอออนโลหะหนักในน้ำเสียซึ่งขั้นตอนแสดงดังรูปที่ 2.4 โดยการผสมไอออนเฟอร์รัสแล้วปรับพีเอชเป็นค่าंगและออกซิไดส์ในเงื่อนไขที่เหมาะสม(พีเอช,อุณหภูมิ) จะได้สารประกอบเชิงซ้อนซึ่งเป็นตะกอนเฟอร์ไรต์ออกมาหลังสิ้นสุดปฏิกิริยา



รูปที่ 2.4 แผนผังแสดงขั้นตอนของกระบวนการเฟอร์ไรต์
 ที่มา : Tamaura, Katsura และคณะ (1991)

กระบวนการเฟอร์ไรต์นอกจากนำมาใช้ในการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียแล้ว ของเสียอันตรายซึ่งเป็นโลหะหนักสามารถถูกกำจัดด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ได้เช่นกัน (Tamura, Tu และคณะ ,1991)

Tamura, Katsura และคณะ (1991) กล่าวถึง การที่โลหะหนักเข้าไปอยู่ในเฟอร์ไรต์ว่า ไอออนโลหะจะเข้าไปอยู่ในแลตทิซของเฟอร์ไรต์โดยการออกซิเดชันไฮดรอกไซด์ของ Fe(II) และของไอออนโลหะอื่น ตะกอนเฟอร์ไรต์ที่ได้นี้มีโครงสร้างแบบสไปเนล และมีค่าความเป็นแม่เหล็กอิ่มตัวประมาณ 70-80 emu/g รูปที่ 2.5 เป็นแผนผังเทอร์นารี (Ternary Diagram) ซึ่งแสดงปริมาณการเกิดเฟอร์ไรต์โดยกระบวนการเฟอร์ไรต์ เส้น ก เป็นรูปแบบสารละลายของ Cd(II) เส้น ข ของ Zn(II) และเส้น ค ของ V(IV) เส้นตรงซึ่งเชื่อมระหว่าง Fe_3O_4 และ MFe_2O_4 เป็นไปตามสัดส่วนปริมาณสตอยชิโอเมตริกของสารละลายของแข็งระหว่างสารประกอบทั้งสอง เขียนแทนได้ด้วยสูตร $M_xFe_{3-x}O_4$ ในกรณีของไอออนแคดเมียม;Cd(II) และไอออนวานาเดียม;V(IV) ถ้าปริมาณไอออนโลหะมากกว่าที่ให้ไว้ในเส้น ก และ ค ปริมาณที่เกิดขึ้นจะกลายเป็นเฟสอื่น จะไม่ได้เป็นสารเฟอร์ไรต์ ดังนั้นปริมาณของ Cd(II) และ V(IV) จึงมีขีดจำกัดในการเข้าไปอยู่ในโครงสร้างแบบสไปเนล นั่นคือปริมาณไอออนโลหะที่เกินพอซึ่งไม่สามารถเข้าไปอยู่ในแลตทิซนี้ จะยังคงมีเหลืออยู่ในสารละลายหลังจากปฏิกิริยา ดังนั้นกระบวนการเฟอร์ไรต์จึงต้องให้ความเข้มข้นไอออนโลหะต่ำกว่า x



รูปที่ 2.5 แผนผังแสดงปริมาณการเกิดเฟอร์ไรต์โดยกระบวนการเฟอร์ไรต์

หมายเหตุ เส้น ก เป็นรูปแบบของสารละลายแคดเมียม(II),เส้น ข เป็นของสังกะสี(II) และเส้น ค เป็นของวานาเดียม(IV)

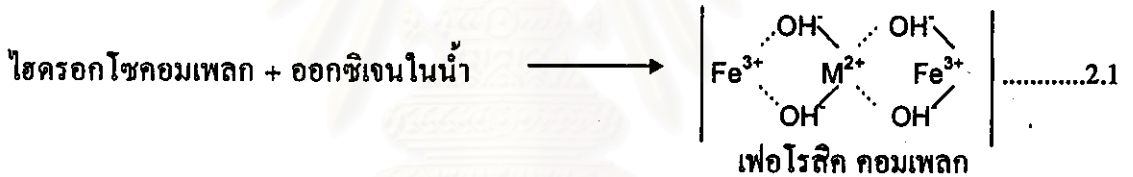
ที่มา : Tamura, Katsura และคณะ (1991)

จ. กลไกการเกิดสารประกอบเฟอร์ไรต์

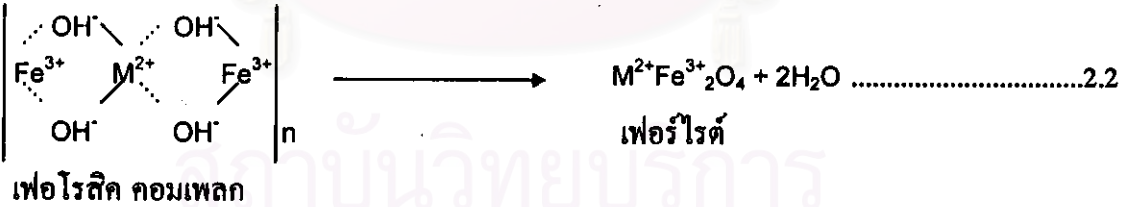
สำหรับกลไกการเกิดสารประกอบเฟอร์ไรต์ที่เกิดจากการกำจัดโลหะหนักในสารละลายนั้น Hayashi (1975) อ้างถึงใน สุรกี โรจน์อารยานนท์ (2530) กล่าวว่า กลไกนี้น่าจะเกิดขึ้น 3 ขั้นตอน คือ

1. ในสารละลายที่มีไอออนเหล็กประจุบวกสอง (Fe^{2+}) ผสมกับไอออนโลหะหนักประจุบวกสอง (M^{2+}) เมื่อผสมต่างลงไปจะได้ตะกอนสีฟ้าปนขาวซึ่งเป็นพวกนอนเฟอร์โรแมกเนติก (Nonferromagnetic) และในสารละลายนี้ ไฮดรอกโซคอมเพลก (Hydroxo complex) ของไอออน Fe^{2+} และไอออน M^{2+} จะถูกละลายได้บางส่วน

2. เมื่อผ่านแก๊สที่มีออกซิเจนให้ละลายลงในสารละลาย ออกซิเจนจะทำปฏิกิริยากับ ไฮดรอกโซคอมเพลกในเงื่อนไขที่เหมาะสมเกิดเป็นเฟอร์โรสิคคอมเพลก (Ferrosic Complex) ดังแสดงปฏิกิริยาตามสมการที่ 2.1



3. ต่างจะไปโพลิเมอร์ไรซ์ (Polymerized) เฟอร์โรสิคคอมเพลก ได้สารประกอบเฟอร์ไรต์เกิดขึ้น ดังแสดงในสมการที่ 2.2



นอกจากนั้น Okuda (1975) อ้างถึงใน Mandaokar และ Dharmadhikari (1994) ได้อธิบายกลไกของปฏิกิริยาการเกิดสารประกอบเฟอร์ไรต์ดังนี้



ส่วน Kirk และ Othmer (1965) อ้างถึงใน Mandaokar และ Dharmadhikari (1994) ได้แนะนำกลไกของปฏิกิริยาการเกิดสารประกอบเฟอร์ไรต์โดยมีเงื่อนไขเช่นเดียวกับข้างต้นดังนี้



Tamaura, Katsura และคณะ (1991) ได้อธิบายปฏิกิริยาการเกิดเป็นสารประกอบเฟอร์ไรต์ว่า เกิดได้ 2 ทางขึ้นอยู่กั pH ของปฏิกิริยา คือ (1) เกิดตะกอนสีเขียว (Green Rust) ที่ pH 7 ถึง 10 (2) เกิดตะกอน $\gamma\text{-FeO(OH)}$ ที่ pH 10.5 ถึง 11 ซึ่งปฏิกิริยาจะต้องผ่านทางใดทางหนึ่งก่อนที่จะเกิดเป็นเฟอร์ไรต์ กรณีที่เกิดผ่าน Green Rust ในระหว่างปฏิกิริยาออกซิเดชันทำให้เกิด Green Rust (II) ซึ่งเป็นผลึกหกเหลี่ยม (Hexagonal) มีสูตรคือ $M_x\text{Fe(II)}_{2-x}\text{Fe(III)}_x(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_5$ ซึ่ง M เป็นไอออนโลหะประจุบวกสอง การออกซิเดชันของ Fe(II) ใน Green Rust (II) ทำให้ไอออนโลหะใน Green Rust (II) ถูกเข้าไปอยู่ในแลตทิซของโครงสร้างสไปเนลเฟอร์ไรต์ และในกรณีของไอออนที่ไม่ใช่ประจุบวกสองนั้นยังไม่มีสูตรของ Green Rust (II) ที่แน่ชัด แต่อย่างไรก็ตามโลหะที่มีเวเลนซ์ I-V ก็สามารถเข้าไปอยู่ในแลตทิซของโครงสร้างสไปเนลเฟอร์ไรต์ได้เช่นกัน โดยที่ไอออนโลหะเหล่านี้จะเกิดเป็น Green Rust (II) ด้วยโครงสร้างผลึกที่เหมือนกัน

เมื่อ pH ของปฏิกิริยามากกว่า 10.5 และความเข้มข้นของไอออนซัลเฟตต่ำกว่าประมาณ 0.02 โมลต่อลิตร จะได้เฟอร์ไรต์ที่เกิดจากเฟสของตะกอน $\gamma\text{-FeO(OH)}$ โดยที่ในระหว่างการเกิดผลึกของเฟอร์ไรต์นั้นการดูดซับของไอออน Fe(II) และของไอออนโลหะอื่นๆ (M) และการออกซิเดชันของไอออน Fe(II) ที่ถูกดูดซับนี้จะเกิดขึ้นบนผิวของอนุภาคเฟอร์ไรต์ เฟสของตะกอน $\gamma\text{-FeO(OH)}$ ซึ่งเกิดจากการออกซิเดชันของ Fe(II) ที่ดูดซับนี้ จะถูกเปลี่ยนรูปเป็นเฟอร์ไรต์ได้โดยการดูดซับของไอออน Fe(II) และของไอออนโลหะ (M) ทั้งนี้ปริมาณไอออนโลหะ (M) ที่เข้าไปอยู่ในเฟอร์ไรต์ขึ้นอยู่กั pH ของปฏิกิริยาและความเข้มข้นของไอออนโลหะ

จ. การประยุกต์ใช้ตะกอนเฟอร์ไรต์

เนื่องจากเฟอร์ไรต์มีคุณสมบัติเป็นสารแม่เหล็ก ตะกอนเฟอร์ไรต์ที่ได้จากการบำบัดน้ำเสียจึงถูกนำมาใช้ให้เป็นประโยชน์ด้วยคุณสมบัติดังกล่าว โดยมีกรรมนำมาทำเป็นแมกเนติกมาร์กเกอร์ (Magnetic Marker) เทคนิคการทำนั้น Yamauchi, Nakono และ Sugano (1980) ได้นำตะกอนเฟอร์ไรต์จากการบำบัดน้ำเสียมาทำให้แข็งตัวด้วย ออร์แกนิกซีเมนต์ หรือ อินออร์แกนิกซีเมนต์ ผลการทดสอบได้ว่า ปริมาณเฟอร์ไรต์ในมาร์กเกอร์มีได้มากกว่า 80 % น้ำหนัก ค่าความเค้น (Breaking Stress) สำหรับการแข็งตัวด้วยออร์แกนิกซีเมนต์ประมาณ 1,600 กิโลกรัมต่อตารางเซนติเมตร ซึ่งแข็งแรงเพียงพอสำหรับการใช้มาร์กเกอร์เป็นวัสดุก่อสร้าง และค่ากำลังยึดหยุ่น (Flexural Strength) ประมาณ 350 กิโลกรัมต่อตารางเซนติเมตร ส่วนค่าความเค้นสำหรับการแข็งตัวด้วยอินออร์แกนิกซีเมนต์คือ 50-100 กิโลกรัมต่อตารางเซนติเมตร ซึ่งแข็งแรงเพียงพอสำหรับการใช้มาร์กเกอร์เป็นวัสดุได้ทางเท้า และค่ากำลังยึดหยุ่น 10-30 กิโลกรัมต่อตารางเซนติเมตร แมกเนติกมาร์กเกอร์ของ

เฟอร์ไรต์ที่แข็งตัวนี้ถูกตรวจจับได้โดยอุปกรณ์เซนซิงคอยล์(Sensing Coil Devices) หรือ ฟลักซ์-เกตแมกเนติกเซนเซอร์(Flux-Gate Magnetic Sensors) และสามารถนำไปใช้งานในระบบควบคุมการจราจร, ระบบจำแนกโครงสร้างใต้ดิน หรือระบบนำทางคนตาบอด โดยมีรายละเอียดการประยุกต์ใช้ดังนี้

1. ระบบควบคุมการจราจร แมกเนติกมาร์เกอร์ถูกติดตั้งไว้ได้ทางเท้าตามช่องทางเดินบนทางสัญจร อุปกรณ์เซนซิงคอยล์ถูกนำมาใช้สำหรับตรวจจับมาร์เกอร์ (เพื่อแยกมาร์เกอร์จากแผงกั้นที่ทำจากเหล็ก) ดังนั้นเมื่อรถยนต์เข้าไปใกล้มาร์เกอร์ สัญญาณจากอุปกรณ์จะให้ข้อมูลบางอย่างซึ่งจะป้อนคำเตือนไปยังผู้ขับรถยนต์ หรือ ชักนำให้เกิดปฏิกิริยาอัตโนมัติ เช่น ขับเคลื่อนหรือหยุดอัตโนมัติ

2. ระบบจำแนกโครงสร้างใต้ดิน แมกเนติกมาร์เกอร์ถูกฝังบนหรือในอุปกรณ์สาธารณูปโภค และถูกใช้เป็นตัวชี้ตำแหน่งหรือชนิดของอุปกรณ์สาธารณูปโภคที่ฝังไว้ใต้ดิน เช่น สายเคเบิล, ท่อแก๊ส หรือท่อน้ำ แต่ละแมกเนติกมาร์เกอร์ต้องตายตัวและแสดงข้อมูลเป็นอิสระโดยเฉพาะ ฟลักซ์-เกตเซนเซอร์ถูกนำมาใช้สำหรับการจำแนกนี้ เนื่องจากสนามแม่เหล็กเหนี่ยวนำโดยแต่ละมาร์เกอร์ต้องถูกแยกจากกันต่างหาก

3. ระบบช่องนำทางคนตาบอด มาร์เกอร์ถูกฝังโดยใช้เป็นวัสดุทางเท้าหรือถูกฝังไว้ใต้วัสดุทางเท้าตามช่องทางเดิน เช่น ในทางแยก, ซานชาลาสถานีรถไฟ และเมื่อคนตาบอดนำไม้เท้าหรือรองเท้าซึ่งติดอุปกรณ์แมกเนติกเซนซิงคอยล์ หรือ แมกเนติกรีดรีเลย์ (Magnetic Reed Relay) เข้าไปใกล้จะมีเสียงดังขึ้น

Tamura, Katsura และคณะ (1991) ได้ศึกษาการเปลี่ยนตะกอนเฟอร์ไรต์ที่ได้จากการบำบัดน้ำเสียเป็นแมกเนทิต-ซิงค์เฟอร์ไรต์ เพื่อนำไปใช้เป็นแมกเนติกมาร์เกอร์ โดยทำการเผาผลาญของตะกอนเฟอร์ไรต์, MnO_2 และ ZnO ที่อุณหภูมิ $1200^\circ C$ และได้ค่าความซึมซาบทางแม่เหล็ก (Magnetic Permeability) สูง ($\mu = 322$ ที่ 40 kHz) นอกจากนี้ MnO_2 และ ZnO ยังได้มาจากของแข็งที่เหลือจากการกำจัดปรอทในแบตเตอรี่ที่ใช้แล้ว

จ. การศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์

Nakashima (1977) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียโดยใช้สารละลาย $Fe^{3+}-Fe^{2+}$ โดยมี $Fe^{3+}/Fe^{2+} = 2$ ทำการปรับพีเอชในช่วง 6-12 เพื่อให้เกิดเฟอร์ไรต์ และแยกตะกอนออกจากน้ำส่วนบนด้วยแม่เหล็ก โดยทำการทดลองกับน้ำเสีย(พีเอช 7) ในอัตรา 1 ลิตรต่อนาที เติม $FeCl_2$ 10 % ในอัตรา 3.5 ชม³ต่อนาที และ $FeCl_3$ 10 % ในอัตรา 9.6 ชม³ต่อนาที และเติม $NaOH$ 30 %

ในอัตรา 50 ซม³ต่อนาที เพื่อปรับพีเอชเป็น 11 ได้ตะกอนเฟอร์ไรต์ 6,000 ppm มีขนาดอนุภาค 100 Å⁰ ความเข้มข้นของ Zn, Mn, และ Cu ก่อนบำบัดมีค่า 1000 ppm เมื่อบำบัดแล้วเหลือ 0.01, 0.06 และ 0.08 ppm ตามลำดับ

Goto, Nakura และ Okazuki (1978) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่ประกอบด้วยสารละลายเกลือเฟอร์ริกและเฟอร์รัสในสารละลายต่าง ผลการศึกษาได้แยกที่ฟเฟอร์ไรต์ (Active Ferrite) เฟอร์ไรต์ที่ได้มีคุณสมบัติแม่เหล็กสูง จับโลหะหนักได้ดี การทดลองใช้เฟอร์รัสซัลเฟต 10 กิโลกรัม ละลายในน้ำ 100 ลิตร และเฟอร์ริกคลอไรด์ 10 กิโลกรัม ละลายในน้ำ 100 ลิตร นำสารละลายมาผสมกัน และใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ 10% เพื่อปรับพีเอชให้เป็น 8 ได้ตะกอนเฟอร์ไรต์ นำตะกอนมาล้างด้วยน้ำตามด้วยกรดไฮโดรคลอริกเจือจาง(พีเอช 1.5) ล้างด้วยน้ำอีกครั้ง ได้ตะกอนแอคทีฟเฟอร์ไรต์ สีดำ 4 กิโลกรัม เมื่อทำการทดลองกับน้ำเสียที่มี Cr⁶⁺ 70 ppm ปริมาตร 1500 ลิตร ได้เฟอร์ไรต์ 1 กิโลกรัม ภายหลังจากบำบัด(ปริมาตร 1400 ลิตร) มี Cr⁶⁺ เหลืออยู่ 0.1 ppm

Tojo และ Nagata (1978) ศึกษาการใช้ น้ำจับฝุ่นที่มีโลหะหนัก และบำบัดด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ เช่นบำบัดสารละลายฝุ่น 10% ในน้ำ ซึ่งมี Cd 20.8, Zn 2400, Pb 4.28, Mn 7.80, Fe 0.05, Cu 0.04, Hg < 0.0005 ppm หลังจากการบำบัดด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ น้ำส่วนบนเหลือ Cd 0.02 ppm และ Zn 0.015 ppm ส่วนโลหะหนักตัวอื่นไม่พบ

Toshihiko และ Nobuhiro (1980) ศึกษาการกำจัดโครเมียมด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ ทำการทดลองโดยใช้สารละลายโครเมียมซึ่งมีความเข้มข้น 1000 มิลลิกรัมต่อลูกบาศก์เดซิเมตร ปรับพีเอชเป็น 10 ด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ พบว่าความเข้มข้นโครเมียมเหลือ 0.5 มิลลิกรัมต่อลูกบาศก์เดซิเมตร

Tsal (1980) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ เพื่อกำจัดโครเมียม, สังกะสี, นิกเกิล, โคบอลต์ และทองแดง ในน้ำที่จากการชุบเคลือบโลหะและจากการทำนุ้ย โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟตและเติมอากาศที่อุณหภูมิ 60 ถึง 70°C ได้สไปเนลเฟอร์ไรต์ และอัตราการเติมอากาศมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ Cr⁶⁺ ในน้ำเสียดังนี้คือ Cr⁶⁺ ที่มีความเข้มข้น 10, 50, 100, 200 ppm ควรเติมอากาศในอัตรา 0.6-2.4, 1-2.8, 1.2-6, 2.4-12.8 ลิตรอากาศต่อลิตรน้ำเสีย ตามลำดับ

Takada (1980) ได้กล่าวถึงการกำจัดโลหะหนักจากน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ โดยทำการเติมเฟอร์รัสซัลเฟต แล้วเติมด้วยด่าง เช่น NaOH เพื่อปรับค่าพีเอช สารละลายถูกทำให้ร้อนถึง 50°C หรือสูงกว่า และออกซิไดส์ด้วยฟองอากาศ ได้ตะกอนเฟอร์ไรต์ซึ่งทำการแยกออกจากน้ำส่วนบนโดยการใช้สนามแม่เหล็ก กระบวนการเฟอร์ไรต์นี้สามารถกำจัดโลหะหนักหลายชนิดในน้ำเสียได้พร้อมกัน และประสิทธิภาพการกำจัดแสดงไว้ในตารางที่ 2.1 ซึ่งเป็นการกำจัดในปริมาณน้ำเสีย 1 ลูกบาศก์เมตร

ตารางที่ 2.1 การกำจัดโลหะหนักจากน้ำเสีย

โลหะ	ความเข้มข้นโลหะหนัก (พีพีเอ็ม)	
	เริ่มต้น	หลังการบำบัด
Hg	7	0.001
Cd	240	0.008
Cu	10	0.01
Zn	18	0.016
Cr	10	0.01
Ni	1000	0.2
Mn	12	0.007
Fe	600	0.06
Bi	240	0.1
Pb	475	0.01

ที่มา : Takada (1980)

Kazuhiro และ Takeshi (1981) ทดลองกระบวนการเฟอร์ไรต์จากน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งมีแมกนีเซียม, แคลเซียม, แมงกานีส, นิกเกิล, ทองแดง, สังกะสี, แคดเมียม และตะกั่ว ปรับพีเอชเป็น 10.4 ถึง 11.2 ด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ อุณหภูมิ 60°C เดิมอากาศจนกระทั่งค่าศักย์ออกซิเดชันมีค่า 0 ± 100 มิลลิโวลต์ พบว่าโลหะหนักทุกตัวยกเว้นตะกั่วมีประสิทธิภาพการกำจัดได้ดี และตะกอนเฟอร์ไรต์ที่ได้สามารถแยกจากสารละลายโดยใช้แท่งแม่เหล็ก

Nippon Electric Co., Ltd (1981) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ โดยทำปฏิกิริยาออกซิเดชันไอออนเฟอร์รัสด้วยอากาศ การทดลองใช้น้ำเสีย 1 ลิตร ซึ่งมี Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} อย่างละ 200 ppm ผสมกับเฟอร์ริซัลเฟต 0.1 โมล ปรับพีเอชเป็น 9.5 ด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ ทำการเติมอากาศในอัตรา 3 บรรยากาศ เป็นเวลา 4 ชั่วโมง และได้ตะกอนเฟอร์ไรต์

Wei, Wan และ Shan (1981) ทดลองกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียซึ่งมี อาร์เซนิก 160-180, ตะกั่ว 5-20, แคดเมียม 0.7-4.0 มิลลิกรัมต่อลูกบาศก์เดซิเมตร จากน้ำเสียโรงงานถลุงโลหะเซียงยาง (Shengyang) ประเทศจีน สรุปได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักโดยกระบวนการเฟอร์ไรต์สูง

Kondoh, Nakashima และ Hirasava (1982) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ โดยทำการออกซิไดส์เฟอร์ริซัลเฟตในพีเอชที่เหมาะสม เพื่อให้ได้แมกนีไทต์ (Fe_3O_4) การหาอัตราการเกิด Fe_3O_4 สามารถคำนวณจากไอออนเฟอร์รัสในสารละลายและไอออนเหล็กที่แขวนลอยในสารละลาย พีเอชที่เหมาะสมในการเกิด Fe_3O_4 คือพีเอช 11.5-12.5

ที่อุณหภูมิไม่เกิน 40°C และพีเอช 11.5-13.0 ที่อุณหภูมิ 40°C ซึ่งพีเอชต่ำกว่าเกิด Fe_3O_4 ได้เร็วกว่าที่พีเอชสูง

Nippon Electric Co., Ltd (1984) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์และแยกตะกอนเฟอร์ไรต์ออกจากน้ำทิ้ง การทดลองเติมเฟอร์รัสซัลเฟต 0.1 โมล/ลิตร ลงในน้ำเสียซึ่งมี Cu 160, Ni 60, Mn 30, Pb 20, As 10 ppm ทำการปรับพีเอชเป็น 12 ด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ และเติมอากาศที่ 70°C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง เมื่อสิ้นสุดการทดลองได้ตะกอนเฟอร์ไรต์ และมีโลหะหนักเหลืออยู่ในน้ำส่วนบนดังนี้ Cu 0.5, Ni 0.3, Mn 0.2, Pb 0.15, As 0.01 ppm

Kondoh และ Suzuki (1986) ศึกษาการกำจัดปรอทในน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ ทำการทดลองในน้ำเสียที่มีปรอท 14.9 ppm ปริมาตร 1 ลิตร โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต 0.05 โมล ทำการเป่าอากาศที่พีเอช 10-12 ผลการทดลองพบว่า เกิดเฟอร์ไรต์ได้ที่พีเอช 12 อุณหภูมิ 60°C อัตราการเป่าอากาศ 0.5 ลิตร/นาที และยังมีปรอทเหลืออยู่ในน้ำส่วนบน 3.7 ppb แต่ถ้าเติมกรดแอสคอร์บิก (Ascorbic Acid) 1 มก/ล พบว่ามีปรอทเหลืออยู่ 0.29 ppb

Sano และ Nakama (1986) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะหนักโดยใช้เกลือเฟอร์รัสที่มีสัดส่วน 2-100 เท่า เมื่อเทียบกับโมลโลหะหนักทุกตัวในน้ำเสีย ปรับพีเอชเป็น 8-12 ด้วยสารละลายต่าง และออกซิไดส์ไอออนเฟอร์รัสอย่างช้าๆจนได้ตะกอนแม่เหล็ก ผลการทดลองเมื่อใช้น้ำเสีย 2 ลิตร ที่มี Cu, Zn, Pb อย่างละ 50 ppm ทำการผสมกับเฟอร์รัสซัลเฟต 0.2 โมล พีเอช 10 กวน 4 ชั่วโมง และเติมออกซิเจน 17 มิลลิลิตรออกซิเจน/นาที พบปริมาณโลหะหนักเหลืออยู่ในน้ำส่วนบนดังนี้ Cu 0.05, Zn 0.03, Pb 0.1 ppm

Akasaki (1987) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานคอนกรีตซึ่งมี Cr^{6+} และ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต และในการบำบัดไม่ต้องปรับพีเอชเนื่องจากในน้ำเสียมีสารละลายอิมตัว $\text{Ca}(\text{OH})_2$ การทดลองใช้เฟอร์รัสซัลเฟต 400 ppm เพื่อกำจัด Cr^{6+} 5 ppm ตกตะกอนเป็นเฟอร์ไรต์ ผลการทดลองพบว่ามีโครเมียมเหลืออยู่ในน้ำส่วนบนน้อยกว่า 0.1 ppm ประสิทธิภาพการกำจัดมากกว่า 98%

Wen, Li และ Liu (1987) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานชุบโลหะและน้ำเสียจากกระบวนการ Cation-exchange โดยใช้วิธีเฟอร์โรสปินเนล (Ferrosipinel) ซึ่งน้ำที่บำบัดแล้วมีโลหะหนักเหลืออยู่ต่ำกว่ามาตรฐาน การทดลองทำโดยละลายผงเหล็กลงใน Acid cation exchanger ซึ่งจะได้ Fe^{2+} และกลอรีนจะเปลี่ยน Fe^{2+} เป็น Fe^{3+} ทำการเติม $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ เป็น 2:1 ลงในน้ำเสียจากการชุบเคลือบโลหะหนัก โลหะหนักในน้ำเสียตกตะกอนเป็นตะกอนสไปเนลเฟอร์ไรต์ซึ่งมีสีดำ และตกตะกอนได้ที่พีเอช 7-9 ซึ่งเป็นวิธีที่ประหยัดค่าใช้จ่ายและใช้พลังงานน้อย



Chen และคณะ(1988) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำทิ้งโรงงานอุตสาหกรรมซึ่งประกอบด้วย Cr^{6+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} โดยมีขั้นตอนดังนี้ (1) ปรับพีเอชของน้ำทิ้งให้อยู่ในช่วง 1.5-2.5 และผสมผงเหล็กให้มีพีเอชมากกว่า 5.4 (2) ออกซิไดส์ด้วยออกซิเจนหรืออากาศในภาชนะปิดเป็นเวลา 3 ถึง 10 นาที เติมสารละลายค่างเพื่อเพิ่มพีเอชให้อยู่ในช่วง 8-9 (3) ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอนเป็นเวลา มากกว่า 10 นาที ในการทดลองใช้น้ำเสียที่มี Cr^{6+} 50 มก/ล เติมกรดซัลฟิวริกเพื่อปรับพีเอชเป็น 2.4 ผสมกับผงเหล็กนาน 10 นาที และทำการปรับพีเอชเป็น 5.4 เติมอากาศ 3-10 นาที ใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ 10% ปรับพีเอชเป็น 8-9 ผลการทดลองพบว่า ไม่มี Cr^{6+} และมี Cr^{3+} 0.006 มก/ล

Kim (1988) ศึกษาการตกตะกอนที่ได้จากการบำบัดน้ำเสียซึ่งมี Ni^{2+} , Cr^{3+} , Cr^{6+} ด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์โดยวิธีการเลี้ยวเบนรังสีเอกซ์(X-ray Diffraction) พบการตกตะกอนมีโครงสร้างแบบสไปเนลเฟอร์ไรต์จากการบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะหนักความเข้มข้นต่ำ การทดลองใช้สารละลายเฟอร์รัสซัลเฟต 0.1 โมลต่อลิตร บำบัดน้ำทิ้งที่มี Ni^{2+} ต่ำกว่า 3000 ppm พบว่าได้ตะกอนที่มีโครงสร้างแบบสไปเนลเฟอร์ไรต์ และเมื่อ $\text{Ni}/\text{Fe} = 0.51$ ได้ NiFe_2O_4 อย่างเดียว แต่ถ้าสัดส่วนมากกว่า 0.51 เกิด $\text{Na}_2\text{Ni}(\text{SO}_4)_2$ กับ NiFe_2O_4 ส่วนการบำบัดน้ำเสียที่มี Cr^{3+} และ Cr^{6+} นั้นพบว่าความเข้มข้นสูงสุดของ Cr^{3+} และ Cr^{6+} ที่ได้ตะกอนเฟอร์ไรต์คือ 1500 และ 1000 ppm และมีสัดส่วน $\text{Cr}/\text{Fe} = 0.29$ และ 0.91 ตามลำดับ สไปเนลเฟอร์ไรต์ที่ได้มีสูตร $\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}_{1.33}\text{Cr}^{3+}_{0.67}\text{O}_4$ และ $\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}_{1.5}\text{Cr}^{3+}_{0.5}\text{O}_4$ น้ำเสียที่มีความเข้มข้น Cr^{3+} ก่อนการบำบัดเท่ากับ 1500-4000 ppm เมื่อบำบัดแล้วพบ Cr^{3+} ในตะกอนเฟอร์ไรต์ซึ่งไม่สามารถวิเคราะห์ด้วยวิธีการเลี้ยวเบนรังสีเอกซ์ น้ำเสียที่มีความเข้มข้น Cr^{6+} ก่อนการบำบัด 1000-4000 ppm เมื่อบำบัดแล้วได้ตะกอนเฟอร์ไรต์และพบ Cr^{6+} ที่เหลือจากการจับกับเหล็กในโครงสร้างสไปเนลเฟอร์ไรต์ปรากฏอยู่ในสารละลาย

Nakazawa, Sato และ Hasebe (1989) ศึกษาเปรียบเทียบวิธีการบำบัด As^{3+} หรือ As^{5+} ระหว่างกระบวนการเฟอร์ไรต์โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต กับวิธีตกตะกอนโดยใช้สารละลาย $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ทำการทดลองโดยให้ความร้อนเป็นเวลา 1 ชั่วโมง ที่พีเอชและอุณหภูมิคงที่ ผลการทดลองพบว่ากระบวนการเฟอร์ไรต์กำจัด As^{3+} ที่ 90°C ได้ดีกว่าวิธีตกตะกอน น้ำส่วนบนมีเหล็กเหลือน้อยกว่า 0.05 มก/ล แมกนีไตท์ที่เกิดจากกระบวนการเฟอร์ไรต์มีอาร์เซนิกปนอยู่ด้วย และสามารถแยกตะกอนออกจากน้ำส่วนบนโดยวิธีผ่านรางแม่เหล็กในอัตรา 200 ลิตรต่อชั่วโมง

Nugmanov, Kovalenko และ Firsova (1989) ศึกษาปริมาณการใช้ค่างในปฏิกิริยาออกซิเดชันเหล็ก (Fe^{2+}) เพื่อตกตะกอนโครเมียม Cr^{6+} จากการทดลองพบว่าปริมาณการใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์มีความสัมพันธ์กับการกำจัด Cr^{6+} ออกจากน้ำทิ้งจากการชุบเคลือบโลหะหนัก และเมื่อเพิ่มโซเดียมไฮดรอกไซด์พบว่า อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน Fe^{2+} ไปเป็น Fe^{3+} เพิ่มขึ้น และเมื่อสิ้นสุดปฏิกิริยาได้ผลิตภัณฑ์เป็นสไปเนลเฟอร์ไรต์

Shin, Cho และ Oh (1989) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสีย โดยทำการศึกษาการเกิด Fe_3O_4 จากปฏิกิริยาออกซิเดชันสารละลาย $Fe(OH)_2$ ในน้ำเสียที่มีโลหะหนัก ผลการศึกษาพบว่า ปริมาณไฮดรอกไซด์ที่เติมในปฏิกิริยามีความสัมพันธ์กับการเกิด Fe_3O_4 และมีค่าอัตราส่วนความเข้มข้นที่เหมาะสมคือ $R = 2NaOH/FeSO_4 = 1$ เมื่อเพิ่มค่า R พบว่า Fe_3O_4 เกิดได้น้อยลง สำหรับเงื่อนไขที่เหมาะสมในการเกิด Fe_3O_4 คือ ที่อุณหภูมิ $60^\circ C$ อัตราการเติมอากาศ 1 ลิตร/นาที ถ้าอัตราการเติมอากาศมากกว่า 1 ลิตร/นาที ทำให้ Fe_3O_4 เกิดได้น้อยลง เมื่อนำ Fe_3O_4 ไปหาคุณสมบัติความเป็นแม่เหล็กโดยวิธีการเลี้ยวเบนรังสีเอกซ์(X-ray Diffraction) พบว่า มีความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงกับ X-ray main peak intensity

Shin, Cho และ Oh (1989) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสีย โดยทำการศึกษาการเกิด ทองแดงเฟอร์ไรต์ และคุณสมบัติความเป็นแม่เหล็กของทองแดงเฟอร์ไรต์ การทดลองเป็นการดึงไอออนทองแดง(Cu^{2+})ออกจากน้ำเสียและพบว่าเงื่อนไขในการเกิดทองแดงเฟอร์ไรต์คือ $60^\circ C$ เวลาในการทำปฏิกิริยาออกซิเดชัน 70 นาที ค่าความเป็นแม่เหล็กของกากตะกอนเฟอร์ไรต์มีค่าลดลงเมื่อค่า R เพิ่มขึ้น ซึ่งค่า $R = 2(OH)^-/(SO_4)^{2-}$ สำหรับค่า R ในช่วง 1.0-1.5 ได้ผลิตภัณฑ์ CuO อัตราส่วนไอออนของ Cu^{2+}/Fe_{total} ในสารละลายเริ่มต้นที่เหมาะสมควรมีค่าน้อยกว่า 0.2 ทำให้ Cu^{2+} ในสารละลายสามารถเข้าไปอยู่ในโครงสร้างสไปเนลเฟอร์ไรต์ได้หมด และถ้าอัตราส่วนไอออนของ Cu^{2+}/Fe_{total} ในสารละลายเริ่มต้นมีค่าสูงกว่า 0.2 พบว่า Cu^{2+} ในสารละลายที่มากเกินไปจะถูกออกซิไดส์เป็น CuO

Zonglei, Wuran และ Fangzhi (1989) ศึกษาเงื่อนไขที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่มีโครเมียมพบว่า กระบวนการเฟอร์ไรต์เป็นวิธีที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่มีโครเมียม เนื่องจากสามารถทำได้ง่ายและไม่ก่อให้เกิดมลพิษอีกต่อไปกับสิ่งแวดล้อม เงื่อนไขที่ใช้คือ ควบคุมพีเอชที่ 4 เพื่อให้ $Cr_2O_7^{2-}$ ทำปฏิกิริยากับ Fe^{2+} และควบคุมพีเอชที่ 7 เพื่อดักตะกอน Fe^{2+} , Cr^{3+} , Fe^{3+} และใช้เฟอร์ริซัลเฟต 16 เท่าของความเข้มข้นโครเมียมในสารละลายเริ่มต้น

Lin, Zhao และ Yuan (1990) ศึกษาปฏิกิริยาในการบำบัดน้ำเสียที่มีโครเมียมพบว่า ความเข้มข้นของ Cr^{6+} ขึ้นกับพีเอชกล่าวคือ ในสารละลายที่เป็นด่าง Cr^{6+} (อยู่ในรูป CrO_4^{2-}) การตกตะกอนควรให้สารละลายมีพีเอชมากกว่า 8 เพราะเนื่องจาก $Cr_2O_7^{2-}$ มีค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันสูงกว่า CrO_4^{2-} สำหรับในสารละลายที่เป็นกรดซึ่งพบสารหลายตัวสามารถเปลี่ยน $Cr_2O_7^{2-}$ ไปเป็น Cr^{3+} ได้ ในการทดลองใช้ Fe^{2+} ตกตะกอนกับ Cr^{3+} พบว่าพีเอชที่เหมาะสมในการกำจัด Cr^{3+} ออกจากน้ำเสียได้มากที่สุดคือ พีเอช 6.7

Kim, J. H., Kang และ Oh (1991) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสีย โดยใช้ออกซิเจนทำปฏิกิริยาออกซิเดชันโคบอลต์ไฮดรอกไซด์และนิกเกิลไฮดรอกไซด์ในสารละลาย ปฏิกิริยาออกซิเดชัน

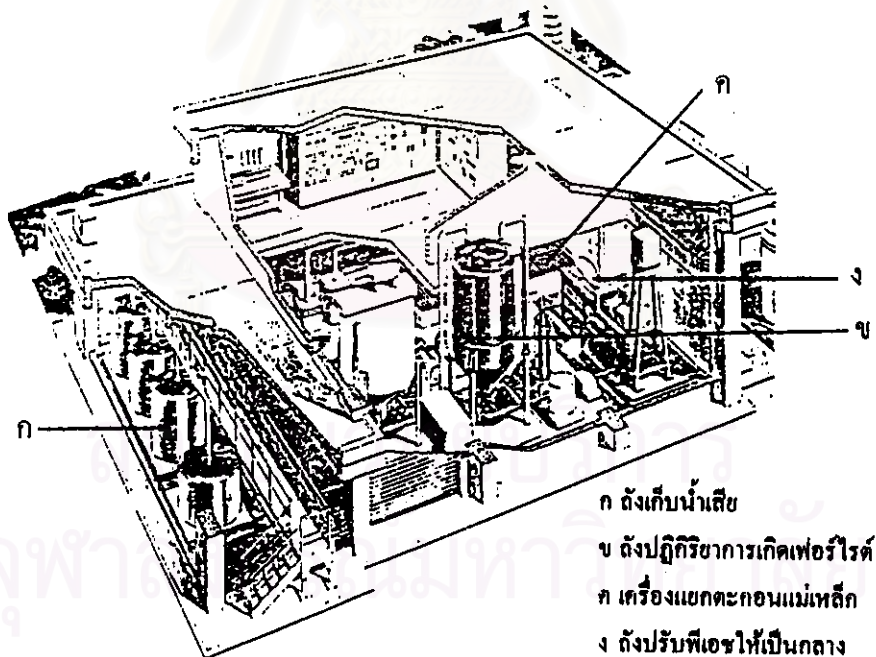
โคบอลต์-นิกเกิล ไฮดรอกไซด์ มีความสัมพันธ์กับอัตราส่วน Ni/Co, R ($2\text{OH}^-/\text{SO}_4^{2-}$) และอุณหภูมิ เมื่อทดลองเพิ่มค่า R เวลาในการทำปฏิกิริยาและขนาดอนุภาคผลิตภัณฑ์เพิ่มขึ้น และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากปฏิกิริยาออกซิเดชันคือ โคบอลต์-นิกเกิลเฟอร์ไรต์ เมื่อทดลองเพิ่มค่า R และเพิ่มอุณหภูมิพบว่าโคบอลต์เข้าไปอยู่ในโครงสร้างสไปเนลได้มากขึ้น ในขณะที่นิกเกิลเข้าไปอยู่ในโครงสร้างได้น้อยลง สารประกอบจากปฏิกิริยาออกซิเดชันมีสูตรคือ $\text{Co}_x\text{Ni}_y\text{Fe}_{3-(x+y)}\text{O}_4$ ค่า $x+y$ อยู่ในช่วง 0.6-0.7 ในการทดลองเมื่อใช้เงื่อนไขคือ ค่า R = 1.5, อุณหภูมิ 70°C , $\text{Co}^{2+} + \text{Ni}^{2+}/\text{Fe}^{2+} = 0.5$, $\text{Ni}^{2+}/\text{Co}^{2+} = 2.0$ ในสารละลายเริ่มต้น หลังสิ้นสุดปฏิกิริยาได้ผลิตภัณฑ์มีสูตรคือ $\text{Co}_{0.29}\text{Ni}_{0.29}\text{Fe}_{2.41}\text{O}_4$ แสดงว่า โคบอลต์และนิกเกิล เข้าไปอยู่ในโครงสร้างสไปเนลเฟอร์ไรต์ในปริมาณเท่ากัน

Kim, T. H., Kang และ Oh (1991) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียซึ่งมี $\text{Cu}(\text{OH})_2$ และ $\text{Fe}(\text{OH})_2$ โดยศึกษาจากปฏิกิริยาออกซิเดชันซึ่งมีความสัมพันธ์กับอัตราส่วน Cu/Fe, ค่า R ($2\text{OH}^-/\text{SO}_4^{2-}$) และอุณหภูมิ ซึ่งเมื่ออัตราส่วนโมลของ Cu/Fe เพิ่มขึ้น พีเอชของปฏิกิริยาเริ่มต้นลดลง และพีเอชปฏิกิริยาสิ้นสุดเพิ่มขึ้น การทดลองใช้ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันติดตามปฏิกิริยาออกซิเดชัน ผลการทดลองที่อุณหภูมิ $50-80^\circ\text{C}$ และ ค่า R = 1.0-1.4 ผลิตภัณฑ์ที่ได้คือ Fe_3O_4 และ CuO ซึ่งไม่เกิดทองแดงเฟอร์ไรต์ อธิบายได้คือ ช่วงแรกเป็นการออกซิไดส์ $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ไปเป็น Fe_3O_4 ช่วงหลังเป็นการออกซิไดส์ $\text{Cu}(\text{OH})_2$ ไปเป็น CuO และเมื่อทำการทดลองที่อุณหภูมิ 150°C , Cu/Fe = 0.5 และค่า R = 1.1 ผลิตภัณฑ์ที่ได้คือ CuO และทองแดงเฟอร์ไรต์ซึ่งมีสูตรคือ $\text{Cu}_{0.5}\text{Fe}_{2.5}\text{O}_4$ และมีค่าความเป็นแม่เหล็ก 28 emu/g

Kitamura, Honda และ Takasaki (1991) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีไอออนโลหะด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ โดยศึกษาความเข้มข้นของไอออนฟอสเฟตต่อการเกิดเฟอร์ไรต์, ศึกษาค่าความเป็นแม่เหล็ก (σ) ของกากตะกอนเฟอร์ไรต์จากน้ำเสียที่ประกอบด้วยไอออนโลหะหนักและผลจากความเข้มข้นฟอสเฟตในความเข้มข้นต่างกัน (η) ในน้ำเสียต่อปฏิกิริยาออกซิเดชัน ผลการทดลองพบว่า กราฟ (σ - η) ของไอออนโลหะหนักหลายชนิดและไอออนฟอสเฟตมีลักษณะเหมือนกัน กราฟที่ได้แบ่ง 2 ช่วงคือ ช่วงแรกมีความชัน 1.0 ช่วงหลังมีความชัน 2.6 มีค่าความเป็นแม่เหล็กเท่ากับ 92 emu/g Fe_3O_4 ค่า σ เพิ่มขึ้นเมื่อค่า η เพิ่มขึ้น การที่ค่า σ ลดลงเมื่อ η ลดลงเกิดจากการรวมตัวระหว่างไอออนฟอสเฟตและผลิตภัณฑ์ที่ได้จากกระบวนการเฟอร์ไรต์ ถ้าค่า $\sigma = 60$ emu/g สามารถแยกตะกอนออกจากน้ำส่วนใสได้ง่ายโดยใช้แม่เหล็ก กากตะกอนเฟอร์ไรต์ที่ได้สามารถนำไปใช้ประโยชน์ทางอุตสาหกรรม

Tamura, Katsura และคณะ (1991) กล่าวถึงกระบวนการเฟอร์ไรต์สำหรับกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียและได้แนะนำวิธีการดังนี้ ทำการเติมเฟอร์ริสซัลเฟตลงในน้ำเสียซึ่งใช้อัตราส่วนโมลของ M/Fe(II) เท่ากับ 1/10 ถึง 1/20 โดย M แทนไอออนโลหะชนิดต่างๆยกเว้นไอออน $\text{Fe}(\text{II})$ ในน้ำ

เสีย แล้วปรับพีเอชเป็น 9 ถึง 11 อุณหภูมิทำให้สูงขึ้นถึง 65°C โดยการผ่านไอน้ำเข้าไปในปฏิกิริยา และ Fe(II) จะถูกออกซิไดส์โดยอากาศที่ใส่เข้าไป เมื่อค่า ORP (Oxidation-Reduction Potential) เปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วจาก -800 mV ถึง 0 mV จะได้ตะกอนเฟอร์ไรต์สีดำซึ่งมีโลหะหนักอยู่ในแลตทิซ และเนื่องจากเฟอร์ไรต์มีคุณสมบัติทางแม่เหล็กสูง จึงทำการแยกตะกอนเฟอร์ไรต์จากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วด้วยแม่เหล็ก ในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ที่ Tokyo Institute of Technology น้ำเสียซึ่งมีโลหะหนักถูกบำบัดด้วยกระบวนการแบบเท (Batch Process) ครั้งละ 2 ลูกบาศก์เมตร รูปที่ 2.6 แสดงหน่วยบำบัดของกระบวนการเฟอร์ไรต์ที่ Tokyo Institute of Technology ตารางที่ 2.2 แสดงปริมาณน้ำเสียในห้องปฏิบัติการจากสถาบันซึ่งจะเห็นได้ว่า น้ำเสียมีโลหะหลายชนิดและความเข้มข้นแตกต่างกันแต่ทำการบำบัดน้ำเสียนี้ในเงื่อนไขเดียวกันคือ ที่ pH 9-10.5 และอุณหภูมิ 65°C ตารางที่ 2.3 แสดงปริมาณและความเข้มข้นโลหะหนักของน้ำเสียในห้องปฏิบัติการที่จะบำบัดโดยกระบวนการเฟอร์ไรต์และปริมาณตะกอนเฟอร์ไรต์ที่เกิดขึ้น และ ตารางที่ 2.4 แสดงผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว



รูปที่ 2.6 หน่วยบำบัดของกระบวนการเฟอร์ไรต์ที่ Tokyo Institute of Technology

ตารางที่ 2.2 องค์ประกอบทางเคมีของน้ำเสีย

ตัวอย่าง ที่	ปริมาณโลหะหนัก (มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เดซิเมตร)									
	Cd	Mn	Fe	Cu	Pb	Zn	Cr	Co	Ni	T-Hg
16	ND ¹	ND	19	3250	4	3	1	ND	2	ND
39	190	175	2000	325	95	520	425	830	515	ND
49	63	97	1200	240	40	281	193	90	230	ND

ที่มา : Tamaura, katsura และคณะ (1991)

¹ ND : ดำเนินการตรวจวัดไม่ได้

ตารางที่ 2.3 ปริมาณน้ำเสียและตะกอนเฟอร์ไรต์

ปี ค.ศ.	ปริมาตรน้ำเสีย(ม ³)	ปริมาณโลหะหนัก(มก/ล)	ตะกอนเฟอร์ไรต์(10 ³ กก)
1976	10.27	1742	n.a. ¹
1977	5.95	6838	0.86
1978	6.66	3003	0.86
1979	5.00	4120	0.92
1980	5.54	6083	1.10
1981	4.25	5866	0.75
1982	7.84	4518	1.50
1983	4.92	4281	0.86

ที่มา : Tamaura, katsura และคณะ (1991)

¹ n.a. : ไม่มีข้อมูล

ตารางที่ 2.4 ความเข้มข้นโลหะหนักในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว

ตัวอย่าง ที่	ความเข้มข้นโลหะหนักในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว(มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เดซิเมตร)								
	Cd	Mn	Fe	Cu	Pb	Zn	Cr	T-Hg	As
38	ND ¹	0.14	ND	1.3	ND	ND	ND	ND	ND
42	ND	ND	ND	0.07	ND	0.23	ND	ND	ND
51	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ที่มา : Tamaura, katsura และคณะ (1991)

¹ ND : ดำเนินการตรวจวัดไม่ได้

Topkin และคณะ (1991) ศึกษาการกำจัดไอออนโลหะหนักจากน้ำเสียขุบโลหะโดยกระบวนการเพอร์ไรต์ พบว่าสามารถกำจัดไอออน Cr^{6+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} การทดลองใช้สารผสม $\text{FeSO}_4\text{-FeCl}_3$ หรือ Fe(OH)_2 โดยที่การใช้ Fe(OH)_2 สามารถบำบัด Cr^{6+} ได้ดีกว่าใช้ $\text{FeSO}_4\text{-FeCl}_3$ ตะกอนที่ได้มีคุณสมบัติความเป็นแม่เหล็ก

Ding และ Zeng (1992) ศึกษาการบำบัดโลหะหนักในน้ำเสียด้วยกระบวนการเพอร์ไรต์ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสัมพันธ์กับรีดิวซ์ไอออนและการลดลงของ order ของ Cu, Co และ $\text{Fe} > \text{Mn}$ และ $\text{Zn} > \text{Ni}$ และ Cd

Kondoh, Nakashima และ Hirasawa (1992) ศึกษากลไกปฏิกิริยาของ Cu^{2+} และ Fe^{3+} ในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเพอร์ไรต์ โดยที่ Cu^{2+} จะถูกรีดิวซ์เป็น Cu^+ ก่อนการเติมอากาศและ Cu^+ อยู่ในรูป Cu_2O และ Cu_2O จะถูกออกซิไดส์เป็น CuO หลังจากการออกซิเดชันของ Fe^{2+} และ CuO ละลายได้ง่ายในกรด

Kondoh, Nakashima และ Hirasawa (1992) ศึกษาการเติมอากาศของการกำจัดไอออนโลหะหนักด้วยกระบวนการเพอร์ไรต์ ซึ่งได้ศึกษาผลความเสถียรโดยทำการทดสอบการชะละลายของตะกอนเพอร์ไรต์ที่ pH 3-3.5 และ ศึกษา Fe_3O_4 ที่ได้, θ_e (เวลาในการออกซิไดส์อากาศ), อัตราส่วนโมลเริ่มต้น $\text{Fe}^{2+}/\text{M}^{2+}$ (เมื่อ M คือ Zn, Cd และ Mn) และอุณหภูมิปฏิกิริยา ที่ $\theta_e \geq 1.5$ ชั่วโมง θ_e ถูกควบคุมโดยเงื่อนไขของการเติมอากาศและความเร็วในการผสม และ θ_e ไม่มีผลต่อความเสถียรและ Fe_3O_4 ที่ได้ แต่ค่าจะเพิ่มขึ้นเมื่อ อัตราส่วน $\text{Fe}^{2+}/\text{M}^{2+}$ และอุณหภูมิเพิ่มขึ้น นอกจากนั้นได้ศึกษาการตกตะกอนของเพอร์ไรต์เพื่อแยกตะกอนออกจากน้ำที่บำบัดแล้ว ความเร็วในการตกตะกอนของเพอร์ไรต์จะเร็วขึ้นเมื่ออัตราส่วนของการเกิดสไปเนลมากกว่า 0.5-0.6

Tu (1992) ศึกษาการเคลือบเพอร์ไรต์บนตะกอนที่ได้จากวิธีการตกตะกอน โดยการเติม $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ในตัวกลางที่เป็นกรดอ่อน สำหรับปัจจัยที่มีผลต่อการเคลือบคือ การเติม Fe^{2+} , pH อัตราการเติมอากาศ และอุณหภูมิการทำปฏิกิริยา

Tu (1992) ได้ศึกษาการเคลือบผิวบนตะกอนเพอร์ไรต์ ตะกอนโลหะหนักจากวิธีการตกตะกอนและตะกอน CaF_2 ผลการทดลองได้ว่า ความเสถียรของตะกอนจะมากขึ้นในสารละลายกรดอ่อน และผลิตภัณฑ์ที่ได้สามารถถูกใช้เป็นสารแม่เหล็ก

Kondoh (1993) ศึกษาตะกอนโครเมียมเพอร์ไรต์จากการออกซิไดส์ Fe(II)-Cr(III) ไฮดรอกไซด์ ด้วยอากาศที่ pH 10 และอุณหภูมิ 60°C โดยทำการทดลองหาอัตราส่วนโมลของ Fe(II)/Cr(III) ในช่วง 2-16 Cr^{3+} จะเข้าไปอยู่ในเพอร์ไรต์ซึ่งทำให้มันเสถียรและถูกละลายได้ยากที่ pH > 4

Henci และคณะ (1994) ศึกษาการกำจัดสารพิษจากน้ำเสียที่มีโลหะหนักและโลหะอื่นๆ และศึกษาการเกิดโลหะเพอร์ไรต์ การทดลองทำการเติมเกลือ Fe^{3+} และ Fe^{2+} เช่น $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

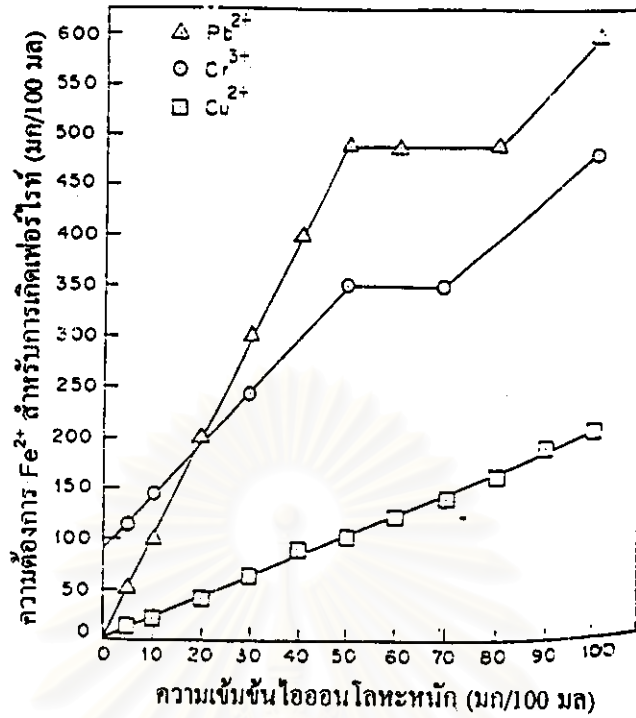
และ $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ลงในน้ำเสีย โดยให้อัตราส่วนของ $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ เท่ากับ (1.1-2):1 และให้อัตราส่วนทั้งหมดของ Fe^{2+} ต่อไอออนโลหะทั้งหมดในน้ำเสีย $\geq 1:1$ ของผสมปฏิกิริยาถูกทำให้เป็นกลางด้วยด่างเช่น NaOH หรือ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ จนถึง $\text{pH} \geq 9$ และผลของการตกตะกอนเป็นโลหะเฟอร์ไรต์ถูกทำปฏิกิริยาเป็นเวลา ≤ 24 ชั่วโมง ซึ่งขึ้นกับความร้อนของปฏิกิริยา ชนิดของโลหะและจลนพลศาสตร์ผลิตภัณฑ์ของกระบวนการได้โลหะเฟอร์ไรต์ชนิดสไปเนล มีสูตรคือ $\text{M}_x\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ และ $\text{M}_x\text{FeOFe}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$

Kitano (1994) ศึกษาการบำบัดโลหะหนักในของเสีย โดยทำการผสมของเสียที่มีโลหะหนักด้วย น้ำ คาร์บอนไดออกไซด์ และ $\text{Fe}(\text{II})$ กวนและให้ความร้อนของผสม ซึ่งกระบวนการนี้เป็นประโยชน์สำหรับโลหะหนักในของเสีย(เช่น ชี้น้ำ)โดยการทำให้เป็นก้อนด้วยการเกิดเฟอร์ไรต์

Tokue และ Hasegawa (1994) ศึกษาความเสถียรของตะกอนของเสียจากการชุบโลหะ ซึ่งในการบำบัดตะกอนจากการชุบโลหะจะต้องทำการควบคุมการชะละลายของสารพิษ เช่น Cr^{6+} ทำการทดลองโดยอบด้วยด่างหรือทำให้เกิดเป็นเฟอร์ไรต์ด้วยการเติมเหล็กออกไซด์ สำหรับในกรณีแรก ตะกอนของเสียจะถูกอบ 1 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิ 800, 900 และ 1000°C ทำการทดลองโดยใช้และไม่ใช้ด่าง (1:1 wt./wt.) แล้วแยกด้วยน้ำ ซึ่งการเติมด่างจะลดการชะละลายของ Cr และ Ni ได้ครึ่งหนึ่ง ส่วนการเกิดเฟอร์ไรต์ทำการทดลองดังนี้คือปรับ pH เป็น 9-10 เติมเหล็กออกไซด์แล้วกรอง ตะกอนจะถูกนำมาอบที่ 800 หรือ 1000°C พบว่าตะกอนโลหะหนักเช่น Cr, Cu, Zn และ Ni มีความเสถียรมากขึ้นเมื่อเติมเหล็กออกไซด์

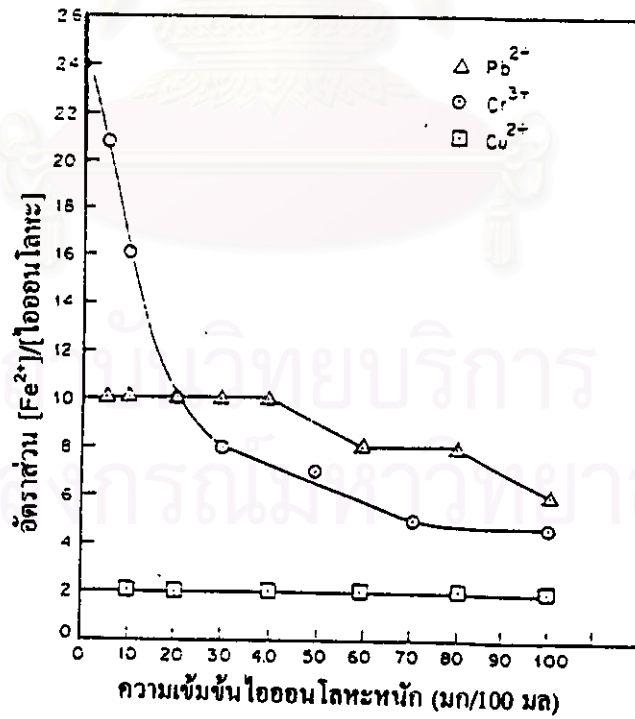
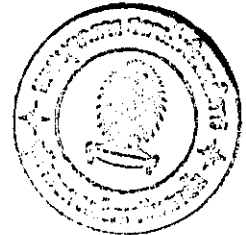
Mandaokar และ Dharmadhikari (1994) ศึกษาการกำจัดไอออนโลหะหนักจากสารละลายด้วยวิธีเฟอร์ไรต์ การทดลองทำโดยการเติมอากาศลงในสารละลายที่มีไอออนโลหะหนักและไอออนเหล็ก(II)ที่ pH 9.5-10.5 อุณหภูมิ 50°C จนกระทั่งเกิดสารแม่เหล็กเฟอร์ไรต์สีดำ การทดลองนี้ได้ศึกษาความเข้มข้นของเหล็ก(II)ที่ต้องการน้อยที่สุดในการเกิดเฟอร์ไรต์ ผลของพีเอช ผลของอัตราการเติมอากาศ และผลของอุณหภูมิ โดยใช้น้ำสังเคราะห์ที่มี Cr^{3+} , Cu^{2+} และ Pb^{2+}

จากผลการทดลองพบว่า ความเข้มข้นของเหล็ก(II)ที่ต้องการน้อยที่สุดในการเกิดเฟอร์ไรต์จะมากขึ้นเมื่อความเข้มข้นไอออนโลหะหนักเพิ่มขึ้น และความต้องการเหล็ก(II)สำหรับการเกิดทองแดงเฟอร์ไรต์ น้อยกว่าในการเกิดโครเมียมเฟอร์ไรต์และตะกั่วเฟอร์ไรต์ ดังแสดงในรูปที่ 2.7 ส่วนรูปที่ 2.8 แสดงอัตราส่วนของความเข้มข้นเหล็ก(II) ต่อความเข้มข้นโลหะหนักสำหรับการเกิดเฟอร์ไรต์ ที่ความเข้มข้นโลหะหนักต่างๆกัน เวลาที่ใช้ทำปฏิกิริยาการเกิดเฟอร์ไรต์ขึ้นกับความเข้มข้นโลหะเริ่มต้น ซึ่งถ้าความเข้มข้นต่ำจะใช้เวลาทำปฏิกิริยาน้อยกว่า



รูปที่ 2.7 ความเข้มข้น Fe²⁺ ที่ต้องการน้อยที่สุดสำหรับการเกิดเฟอร์ไรต์

ที่มา : Mandaokar และ Dharmadhikari (1994)

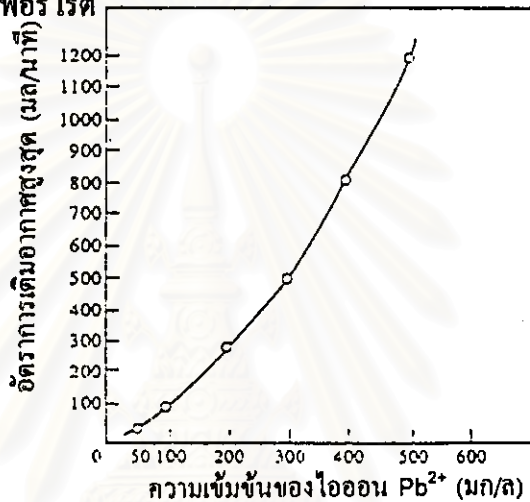


รูปที่ 2.8 อัตราส่วนของ Fe²⁺ ต่อโลหะหนักที่ต้องการในการเกิดเฟอร์ไรต์

ที่มา : Mandaokar และ Dharmadhikari (1994)

ผลของพีเอช ได้ว่าที่ pH ช่วง 9-11.5 จะทำให้เกิดโครเมียม, ทองแดงและตะกั่วเฟอร์ไรด์ และ pH ที่เหมาะสมในการเกิดเฟอร์ไรด์ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของโลหะหนัก โดยความเข้มข้นที่สูงกว่าต้องการ pH ที่สูงกว่าเล็กน้อย

ผลของอัตราการเติมอากาศ พบว่าอัตราการเติมอากาศสูงสุดเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของ Pb^{2+} เพิ่มขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 2.9 และที่อัตราการไหลสูงกว่านี้จะได้ตะกอนสีส้มหรือเหลืองของไฮดรอกไซด์ผสมเกิดขึ้นแทนสารแม่เหล็กเฟอร์ไรด์สีดำ ซึ่งชี้ให้เห็นว่าอัตราการเติมอากาศเป็นสิ่งสำคัญมากสำหรับการเกิดเฟอร์ไรด์



รูปที่ 2.9 อัตราการเติมอากาศสูงสุดที่ต้องการสำหรับการเกิดตะกั่วเฟอร์ไรด์

ที่มา : Mandaokar และ Dharmadhikari (1994)

ผลของอุณหภูมิ พบว่า ในการเกิดตะกั่วเฟอร์ไรด์ใช้เวลา 45 นาที ที่อุณหภูมิ $50^{\circ}C$ หรือมากกว่า และถ้าอุณหภูมิต่ำกว่านี้จะได้ตะกอนซึ่งมีลักษณะเหมือนวุ้น, ไม่มีความเป็นแม่เหล็ก นอกจากนั้นยังพบว่าสามารถกำจัดโลหะหนักด้วยวิธีเฟอร์ไรต์ได้ที่อุณหภูมิห้อง โดยนำสารละลายที่มีโลหะหนัก(Cr^{3+} , Cu^{2+} หรือ Pb^{2+}) และ Fe^{2+} มาปรับพีเอชเป็น 10 ได้โลหะผสมไฮดรอกไซด์แล้วทิ้งไว้ 10 วัน ที่อุณหภูมิห้อง มีการกวนเป็นครั้งคราว จะได้ผลิตภัณฑ์ที่เป็นสารแม่เหล็กโลหะเฟอร์ไรด์สีดำ และสามารถกำจัดโลหะหนักลดลงได้ถึง 0.04-0.07 ppm ดังแสดงในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักโดยการเกิดเฟอร์ไรต์ที่อุณหภูมิห้อง

โลหะ	ความเข้มข้นโลหะ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		Fe^{2+} (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการกำจัด (%)	
	เริ่มต้น	สุดท้าย	เริ่มต้น	สุดท้าย	M^{2+}	Fe^{2+}
Cu^{2+}	100	0.07	400	0.84	99.90	99.79
Cr^{3+}	100	-0.04	1600	0.64	99.96	99.96
Pb^{2+}	100	0.07	1000	0.50	99.90	99.95

ที่มา : Mandaokar และ Dharmadhikari (1994)

ในตารางที่ 2.6 แสดงผลการกำจัดโลหะหนักในสารละลายด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ จะเห็นว่าโลหะหนักสามารถถูกกำจัดได้น้อยกว่า 1 ppm

ตารางที่ 2.6 ผลการกำจัดโลหะหนักในสารละลายด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์

โลหะ	ความเข้มข้นโลหะ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		Fe ²⁺ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการกำจัด (%)	
	เริ่มต้น	สุดท้าย	เริ่มต้น	สุดท้าย	M ²⁺	Fe ²⁺
Cr ³⁺	20	0.14	600	0.96	98.60	99.00
	50	0.03	900	0.42	99.70	99.90
	100	0.396	1600	29.70	99.60	98.14
Cu ²⁺	20	0.16	240	0.19	90.92	99.90
	50	0.20	200	0.18	99.60	99.90
	100	0.18	400	4.35	99.82	97.82
Pb ²⁺	20	0.00	500	5.00	100.00	99.00
	50	0.00	500	0.75	100.00	99.80
	100	0.29	1000	16.95	99.71	98.30

ที่มา : Mandaokar และ Dharmadhikari (1994)

Kojima และ Tanabe (1995) ศึกษาความเสถียรของเกล็ดลอยจากการเผาที่มีโลหะหนักโดยทำให้เกิดเป็นเฟอร์ไรต์ การทดลองทำการบำบัดเกล็ดลอยโดยการใส่ผงเถ้าและเหล็กออกไซด์ (อัตราส่วนน้ำหนัก 9/1-2/8) ที่อุณหภูมิ 600-1100 °C เพื่อที่จะให้ได้โลหะเฟอร์ไรต์ และโลหะหนักในเกล็ดลอยถูกทำให้เสถียรในรูปของเฟอร์ไรต์

Yang, Misra และ Mehta (1995) ศึกษาการกำจัดไอออนโลหะหนักจากน้ำเหมืองแร่ด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิปกติ หาอัตราส่วนโมลของ Fe/M , เวลาการออกซิเดชันและอัตราการตกตะกอน พบว่า กระบวนการเฟอร์ไรต์นี้สามารถกำจัดไอออนโลหะจากน้ำเหมืองแร่ได้ตะกอนเฟอร์ไรต์ที่อุณหภูมิห้อง

Wang, Xu และ Finch (1996) ศึกษาการบำบัดน้ำเหมืองแร่ด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์ที่อุณหภูมิปกติ ผลจากกลศาสตร์การเลี้ยวเบนรังสีเอกซ์แสดงให้เห็นว่าสไปเนลเฟอร์ไรต์สามารถเกิดขึ้นได้ที่อุณหภูมิปกติและที่พีเอช 9-11 Fe^{3+}/Fe^{2+} เป็นพารามิเตอร์สำคัญในการเกิดเฟอร์ไรต์ค่าที่เหมาะสมคือ 1.75 และได้ทำการศึกษาผลของ $[Zn^{2+}]$ และ $[Ca^{2+}]$ ในสารละลายต่อการเกิดเฟอร์ไรต์ ผลการศึกษาพบว่า $[Zn^{2+}]$ ไม่มีผลต่อคุณสมบัติความเป็นแม่เหล็กของเฟอร์ไรต์ และ $[Ca^{2+}]$ เพิ่มขึ้นทำให้ความเป็นแม่เหล็กอิมตัวของเฟอร์ไรต์ลดลง

สำหรับในประเทศไทยการศึกษาการกำจัดโลหะหนักด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์มีดังนี้

ศุภวิ โรจน์อารยานนท์ (2530) ศึกษาเงื่อนไขที่เหมาะสมในการกำจัด ตะกั่ว และแคดเมียม ในน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์พบว่า เงื่อนไขที่เหมาะสมในการกำจัดตะกั่วในน้ำเสียสังเคราะห์ คือ ที่พีเอช 9 อุณหภูมิ 70 องศาเซลเซียส ในขณะที่เงื่อนไขที่เหมาะสมในการกำจัดแคดเมียมคือ ที่พีเอช 9 อุณหภูมิในช่วง 55 ถึง 70 องศาเซลเซียส ในกรณีที่ต้องการกำจัดตะกั่วและแคดเมียมพร้อมกัน เงื่อนไขที่เหมาะสมที่สุดคือ ที่พีเอช 9 อุณหภูมิ 70 องศาเซลเซียส และอัตราส่วนโมลของ $Pb^{2+}/Iron_{total}$ และ $Cd^{2+}/Iron_{total}$ ในสารละลายตั้งต้นเป็น 7.45×10^{-3} และ 13.73×10^{-3} ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่า กระบวนการเฟอร์ไรต์อาจถูกรบกวนได้จากตัวทำละลายอินทรีย์บางชนิดที่ไม่ละลายน้ำ เช่น MIBK ที่ผสมอยู่ตั้งแต่ 5% ขึ้นไป แต่ตัวทำละลายอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้ดี เช่น เอทานอล แม้จะมีความเข้มข้นถึง 10% ก็ไม่มีผลต่อกระบวนการนี้

ดรุณี รัตนสุวรรณ (2535) ศึกษาเงื่อนไขที่เหมาะสมในการกำจัด โครเมียม และนิกเกิลในน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟอร์ไรต์พบว่า เงื่อนไขที่เหมาะสมในการกำจัดโครเมียมในน้ำเสียสังเคราะห์คือ ที่พีเอช 10 อุณหภูมิ 70 องศาเซลเซียส และพีเอช 11 อุณหภูมิ 65 องศาเซลเซียส ในขณะที่เงื่อนไขที่เหมาะสมในการกำจัดนิกเกิลคือ ที่พีเอช 10 ถึง 11 อุณหภูมิ 70 องศาเซลเซียส ในกรณีที่ต้องการกำจัดโครเมียมและนิกเกิลพร้อมกัน เงื่อนไขที่เหมาะสมที่สุดคือ ที่พีเอช 10 อุณหภูมิ 70 องศาเซลเซียส และอัตราส่วนโมลที่เหมาะสมในการกำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ของ $Cr^{3+}/Iron_{total}$ และ $Ni^{2+}/Iron_{total}$ ในสารละลายตั้งต้นเป็น 14.85×10^{-3} และ 13.15×10^{-3} ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดโครเมียมและนิกเกิลมีค่าเท่ากับ 100% สำหรับอัตราส่วนโมลที่เหมาะสมในการกำจัดน้ำเสียโรงชุบโลหะที่ไม่มีไซยาไนด์คือ $Cr^{3+}/Iron_{total} = 2.51 \times 10^{-3}$ และ $Ni^{2+}/Iron_{total} = 1.4 \times 10^{-3}$ และมีประสิทธิภาพการกำจัดโครเมียมและนิกเกิลเท่ากับ 100% ในขณะที่อัตราส่วนโมลที่เหมาะสมในการกำจัดน้ำเสียโรงชุบโลหะที่มีไซยาไนด์คือ $Cr^{3+}/Iron_{total} = 1.8 \times 10^{-3}$ และ $Ni^{2+}/Iron_{total} = 0.76 \times 10^{-3}$ และมีประสิทธิภาพการกำจัดโครเมียมและนิกเกิลเท่ากับ 100% และ 98.27% ตามลำดับ ในการทดสอบความเสถียรของกากตะกอนเฟอร์ไรต์ที่สังเคราะห์จากน้ำเสียโรงชุบโลหะที่ไม่มีไซยาไนด์ และน้ำเสียโรงชุบโลหะที่มีไซยาไนด์ โดยวิธีการชะละลาย (Leaching Test) ในเวลา 6 ถึง 24 ชั่วโมง พบว่ามีความเสถียรที่พีเอช 3 ถึง 5.8

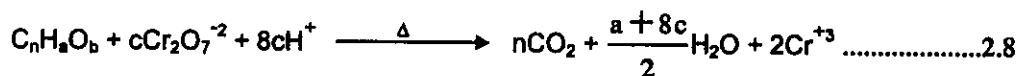
ความต้องการออกซิเจนทางเคมี (Chemical Oxygen Demand-COD)

กรรมการ สิริสิงห (2525) กล่าวถึงความต้องการออกซิเจนทางเคมีหรือค่าซีโอดีว่า เป็นการวัดกำลังความสกปรกของน้ำทิ้งจากอาคารบ้านเรือนและโรงงาน ซึ่งเป็นปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ต้องการเพื่อใช้ในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ที่มีในน้ำให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ โดยอาศัยหลักที่ว่าสารอินทรีย์เกือบทั้งหมด (มียกเว้นบางตัวเป็นส่วนน้อย) สามารถถูกออกซิไดส์โดยตัวเติมออกซิเจนอย่างแรงภายใต้สภาวะที่เป็นกรด พวกอะมิโนไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน และพวกสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรต ดังสมการที่ 2.7

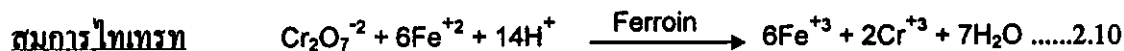
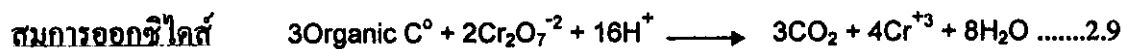


ก. การวิเคราะห์ค่าซีโอดี (กรรมการ สิริสิงห, 2525)

ในการวิเคราะห์หาค่าซีโอดี สารเติมออกซิเจนที่นิยมใช้กันคือ โปตัสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) ซึ่งจะไปออกซิไดส์สารอินทรีย์คาร์บอนในสภาวะที่เป็นกรดอย่างแรง และปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์เมื่อใช้อุณหภูมิสูง ดังนั้นจึงใช้การกลั่นกลับคืนหรือรีฟลักซ์ (Reflux) เพื่อป้องกันการสูญหายไปของสารที่ระเหยได้ซึ่งมีอยู่เดิมในตัวอย่าง หรือซึ่งเกิดในระหว่างการทำปฏิกิริยา โดยทำการรีฟลักซ์เป็นเวลา 1.5-2 ชั่วโมง ซึ่งโปตัสเซียมไดโครเมตบางส่วนจะถูกใช้ไปในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ และหลังจากการทำปฏิกิริยาออกซิไดส์นี้แล้วนำไปตัสเซียมไดโครเมตที่เกินพอมาไทเทรตด้วยเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) โดยใช้เฟอร์โรอินเป็นอินดิเคเตอร์ การวิเคราะห์หาค่าซีโอดีมีการเติมซิลเวอร์ซัลเฟต ($AgSO_4$) ลงไปด้วย เนื่องจากสารอินทรีย์คาร์บอนบางตัวไม่ถูกออกซิไดส์โดยไดโครเมตทำให้ผลที่ได้มีน้อยกว่าเป็นจริง ซึ่ง Ag^+ จะทำหน้าที่เป็นคะตะลิสต์ไปเร่งปฏิกิริยาให้โปตัสเซียมไดโครเมตสามารถออกซิไดส์พวกกรดไขมันที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำๆ (จำนวน C น้อย) อย่างไรก็ตามพวกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (Aromatic Hydrocarbon) และไพรีดีน (Pyridine) จะไม่ถูกออกซิไดส์ภายใต้สภาวะนี้ และเนื่องจากคลอไรด์ซึ่งเป็นตัวลดออกซิเจนและพบมากเสมอในน้ำเสีย จะไปรีดิวซ์ไดโครเมตมีผลทำให้ค่าซีโอดีที่ได้สูงกว่าเป็นจริงและตกตะกอนซิลเวอร์ไอออนที่เติมลงไป ดังนั้นจึงมีการเติมเมอร์คิวรีซัลเฟต ($HgSO_4$) ลงไปเพื่อทำปฏิกิริยากับคลอไรด์เกิดเป็นเมอร์คิวรีคลอไรด์ ($HgCl_2$) ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นดังสมการที่ 2.8



เมื่อ $c = \frac{2}{3}n + \frac{a}{6} - \frac{b}{3}$ หรืออาจเขียนสมการง่าย ๆ ได้ดังนี้



ได้จุดยุติ (End Point) เป็นสีออกแดงน้ำตาล ซึ่งแลเห็นได้ชัดกว่าสีเขียวของเกลือโครเมียมที่เกิดขึ้น และจะคำนวณหาปริมาณออกซิเจนซึ่งสมมูลกับสารอินทรีย์คาร์บอนได้ สำหรับปริมาณสารเคมีที่ใช้และความเข้มข้นที่เหมาะสมกับขนาดตัวอย่างต่างๆ ในการวิเคราะห์ค่าซีไอดีโดยวิธีรีฟลักซ์แบบเปิด ดังแสดงไว้ในตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 ปริมาณและความเข้มข้นของสารเคมีที่ใช้กับขนาดตัวอย่างต่างๆ

ขนาดตัวอย่าง(มล)	ไดโครเมตมาตรฐาน 0.25 N (มล)	H ₂ SO ₄ เข้มข้น ผสม Ag ₂ SO ₄	HgSO ₄ (กรัม)	Fe(NH ₄) ₂ (SO ₄) ₂ (นอร์มัล)	ปริมาตรก่อนไทเทรต(มล)
10.0	5.0	15	0.2	0.05	70
20.0	10.0	30	0.4	0.10	140
30.0	15.0	45	0.6	0.15	210
40.0	20.0	60	0.8	0.20	280
50.0	25.0	75	1.0	0.25	350

ที่มา : กรรณิการ์ สิริสิงห (2525)

ข. ลักษณะน้ำเสียซีไอดี

จากตารางที่ 2.7 จะเห็นได้ว่าในการวิเคราะห์ค่าซีไอดีมีสารเคมีที่ใช้คือ โปตัสเซียมไดโครเมต(K₂Cr₂O₇), กรดซัลฟิวริก(H₂SO₄) ผสมซิลเวอร์ซัลเฟต(Ag₂SO₄), เมอร์คิวรีซัลเฟต(HgSO₄) และเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต(FeSO₄(NH₄)₂SO₄) และจากสมการที่ 2.9 (สมการออกซิไดส์) และสมการที่ 2.10 (สมการไทเทรต) ซึ่งเมื่อสิ้นสุดการวิเคราะห์แล้ว(ไทเทรตถึงจุดยุติ) จะได้ว่าโครเมียม(VI)ถูกรีดิวซ์เป็นโครเมียม(III) และเหล็ก(II)ถูกออกซิไดส์เป็นเหล็ก(III) ส่วนเงิน(I) และปรอท(II)ไม่ถูกรีดิวซ์หรือถูกออกซิไดส์ จึงทำให้พบไอออนโลหะหนักในน้ำเสียคือ Ag⁺, Hg²⁺ และ Cr³⁺ รวมทั้งมี Fe³⁺ ในปริมาณมากด้วย ความเข้มข้นของไอออนไฮโดรเจนหลังการวิเคราะห์ประมาณ 0.5 M (Hendrickson และคณะ, 1984) ทำให้ได้ค่าพีเอชใกล้ศูนย์



ตารางที่ 2.8 การประมาณความเข้มข้นของเงิน, พรอท, โครเมียม และเหล็กในการวิเคราะห์ซีไอดี

โลหะ	กรัม/ตย. 20 มล	กรัม/ลิตร	โมล/ลิตร	รูป	โมล/ลิตร	% ของโลหะ แต่ละรูป
เงิน(I)	0.21	1.2	$10^{-2.0}$	Ag^+	$10^{-2.5}$	41
				AgSO_4^-	$10^{-2.5}$	41
				$\text{Ag}(\text{SO}_4)_2^{3-}$	$10^{-3.1}$	10
				$\text{Ag}(\text{SO}_4)_3^{5-}$	$10^{-3.2}$	8
พรอท(II)	0.27	1.6	$10^{-2.1}$	$\text{Hg}(\text{SO}_4)_2^{2-}$	$10^{-2.3}$	85
				HgSO_4^0	$10^{-3.1}$	13
โครเมียม(III)	0.043	0.25	$10^{-2.3}$	CrSO_4^+	$10^{-2.3}$	100
เหล็ก(III)	0.11	0.67	$10^{-1.9}$	FeSO_4^+	$10^{-2.1}$	74
				$\text{Fe}(\text{SO}_4)_2^-$	$10^{-2.6}$	23

ที่มา : ดัดแปลงจาก Hendrickson และคณะ (1984)

ตารางที่ 2.8 แสดงตัวอย่างการประมาณความเข้มข้นของเงิน, พรอท, โครเมียม และเหล็กในการวิเคราะห์ค่าซีไอดี เมื่อปริมาตรน้ำตัวอย่าง 20 มิลลิลิตร และปริมาตรสุดท้ายหลังการไทเทรตเท่ากับ 170 มิลลิลิตร และแสดงความเข้มข้นของเงิน, พรอท, โครเมียม และเหล็กในแต่ละรูปในน้ำเสี้ยวซีไอดี เมื่อความเข้มข้นของไอออนไฮโดรเจน, $[\text{H}^+]$ และความเข้มข้นของไอออนซัลเฟต, $[\text{SO}_4^{2-}]$ เท่ากับ 0.5 M ซึ่งทั้งนี้ น้ำเสี้ยวซีไอดีจะมีความเข้มข้นของโลหะเท่าไรขึ้นอยู่กับ ปริมาตรน้ำตัวอย่าง, ห้องปฏิบัติการ และผู้วิเคราะห์

ค. การศึกษาการบำบัดน้ำเสี้ยวซีไอดี

Dean (1971) อ้างถึงใน Gould และคณะ (1984) ศึกษาการกำจัดพรอทจากน้ำเสี้ยวซีไอดี และน้ำเสี้ยวอื่นซึ่งปนเปื้อนพรอทในห้องปฏิบัติการ โดยเติมเฟอร์รัสซัลไฟด์ที่พีเอชสูงและได้ตะกอนพรอทในรูปของเมอร์คิวริกซัลไฟด์

Cross และ McWilliams (1979) อ้างถึงใน Gould และคณะ (1984) ศึกษาการนำพรอทและเงินกลับมาใช้ใหม่จากน้ำเสี้ยวซีไอดีด้วยวิธีไฟฟ้าเคมี น้ำเสี้ยวซีไอดีถูกรีดิวซ์โดยอิเล็กโทรคาร์บอน และได้ของผสมพรอท-เงินหรืออะมัลกัม (Amalgam) เกาะบนขั้วคาโทด (Cathode) อะมัลกัมจะถูก

เปลี่ยนเป็นซิลเวอร์ซัลเฟตและเมอร์คิวรีซัลเฟต และถูกนำกลับมาใช้ในการวิเคราะห์ค่าซีไอดี วิธีนี้สามารถนำกลับปรอทได้ 50 ถึง 60 % และนำกลับเงินได้ 90%

Aslam และ Walker (1982) ศึกษาวิธีการนำปรอทและเงินกลับมาใช้ใหม่จากน้ำเสียซีไอดี ด้วยวิธีการตกตะกอนผลึก โดยทำการทดลองดังนี้

1. การกำจัดเงิน นำน้ำเสีย 2 ลิตร มาเติมด้วยโซเดียมคลอไรด์ (NaCl) 20 กรัม และกวนประมาณ 2 ถึง 3 นาที กรองแยกน้ำส่วนบนและตะกอนสีขาวของซิลเวอร์คลอไรด์ (AgCl) ออกจากกัน และมีประสิทธิภาพการกำจัดเงิน 99.9 % ล้างซิลเวอร์คลอไรด์ด้วยกรดซัลฟิวริกเจือจาง 200 มิลลิลิตร และน้ำกลั่น เพื่อกำจัดปรอทที่ตกค้าง แล้วทำให้แห้งและเก็บไว้ใช้เพื่อนำกลับเงินต่อไป

2. การนำเงินกลับมาใช้ใหม่ นำตะกอนซิลเวอร์คลอไรด์ประมาณ 100 กรัม มาเติมโลหะสังกะสี 50 กรัม แล้วเติมกรดซัลฟิวริก 4 นอร์มัล 500 มิลลิลิตร กรองผงเงินออกจากสารละลายซิงค์ซัลเฟต แล้วนำผงเงินมาเติมสังกะสีและกรดซัลฟิวริกในปริมาณเดิมอีกครั้ง และเติมกรดซัลฟิวริกอีกเพียงเล็กน้อย ทำให้ร้อนเพื่อให้แน่ใจว่าไม่มีสังกะสีปะปนในผงเงิน จากนั้นกรองแยกผงเงินออกและล้างด้วยน้ำกลั่น ความบริสุทธิ์ของเงินที่ได้ประมาณ 99.9 % โดยยังมีปรอท, สังกะสี และแคดเมียมปะปนเปื้อน และปรอทปะปนเปื้อนนี้สามารถกำจัดออกจากผงเงินได้ โดยให้ความร้อนถึง 500°C ดังแสดงในตารางที่ 2.9 และในการทดลองมีเงินหายไป 0.5 %

ตารางที่ 2.9 ปริมาณสารมลทินในผงเงิน

การทดสอบ ครั้งที่	ปริมาณสารในผงเงิน(%)				
	เงิน	สังกะสี	ปรอท	แคดเมียม	ปรอทหลังให้ความร้อน
1	99.86	0.030	0.071	0.0014	ND ¹
2	99.89	0.025	0.078	0.0010	ND
3	99.86	0.023	0.085	0.0012	ND
4	99.90	0.030	0.065	0.0010	ND
5	99.93	0.021	0.076	0.0013	ND
6	99.92	0.032	0.067	0.0015	ND
7	99.90	0.034	0.063	0.0911	ND
ค่าเฉลี่ย	99.89	0.0278	0.072	0.0012	ND

ที่มา : Aslam และ Walker (1982)

¹ ND : ค่าจนตรวจวัดไม่ได้

ต่อจากนั้น นำผงเงิน 5.4 กรัม มาเติมกรดไนตริก 5 ถึง 8 มิลลิลิตร และน้ำกลั่นในปริมาณเดียวกัน แล้วนำไปต้มจนได้สารละลายใส ในกรณีสารละลายขุ่นเติมกรดไนตริกอีกจำนวนเล็กน้อย แล้วเติม

กรดซัลฟิวริก 200 มิลลิลิตร และกวน จะได้ตะกอนขาวของซิลเวอร์ซัลเฟต จึงเติมกรดซัลฟิวริกอีก 800 มิลลิลิตร เพื่อให้ได้สารละลาย 1 ลิตร จะได้กรดซัลฟิวริกผสมซิลเวอร์ซัลเฟต และนำไปใช้ในการวิเคราะห์ค่าซีโอดีต่อไป

3. การกำจัดปรอท นำน้ำที่ผ่านการแยกตะกอนซิลเวอร์คลอไรด์ 1 ลิตร มาเติมเฟอร์รัสซัลไฟด์ 10 กรัม ทิ้งไว้ 2 ถึง 3 ชั่วโมง ทำให้สารประกอบเชิงซ้อนเมอร์คิวริกคลอไรด์เปลี่ยนรูปเป็นตะกอนดำของเมอร์คิวริกซัลไฟด์ ทำการกรองแยกจากน้ำส่วนบน และประสิทธิภาพการกำจัดปรอทแสดงไว้ในตารางที่ 2.10 ซึ่งยังคงมีปรอทเหลืออยู่ในน้ำเสียหลังจากการกำจัดมีมากกว่า 45 มก/ล และมีประสิทธิภาพการกำจัดปรอทเฉลี่ย 98.0 % ในขณะที่วิธีของ EPA ยังคงมีปรอทเหลืออยู่ในน้ำมากกว่า 97 มก/ล และประสิทธิภาพการกำจัดปรอทเฉลี่ย 96.4 %

ตารางที่ 2.10 ประสิทธิภาพการกำจัดปรอทจากน้ำเสียซีโอดี

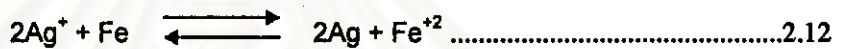
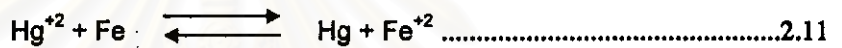
การทดลองที่	ความเข้มข้นของปรอท (มก/ล)	ความเข้มข้นของปรอทหลังการกำจัด(มก/ล)	ประสิทธิภาพการกำจัดปรอท (%)	ความเข้มข้นของปรอทหลังการกำจัดที่ EPA ยอมรับ(มก/ล)	ประสิทธิภาพการกำจัดปรอท (%)	ประสิทธิภาพการกำจัดเงิน (%)
1	2,940	50	98.3	108	96.4	99.9
2	3,000	58	98.1	116	96.1	99.8
3	2,890	45	98.4	110	96.2	99.9
4	3,120	70	97.8	98	96.9	99.9
5	3,050	65	97.9	120	96.1	99.9
6	3,070	66	98.2	121	96.2	99.9
7	2,860	54	98.2	105	96.4	99.8
8	2,980	56	98.1	97	96.8	99.9
9	3,250	68	97.9	130	96.0	99.9
10	3,110	74	97.6	101	96.8	99.9
เฉลี่ย			98.0		96.4	

ที่มา : Aslam และ Walker (1982)

4. การนำปรอทกลับมาใช้ใหม่ เติมกรดไฮโดรคลอริก 1:1 ลงในเมอร์คิวริกซัลไฟด์ จะได้ตะกอนขาวของเมอร์คิวริกคลอไรด์ ล้างด้วยน้ำกลั่นและต้มให้เดือดเพื่อละลายเมอร์คิวริกคลอไรด์ และนำสารละลายมากรองอย่างรวดเร็ว แล้วทำให้เย็นจะได้ผลึกของเมอร์คิวริกคลอไรด์ จากนั้นละลายผลึกเมอร์คิวริกคลอไรด์ด้วยน้ำและเอธิลแอลกอฮอล์ 1:1 และตามด้วยสารละลายโซเดียม

ไฮดรอกไซด์ 6 นอร์มัล จะได้ตะกอนสีส้มของเมอร์คิวริกออกไซด์ นำตะกอนมาหยดด้วยกรดซัลฟิวริก จนกระทั่งตะกอนเปลี่ยนเป็นสีเหลืองของเมอร์คิวริกไดออกซิซัลเฟต (Hg(HgO)₂SO₄) ซึ่งนำไปใช้ในการวิเคราะห์หาค่าซีโอดีได้ต่อไป

Gould และคณะ (1984) ศึกษาการนำกลับเงินและปรอทจากน้ำเสียซีโอดี โดยวิธีซีเมนเตชันด้วยเหล็ก (Iron Cementation) เทคนิคนี้สามารถกำจัดเงินและปรอทได้ 96 ถึง 99% และได้โลหะบริสุทธิ์กลับคืนในรูปของอะมัลกัม(ปรอท-เงิน) ดังแสดงในตารางที่ 2.11 ซึ่งอะมัลกัมที่ได้นี้นำกลับมาใช้ใหม่ได้โดยตรงในการวิเคราะห์ซีโอดี วิธีนี้มีค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาครึ่งอันดับ(Half-order Rate Constant) ของเงินและปรอทเท่ากับ 16.2×10^{-9} และ 8.0×10^{-9} โมล^{1/2}ลิตร^{1/2}ชม.⁻¹วินาที⁻¹ ตามลำดับ ปริมาณเหล็กที่หายไปไม่ขึ้นกับความเข้มข้นเริ่มต้นของปรอท แต่สัมพันธ์กับความเข้มข้นเริ่มต้นของเงิน ปฏิกิริยารีดักชันเกิดขึ้นดังสมการที่ 2.11 และสมการที่ 2.12



ตารางที่ 2.11 ประสิทธิภาพการกำจัดเงินและปรอทจากน้ำเสียซีโอดี

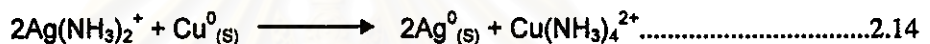
องค์ประกอบ	การทดลองที่ 1		การทดลองที่ 2		การทดลองที่ 3		การทดลองที่ 4	
	เงิน	ปรอท	เงิน	ปรอท	เงิน	ปรอท	เงิน	ปรอท
เริ่มต้น ปริมาตร(ล)	1	1	1	1	1	1	1	1
ความเข้มข้น(มก/ล)	1374	785	1357	734	1781	1597	1469	2030
น้ำหนัก(มก)	1374	785	1357	734	1781	1597	1469	2030
สุดท้าย ปริมาตร(ล)	0.87	0.87	0.90	0.90	0.90	0.90	0.92	0.92
ความเข้มข้น(มก/ล)	1	23	30	33	20	29	34	22
น้ำหนัก(มก)	0.87	20	27	29.7	18	26.1	31.3	20.2
เวลาทำปฏิกิริยา(ชม)	2	2	1	1	1	1	0.75	0.75
น.ตะกอนที่ได้(มก)	1373.1	765	1330	704.3	1763	1570.9	1437.7	2009.8
% ของทั้งหมด	64.2	35.8	65.4	34.6	52.9	47.1	41.7	58.3
ประสิทธิภาพ(%)	99	97	98	96	99	98	98	99

ที่มา : Gould และคณะ (1984)

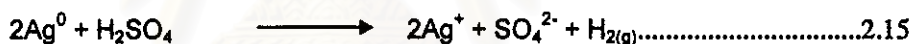
Hendrickson และ คณะ (1984) ศึกษาการกำจัดเงินและปรอทจากน้ำเสียซีโอดี ด้วยวิธีการตกตะกอนซิลเวอร์คลอไรด์และการออกซิเดชันเหล็ก ตามลำดับ โดยได้แนะนำวิธีการดังนี้

1. การกำจัดเงิน นำน้ำเสียซีโอดีมาเติมโซเดียมคลอไรด์ประมาณ 30 มิลลิโมลต่อลิตร นำไปให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 75 ถึง 100°C จนกระทั่งได้ตะกอนซิลเวอร์คลอไรด์ ทำสารละลายให้เย็นถึงอุณหภูมิห้อง แล้วกรองแยกตะกอนและน้ำส่วนบนออกจากกัน มีความเข้มข้นของเงินเหลืออยู่ในน้ำเสียหลังการกำจัด 0.072 มก/ล ประสิทธิภาพการกำจัด 99.99 %

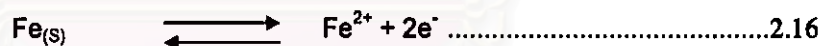
2. การนำเงินกลับมาใช้ใหม่ นำตะกอนซิลเวอร์คลอไรด์มาละลายในแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ จะได้สารละลายเชิงซ้อนซิลเวอร์-อามีน แล้วรีดิวซ์เงินด้วยโลหะทองแดงกระทำที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 24 ถึง 48 ชั่วโมง ทำการกรองและจะได้โลหะเงิน ดังแสดงในสมการที่ 2.13 และ 2.14



จากนั้นละลายโลหะเงิน 7.6 กรัม ลงในกรดซัลฟิวริก 2.5 ลิตร จะได้สารละลายซึ่งมีความเข้มข้นของเงินและกรดซัลฟิวริกเหมาะสมสำหรับนำไปใช้วิเคราะห์หาค่าซีโอดี ปฏิกริยาการละลายดังแสดงในสมการที่ 2.15



3. การกำจัดปรอท นำน้ำที่ผ่านการแยกตะกอนซิลเวอร์คลอไรด์มาเติมผงเหล็กอย่างน้อย 5.4 มิลลิโมลต่อลิตร และทำการผสมนานประมาณ 24 ชั่วโมง ปฏิกริยาที่อาจเกิดขึ้นมีดังนี้



จากนั้นกรองแยกน้ำส่วนบนออกจากตะกอนผสมของปรอทและเมอร์คิวรีคลอไรด์ ความเข้มข้นปรอทที่เหลืออยู่ในน้ำเสียหลังการกำจัด 1.6 มก/ล มีประสิทธิภาพการกำจัด 99.86 %

4. การนำปรอทกลับมาใช้ใหม่ นำตะกอนที่ได้จากข้อ 3 มาเติมกรดกัดทอง(Aqua Regia) จะได้เมอร์คิวริกคลอไรด์ แล้วจะถูกเปลี่ยนเป็นเมอร์คิวริกไดออกซิซัลเฟต ตามวิธีของ Aslam และ Walker (1982) สำหรับนำไปใช้วิเคราะห์หาค่าซีโอดีต่อไป

น้ำหลังจากการบำบัด ควรจะต้องนำมาเจือจางหรือผสมรวมกับน้ำเสียอื่นจากห้องปฏิบัติการก่อนทิ้ง เพื่อปรับพีเอชให้เป็นกลาง โดยต้องการน้ำประปา(พีเอช = 7.0, ความเป็นด่าง 20 มก/ล CaCO_3) ในปริมาณ 20,000 เท่าของปริมาณน้ำทิ้ง และหลังจากการเจือจางนี้ทำให้ได้ความเข้มข้น

ของปรอท, เงิน และโครเมียม ที่เหลือในน้ำเท่ากับ 0.08 ไมโครกรัมต่อลิตร, 0.0035 ไมโครกรัมต่อลิตร, 0.013 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

Fresenius และ Schneider (1988) อ้างถึงใน ขนิษฐา ทวีถาวรสวัสดิ์ (2539) ศึกษาการกำจัดปรอทและเงินจากน้ำเสียซีโอติ โดยนำน้ำเสียซีโอติมาเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ 30 กรัม และโซเดียมไฮดรอกไซด์ 30 % โดยปริมาตรในปริมาตร 300 มิลลิลิตร สำหรับน้ำเสียทุกๆ 500 มิลลิลิตร ปรอทและเงินจะถูกกำจัดออกในรูปของซัลไฟด์ ส่วนโครเมียมจะถูกกำจัดออกในรูปไฮดรอกไซด์ มีปรอท, เงิน และโครเมียม เหลืออยู่ในน้ำน้อยกว่า 0.001, 0.1 และ 0.5 มก/ล ตามลำดับ

Yuan (1990) อ้างถึงใน พวงรัตน์ แก้วล้อม (2537) ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียซีโอติเพื่อให้โลหะอยู่ในรูปตะกอน จากนั้นนำตะกอนของโลหะที่ได้ไปบำบัดต่อไปโดยใช้หลักการหล่อซีเมนต์ (Cementation) จากปูนซีเมนต์ (Portland Cement) และปูนขาวผสมเถ้าจากเปลือกข้าว (Lime-rice Husk Ash) วิธีในการบำบัดน้ำเสียซีโอติทำดังนี้คือ ปรับพีเอชน้ำเสียให้น้อยกว่า 2 เพื่อรีดักชันโครเมียมจากประจุ +6 เป็น +3 เพื่อให้สามารถตกตะกอนได้ดีในรูปของไฮดรอกไซด์ เติม NaHSO_3 ผสมนาน 10 นาที เพื่อให้เกิดการรีดักชัน ตามสมการที่ 2.20



เติม NaOH จนพีเอชถึง 8.5 จะได้ตะกอนโลหะหนักไฮดรอกไซด์ ดังสมการที่ 2.21



ผลการทดลองพบว่า ตะกอนโลหะหนักจะอยู่ในรูปของตะกอนไฮดรอกไซด์และปริมาณปรอทในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีปริมาณน้อยกว่า 0.005 มก/ล

พวงรัตน์ แก้วล้อม (2537) ศึกษาแนวทางการจัดการน้ำเสียซีโอติในเขตกรุงเทพมหานคร ซึ่งประกอบด้วยกรรวบรวมข้อมูลน้ำเสียซีโอติและแหล่งที่มาจากห้องปฏิบัติการจำนวน 20 แห่งในเขตกรุงเทพมหานคร นำน้ำเสียมาทำการทดลองในห้องปฏิบัติการโดยวิธีการตกตะกอนผลึกด้วยการเปรียบเทียบระหว่างการตกตะกอนด้วยปูนขาวและโซเดียมไฮดรอกไซด์ เพื่อหาวิธีที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียและหาสภาวะที่เหมาะสมในการนำกลับซิลเวอร์ ตลอดจนทำการศึกษาค่าใช้จ่ายของการบำบัดน้ำเสียเพื่อทำการบำบัดที่หน่วยบำบัดน้ำเสียส่วนกลาง

ผลการสำรวจพบว่า ปริมาณน้ำเสียซีโอติจากห้องปฏิบัติการที่ใช้วิธีการวิเคราะห์ซีโอติแบบเปิดในแต่ละแห่งมีปริมาณเฉลี่ย 21.8 ลิตร/เดือน ซึ่งน้ำเสียดังกล่าวมีปริมาณปรอท 1,803.7 มก/ล โครเมียม 700 มก/ล และเงิน 1,150 มก/ล สารเคมีที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียคือ โซเดียมไฮดรอกไซด์ ที่พีเอช 9.5 และเวลาในการตกตะกอน 150 นาที สารเคมีที่ใช้ในการตกตะกอนเงินคือ โซเดียมคลอไรด์ โดยใช้ปริมาณ 4 เท่าของค่าสตอยชิโอเมตริก สารที่ใช้ละลายตะกอนเงินคือ

สารละลายแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ ใช้ปริมาณ 2.5 เท่าของค่าสตอยชิโอเมตริก และเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยา 30 นาที สารที่ใช้ในการนำกลับโลหะเงินคือ ทองแดง ใช้ในปริมาณ 2 เท่าของค่าสตอยชิโอเมตริก เวลาที่ใช้ทำปฏิกิริยา 30 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการนำกลับโลหะเงินมีค่า 70 % ซึ่งสามารถนำกลับไปใช้ในการวิเคราะห์ซีโอติได้อีก และจากการคำนวณค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียพบว่า การบำบัดน้ำเสียโดยการส่งน้ำเสียไปรวมกันที่หน่วยบำบัดน้ำเสียส่วนกลาง ค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียเฉพาะค่าสารเคมีและค่าบำบัดตะกอน 2.88 บาทต่อตัวอย่าง หรือ 8.71 บาทต่อลิตร กรณีค่าใช้จ่ายทั้งหมดรวมกับค่าวัสดุอุปกรณ์ 13.50 บาทต่อตัวอย่าง หรือ 49.5 บาทต่อลิตร

ขนิษฐา ทวีถาวรสวัสดิ์ (2539) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียซีโอติโดยวิธีการตกตะกอนผลึก โดยเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดและความเหมาะสมของสารเคมี 4 ชนิด คือ โซเดียมคลอไรด์และโซเดียมไฮดรอกไซด์, โซเดียมไฮดรอกไซด์และโซเดียมซัลไฟด์, โซเดียมไฮดรอกไซด์และโซเดียมไฮโดรเจนซัลไฟด์, โซเดียมไรโอซัลเฟตและโซเดียมไฮดรอกไซด์ และทำการสำรวจและการรวบรวมข้อมูลน้ำเสียซีโอติจากห้องปฏิบัติการจำนวน 10 แห่ง

ผลการสำรวจพบว่า น้ำเสียจากห้องปฏิบัติการทั้ง 10 แห่ง มีน้ำเสียเฉลี่ย 44.14 ลิตรต่อเดือน มีปริมาณปรอท 1,341.20 มก/ล, โครเมียม 288.45 มก/ล, เงิน 921.10 มก/ล และเหล็ก 153.18 มก/ล สารเคมีที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียคือ การตกตะกอนด้วยโซเดียมไรโอซัลเฟต 10 กรัม ที่พีเอช 7 ด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์เข้มข้น 50 % น้ำหนักโดยปริมาตร ต่อน้ำเสีย 500 มิลลิลิตร และทิ้งให้ตกตะกอนประมาณ 1 วัน และมีปริมาณปรอท, โครเมียม, เงิน และเหล็ก เหลือในน้ำเท่ากับ 0.001, 0.01, 0.50 และ 1.32 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และคิดเป็นประสิทธิภาพของการกำจัดเท่ากับ 100, 100, 99.96 และ 99.80 ตามลำดับ และจากการคำนวณค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียคิดเป็นค่าสารเคมีและค่าบำบัดกากตะกอนเท่ากับ 6,336.75 และ 58.90 บาท ตามลำดับ ต่อน้ำเสีย 1 ลูกบาศก์เมตร คิดเป็นค่าใช้จ่ายในการบำบัดรวมทั้งสิ้นเท่ากับ 6,395.65 บาท ต่อน้ำเสีย 1 ลูกบาศก์เมตร (ประมาณ 6.50 บาทต่อน้ำเสีย 1 ลิตรหรือ 1.95 บาทต่อตัวอย่างการวิเคราะห์ซีโอติ)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย