กิตติกรรมประกาศ

การทำรายงานการศึกษาค้นคว้าอิสระฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยความกรุณาเป็นอย่างยิ่งจากรองศาสตราจารย์สมทรง อินสว่าง อาจารย์ประจำสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สุขภาพ มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช ที่ได้กรุณาให้คำแนะนำและติดตามการทำการศึกษาค้นคว้าอิสระครั้งนี้อย่างใกล้ชิดตลอดมา นับตั้งแต่เริ่มจนกระทั่งสำเร็จเรียบร้อยสมบูรณ์ ผู้ศึกษารู้สึกซาบซึ้งในความกรุณาของท่านเป็นอย่างยิ่ง

ขอขอบคุณคุณชมพูนุช ดลสุขเลิศ ที่ได้สละเวลาอันมีค่าในการให้ความกรุณาช่วยเหลือการสืบค้นข้อมูล แปลเอกสาร ตรวจทาน และแก้ไขรายงานการศึกษาค้นคว้าอิสระเพื่อให้มีความสมบูรณ์และสำเร็จเป็นอย่างดี

นอกจากนี้ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณคณาจารย์วิชาเอกการจัดการสิ่งแวดล้อมอุตสาหกรรม สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สุขภาพ มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช เพื่อนนักศึกษา และผู้มีส่วนเกี่ยวข้องในการทำการศึกษาค้นคว้าอิสระครั้งนี้ทุกท่านที่ได้กรุณาให้การสนับสนุนและช่วยเหลือตลอดมา

มนตรี เหลืองอิงคะสุต

เมษายน 2548

ชื่อการศึกษาค้นคว้าอิสระ การประเมินประสิทธิภาพวิธีการบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่

ผู้ศึกษา นายมนตรี เหลืองอิงคะสุต **ปริญญา** สาธารณสุขศาสตรมหาบัณฑิต (การจัดการสิ่งแวดล้อมอุตสาหกรรม) **อาจารย์ที่ปรึกษา** รองศาสตราจารย์สมทรง อินสว่าง **ปีการศึกษา** 2547

บทคัดย่อ

อุตสาหกรรมเหมืองแร่เป็นอุตสาหกรรมประเภทหนึ่งที่ก่อให้เกิดหรือส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสิ่งมีชีวิตต่างๆ โดยเฉพาะปัญหาที่เกิดจากน้ำทิ้งหรือ Acid Mine Drainage (AMD) ซึ่งเป็นผลจากการทำเหมืองทำให้เกิดปฏิกิริยาออกซิไดซ์ของแร่ซัลไฟด์กับออกซิเจน น้ำ และแบคทีเรีย เป็นผลให้น้ำที่ปล่อยออกจากเหมืองมีสภาพความเป็นกรดสูง มีปริมาณซัลเฟตและโลหะหนักปนเปื้อนในน้ำสูง ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำทิ้งดังกล่าวก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ

การศึกษาค้นคว้าอิสระครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินประสิทธิภาพวิธีการบำบัดน้ำทิ้งแบบพลาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ ซึ่งกระบวนการบำบัดนี้ ได้มีการศึกษา วิจัย และเริ่มพัฒนานำระบบนี้มาใช้ เนื่องจากมีต้นทุนหรือค่าใช้จ่ายที่ต่ำ ง่ายต่อการบำรุงรักษา สามารถนำไปติดตั้งในพื้นที่ที่ห่างไกลทุรกันดาร โดยระบบบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ แบ่งออกได้เป็น 2 ประเภท ได้แก่ แบบที่ใช้ออกซิเจน (aerobic) และแบบที่ไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic) สำหรับการศึกษาครั้งนี้จะกล่าวถึงวิธีการหรือระบบบำบัด 4 ระบบ ได้แก่ Constructed Wetlands (Aerobic Wetlands และ Anaerobic Wetlands), Anoxic Limestone Drains (ALDs), Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) และ Open Limestone Channels (OLDs) โดยแต่ละระบบมีคุณสมบัติ ประสิทธิภาพ และค่าใช้จ่ายที่แตกต่างกัน

ผลงานที่นำมาสังเคราะห์ในครั้งนี้เป็นตำรา เอกสารทางวิชาการ งานวิจัย และวารสารเผยแพร่จำนวนทั้งสิ้น 24 ผลงาน ซึ่งเป็นผลงานที่เผยแพร่ในต่างประเทศ ครอบคลุม ทฤษฎี ข้อมูลวิชาการ และการวิจัยที่เกี่ยวข้องกับ Acid Mine Drainage และระบบบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ประสิทธิภาพของระบบ ค่าออกแบบติดตั้งระบบหรือค่าก่อสร้าง และค่าใช้จ่ายในการบำบัดของแต่ละวิธี ลักษณะของค่าสถิติในผลงานที่นำมาทำการสังเคราะห์เป็นสถิติเชิงพรรณนา ได้แก่ ค่าเฉลี่ย ร้อยละ และสัดส่วน

ผลการศึกษาเมื่อเปรียบเทียบลักษณะ คุณสมบัติ ค่าใช้จ่ายในการบำบัด และค่าลงทุนก่อสร้างของแต่ละระบบ พบว่าระบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) และ Open Limestone Channels (OLCs) เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพและคุ้มค่ามากที่สุด ตามลำดับ โดยทั้ง 2 ระบบสามารถรองรับ Acid Mine Drainage ที่มีคุณสมบัติเป็นกรด มีค่าการละลายของออกซิเจนต่ำถึงสูง และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะสูง

คำสำคัญ การบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบทรีทเมนท์ อุตสาหกรรมเหมืองแร่

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ ..... ง
กิตติกรรมประกาศ ..... จ
สารบัญตาราง ..... ซ
สารบัญภาพ ..... ฌ
บทที่ 1 บทนำ 1
ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา 1
ประเภทของการศึกษาค้นคว้าอิสระ 2
วัตถุประสงค์ของการวิจัย 3
ประเด็นปัญหาที่ศึกษา 3
ขอบเขตของการวิจัย 3
รูปแบบและวิธีการศึกษา 3
นิยามศัพท์เฉพาะ 4
ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ 5
บทที่ 2 วรรณกรรมที่เกี่ยวข้อง 6
Acid Mine Drainage 6
การเกิด Acid Mine Drainage 7
การทดสอบ Acid Mine Drainage 10
คุณสมบัติทางเคมีในการปรับสภาพน้ำและการตกตะกอนโลหะหนัก 11
บทที่ 3 วิธีการดำเนินการวิจัย 14
จำนวนผลงานที่นำมาสังเคราะห์และลักษณะของค่าสถิติ 14
เกณฑ์การเลือกและการตรวจสอบความถูกต้องของทฤษฎีและงานวิจัยที่นำมาสังเคราะห์ 15
วิธีการสังเคราะห์ทฤษฎีและงานวิจัย 15
บทที่ 4 ผลการสังเคราะห์ 17
Constructed Wetlands 21
Anoxic Limestone Drains (ALDs) 29
Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) 33
Open Limestone Channels (OLCs) 38

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

บทที่ 5 สรุปผล อภิปรายผล และข้อเสนอแนะ 42
สรุปผล 42
อภิปรายผล 44
ข้อเสนอแนะ 45
บรรณานุกรม 50
ประวัติผู้ศึกษา 53

สารบัญตาราง

หน้า

ตารางที่ 5.1 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัด ค่าใช้จ่ายในการบำบัด
และค่าออกแบบติดตั้งระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์..... 46

สารบัญภาพ

หน้า

ภาพที่ 2.1 ลักษณะน้ำทิ้งจากเหมืองแร่ที่เกิดตะกอนสีแดงอมส้มของเฟอริกไฮดรอกไซด์ ($Fe(OH)_3$) 8
ภาพที่ 4.1 แผนภาพแสดงตัวอย่างระบบบำบัด Acid Mine Drainage ด้วยกระบวนการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ 19
ภาพที่ 4.2 แผนผังแสดงการพิจารณาการคัดเลือกระบบหรือวิธีการบำบัด Acid Mine Drainage โดยกระบวนการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ 20
ภาพที่ 4.3 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Aerobic Wetlands 22
ภาพที่ 4.4 ระบบบำบัดแบบ Aerobic Wetlands 23
ภาพที่ 4.5 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Anaerobic Wetlands 26
ภาพที่ 4.6 ระบบบำบัดแบบ Anaerobic Wetlands 27
ภาพที่ 4.7 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) 30
ภาพที่ 4.8 ระบบบำบัดแบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) 31
ภาพที่ 4.9 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Successive Alkakinity Producing Systems (SAPs) 34
ภาพที่ 4.10 ระบบบำบัดแบบ Successive Alkakinity Producing Systems (SAPs) 35
ภาพที่ 4.11 ระบบ Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) บริเวณเหมือง Oven Run รัฐเพนซิลวาเนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา 36
ภาพที่ 4.12 ระบบ Successive Alkalinity Producing Systems บริเวณเหมือง Gowen รัฐโอลาโฮมา ประเทศสหรัฐอเมริกา 37
ภาพที่ 4.13 ระบบบำบัดแบบ Open Limestone Channels (OLCs) 38
ภาพที่ 4.14 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Open Limestone Channels (OLCs) 39
ภาพที่ 5.1 การคัดเลือกระบบบำบัด Acid Mine Drainage วิธีการต่างๆ ของระบบบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ 48

บทที่ 1
บทนำ

1. ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

อุตสาหกรรมเหมืองแร่ ไม่ว่าจะเป็นการทำเหมืองแร่ทั้งที่เป็นการทำเหมืองแบบเปิดหรือเหมืองอุโมงค์ รวมถึงกระบวนการแต่งแร่ การบดแร่ การโม่หิน จัดเป็นอุตสาหกรรมประเภทหนึ่งที่ก่อให้เกิดปัญหาที่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม มาตั้งแต่อดีตจนกระทั่งถึงปัจจุบัน และมีแนวโน้มจะเป็นปัญหาใหญ่และสำคัญต่อไปในอนาคต ถ้าหากไม่มีการจัดการสิ่งแวดล้อมอย่างจริงจัง

ปัญหาหลักที่สำคัญที่เกิดจากอุตสาหกรรมประเภทนี้ได้แก่น้ำทิ้งหรือน้ำที่ไหลผ่านบริเวณที่เป็นหรือเคยเป็นเหมืองแร่ น้ำดังกล่าวจะมีคุณสมบัติเป็นกรด และมีปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำทิ้งเหล่านี้จะมีค่าสูงเกินค่ามาตรฐานน้ำทิ้งที่กฎหมายกำหนด โลหะหนักส่วนใหญ่ที่มักจะพบในน้ำทิ้งประเภทนี้ ได้แก่ เหล็ก สังกะสี แคดเมียม และโลหะหนักอื่นๆ ที่เป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตและระบบนิเวศ การบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่เพื่อป้องกันปัญหาที่เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจึงเป็นสิ่งที่จำเป็นอย่างยิ่ง

วิธีการบำบัดน้ำทิ้งอุตสาหกรรมเหมืองแร่โดยทั่วไป คือ การสูบน้ำออกเพื่อควบคุมระดับของน้ำใต้ดินและการเติมปูนขาว (lime) เพื่อปรับสภาพความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำทิ้ง และทำให้เกิดการตกตะกอนของโลหะก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ

การศึกษาหาวิธีการบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ที่เหมาะสมเพื่อลดปัญหาผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจึงเป็นเรื่องที่สำคัญและจำเป็นอย่างยิ่งในปัจจุบัน รวมถึงต้องคำนึงถึงปัจจัยทางเศรษฐศาสตร์และปัจจัยอื่น ๆ ประกอบ เพื่อผลักดันให้ภาคเอกชนหรือผู้ประกอบการภาคอุตสาหกรรมเหมืองแร่ได้นำทฤษฎีหรือวิธีการที่ได้จากการศึกษานี้ไปใช้เป็นแนวทางหรือประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำทิ้งที่จะส่งผลไม่ให้สิ่งแวดล้อมถูกทำลาย และ/หรือ เป็นการลดปัญหามลพิษที่เกิดขึ้นต่อสิ่งแวดล้อม

ในการศึกษาหาวิธีการบำบัดดังกล่าว จำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องทราบคุณสมบัติทั้งทางกายภาพและทางเคมี ซึ่งน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ที่มีคุณสมบัติเป็นกรดเกิดจากแร่ไพไรต์ (pyrite:FeS_2) ที่อยู่ในหินบริเวณที่เป็นสายแร่ (ore deposit) เมื่อมีการทำเหมืองโดยการเปิดหน้าดิน

หรืออุโมงค์จะทำให้แร่ไพไรต์ทำปฏิกิริยากับออกซิเจนและน้ำทำให้เกิดไฮโดรเจนอิออน (Hydrogen ion) ดังสมการที่ 1.1

$$2FeS_2\,(s) + 7O_2\,(aq) + 2H_2O \longrightarrow 2Fe^{+2} + 4SO_4^{-2} + 4H^+ \quad \text{.....(1.1)}$$

ตามปกติธาตุโลหะต่าง ๆ เป็นส่วนประกอบอยู่ในหิน โดยเฉพาะบริเวณที่เป็นแหล่งแร่ ซึ่งโดยทั่วไปจะพบแร่ไพไรต์เกิดร่วมอยู่ด้วย ดังนั้นการพบการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่มีปริมาณสูงเนื่องจากน้ำทิ้งมีสภาพเป็นกรดทำให้โลหะที่อยู่ในแหล่งแร่และแร่ที่เป็นองค์ประกอบอยู่ในหินสามารถละลายน้ำได้ดี

ดังนั้นการลดการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำทิ้งของอุตสาหกรรมประเภทนี้จำเป็นต้องลดสภาพความเป็นกรด วิธีการหลักที่ใช้ในปัจจุบันคือใช้สารอัลคาไลน์ (alkaline reagents) หรือสารอื่นๆ เพื่อปรับสภาพให้น้ำมีสภาพเป็นด่าง เช่นการใช้หินปูน (Limestone ; Calcium carbonate) เมื่อปรับสภาพความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำทิ้งเพิ่มขึ้นจะเป็นผลให้โลหะตกตะกอนอยู่ในรูปของไฮดรอกไซด์หรือออกซิไฮดรอกไซด์ ดังสมการที่ 1.2 และสมการที่ 1.3

$$CaCO_3 + 2H^+ \longrightarrow Ca^{+2} + 2\,H_2O + CO_2 \quad \text{.....(1.2)}$$

$$CaCO_3 + H_2CO_3 \longrightarrow Ca^{+2} + 2HCO^{3-} \quad \text{.....(1.3)}$$

ในการบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่เพื่อให้เหมาะสมกับเหมืองแร่แต่ละประเภท ควรพิจารณาจากประเภทและวิธีของการบำบัด ซึ่งอาจนำวิธีหลาย ๆ วิธีมารวมกัน โดยสามารถแบ่งได้พอสังเขป ดังนี้

1. การปรับสภาพความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำทิ้ง (pH modification)
2. การแลกเปลี่ยนอิออน (ion exchange)
3. การใช้วิธีทางชีววิทยา (biology-based technology)
4. การใช้วิธีการดูดซับ (Absorption technology)
5. การใช้ Electrochemical technology
6. การใช้วิธีทางกายภาพ (physical process technology)

2. ประเภทของการศึกษาค้นคว้าอิสระ

การสังเคราะห์ทฤษฎีและผลงานวิจัย (Research Synthesis)

3. วัตถุประสงค์ของการวิจัย

3.1 เพื่อรวบรวมผลงานวิจัยต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับวิธีการบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่หรือการทำเหมืองแร่

3.2 เพื่อประเมินประสิทธิภาพวิธีการบำบัดน้ำเสียแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์วิธีการต่างๆ ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่หรือการทำเหมืองแร่ในต่างประเทศ โดยการศึกษาเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพของวิธีการบำบัดน้ำทิ้งแบบต่างๆ

3.3 เพื่อประโยชน์ในการนำผลการศึกษาที่ได้ไปใช้ในการวางแผนและกำหนดแนวทาง เพื่อลดปัญหาหรือแก้ไขปัญหาของน้ำทิ้งที่เกิดจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่หรือการทำเหมืองแร่ที่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

4. ประเด็นปัญหาที่ศึกษา

4.1 วิธีการบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพในอุตสาหกรรมเหมืองแร่

4.2 แนวทางในการคัดเลือกระบบบำบัดในการแก้ไขปัญหาหรือการปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่

5. ขอบเขตของการวิจัย

ผลงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ (Acid Mine Drainage) ทำการบูรณาการ วิเคราะห์ เปรียบเทียบวิธีการที่ใช้ในการบำบัดน้ำทิ้งนำผลการศึกษาที่ได้มาสรุปหาวิธีการที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่

6. รูปแบบและวิธีการศึกษา

รูปแบบการศึกษาเป็นการสังเคราะห์ทฤษฎีและผลงานวิจัย โดยรวบรวมงานวิจัย ผลงาน และเอกสารต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับวิธีการบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่หรือการทำเหมืองแร่ของผู้ที่ทำการศึกษาไว้แล้วมาวิเคราะห์การวิจัยที่

เกี่ยวข้องกับทฤษฎีและผลการวิจัย เพื่อนำมาสรุปหาแนวทางที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่

7. นิยามศัพท์เฉพาะ

7.1 Acid Mine Drainage (AMD) หมายถึง น้ำทิ้งหรือน้ำที่ปล่อยออกมาจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ โดยทั่วไปจะพบมีความเข้มข้นของกรดซัลฟูริก (sulfuric acid) สูงหรืออาจเกิดจากการที่น้ำฝนไหลซึมผ่านแหล่งแร่ โดยเฉพาะส่วนใหญ่บริเวณที่เป็นเหมืองถ่านหิน ซึ่งบริเวณดังกล่าวจะมีปริมาณซัลเฟอร์สูง ความเป็นกรดของ Acid Mine Drainage มาจากการละลายของแร่ที่มีสภาพเป็นกรด ซึ่งได้แก่ เหล็ก อลูมิเนียม แมงกานีส และโลหะอื่น ๆ โดยขึ้นอยู่กับลักษณะจำเพาะทางธรณีวิทยาแหล่งแร่นั้นๆ (specific geologic setting)

7.2 ระบบบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ (Passive Treaments) หมายถึง ระบบบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ หรือ Acid Mine Drainage โดยหลักการของระบบเป็นการประยุกต์ใช้กระบวนการบำบัดทางเคมี ทางชีวภาพ และทางกายภาพ ที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติมาใช้ในการออกแบบระบบ โดยระบบดังกล่าวไม่ต้องมีการป้อนหรือเติมสารเคมีเพื่อใช้ในกระบวนการบำบัด แต่สามารถเกิดขึ้นได้เอง

7.3 ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) ความเป็นกรดเป็นด่างหรือ pH มาจากคำว่า positive potential of the hydrogen ions เกิดจากประจุบวกของแคลเซียมอิออน (Ca^{2+}) แมกนีเซียมอิออน (Mg^{2+}) และโปรแตสเซียมอิออน (K^{+}) จะเข้าไปสะเทินกับไฮโดรเจนอิออน (H^{+}) ในสารละลายดินหรือหินทำให้ความเป็นกรดเป็นด่างของดินหรือหินเพิ่มขึ้น ซึ่งจะมีผลทำให้ความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำที่ไหลผ่านพื้นที่นั้นแปรผัน ไปตามระดับความเป็นกรดเป็นด่างของดินหรือหินด้วย โดยปกติทั่วไปค่าความเป็นกรดเป็นด่างของแหล่งน้ำธรรมชาติจะมีค่าอยู่ระหว่าง 5.5-8.5

7.4 ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำ (Electrical conductivity of water) คือ ความสามารถของน้ำที่จะให้กระแสไฟฟ้าไหลผ่าน ซึ่งขึ้นอยู่กับความเข้มข้น ชนิดของอิออนที่มีอยู่ในน้ำ และอุณหภูมิน้ำ ที่มีอิออนของสารต่าง ๆ ละลายอยู่สามารถนำไฟฟ้าได้ ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำธรรมชาติโดยทั่วไป มีค่าระหว่าง 0.1 - 5.0 ไมโครโมห์ต่อเซนติเมตร

7.5 ความกระด้างของน้ำ (Hardness) หมายถึงความเข้มข้นทั้งหมดของแคดอิออน โดยเฉพาะแคดเซียมอิออน และแมกนีเซียมอิออน หรือหมายถึงความสามารถในการจะทำให้สบู่ตกตะกอนได้โดยแคดอิออนทั้งอิออนของแคลเซียมอิออนและ/หรือแมกนีเซียมอิออนในน้ำเป็นส่วนใหญ่ แต่อาจจะตกตะกอนโดยอิออนตัวอื่น เช่น อลูมิเนียม เหล็ก แมงกานีส สตรอนเทียม

สังกะสี ได้ด้วย เนื่องจากอิออน 2 ตัวแรก คือ แคลเซียมอิออนและแมกนีเซียมอิออนมีมากในแหล่งน้ำธรรมชาติ จึงใช้แคลเซียมอิออนและแมกนีเซียมอิออนที่อยู่ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ($CaCO_3$) (หน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตร) เป็นตัววัดความกระด้างของน้ำ ระดับความกระด้างของน้ำตามธรรมชาติ แบ่งออกเป็น 3 ระดับ คือ ความกระด้างน้อย (0-60 มิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอเนต) ความกระด้างปานกลาง (60-120 มิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอเนต) ซึ่งจัดเป็นน้ำกระด้างชั่วคราว และความกระด้างมาก (มากกว่า120 มิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอเนต) ซึ่งจัดเป็นน้ำกระด้างถาวร

7.6 ค่าออกซิเจนละลาย (Dissovle Oxygen : DO) หมายถึง ปริมาณของออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำ ปัจจัย 2 หลักใหญ่ที่ทำให้ออกซิเจนละลายในแหล่งน้ำคือการสัมผัสกันระหว่างอากาศกับน้ำทำให้ออกซิเจนในอากาศละลายอยู่ในน้ำและจากปฏิกิริยาการสังเคราะห์แสงจากพืชน้ำและสาหร่าย

8. ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

8.1 ด้านวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี การใช้วิธีบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่แบบพาสซีบ ทรีทเมนท์นำไปสู่การพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมประเภทอื่นๆ ที่มีคุณสมบัติคล้ายคลึงกัน ทั้งในแง่ของประสิทธิภาพและความสามารถในการบำบัด

8.2 ด้านเศรษฐกิจและสังคม วิธีการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ เป็นแนวทางสำคัญในการลดการใช้ทรัพยากร เป็นวิธีการประหยัดพลังงานและใช้ทรัพยากรที่มีอยู่ให้เกิดประโยชน์สูงสุด

8.3 ด้านสิ่งแวดล้อม การลดมลภาวะการปนเปื้อนต่อสิ่งแวดล้อม อันจะก่อให้เกิดสภาวะแวดล้อมที่เป็นพิษ ซึ่งเป็นอันตรายร้ายแรงต่อสิ่งแวดล้อมและระบบนิเวศ และที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ

8.4 ด้านวิชาการทั่วไป คาดว่ารายงานการศึกษาค้นคว้าอิสระฉบับนี้จะใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานของการนำไปประยุกต์ใช้ หรือถูกนำไปทำการศึกษาวิจัยต่อยอดต่อไป

บทที่ 2
วรรณกรรมที่เกี่ยวข้อง

การศึกษาค้นคว้าอิสระประเด็นการประเมินประสิทธิภาพวิธีการบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ จำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องทราบถึงคุณลักษณะ คุณสมบัติ และการเกิดน้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรมประเภทนี้ รวมถึงแนวทางในการทดสอบน้ำทิ้งว่าเป็นน้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่หรือไม่ รวมถึงคุณสมบัติทางเคมีที่ใช้ในการปรับสภาพน้ำและการตกตะกอนของโลหะหนักต่างๆ ที่ละลายหรือปนเปื้อนในน้ำทิ้ง ซึ่งข้อมูลต่างๆ ที่ได้จากการทบทวนวรรณกรรมที่เกี่ยวข้องจะนำมาใช้เป็นแนวทางในการหาวิธีการบำบัดน้ำเสีย ปรับปรุงหรือปรับสภาพน้ำให้มีคุณสมบัติที่ดีขึ้นก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม โดยจะกล่าวในรายละเอียดตามหัวข้อดังต่อไปนี้

1. Acid Mine Drainage

การประกอบการภาคอุตสาหกรรมเหมืองแร่ จัดเป็นอุตสาหกรรมประเภทหนึ่งที่ก่อให้เกิดปัญหาผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม มาตั้งแต่อดีตจนกระทั่งปัจจุบัน ซึ่งเป็นปัญหาหลักที่พบในหลาย ๆ ประเทศ รวมทั้งประเทศไทย ปัญหาดังกล่าวเกิดจากน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมประเภทนี้ ทั้งที่เป็นน้ำเสียที่ปล่อยออกจากการทำเหมืองแร่โดยตรงและรวมถึงน้ำฝนที่ไหลผ่านพื้นที่ของเหมืองแร่ทั้งที่เป็นเหมืองที่กำลังเปิดดำเนินการหรือที่ปิดกิจการหรือหยุดดำเนินการไปแล้ว

น้ำทิ้งดังกล่าว ซึ่งต่อไปนี้จะเรียกว่า “Acid Mine Drainage หรือ AMD” เกิดเนื่องจากบริเวณที่เป็นเหมืองแร่จะมีปริมาณซัลเฟอร์สูงส่งผลทำให้น้ำมีสภาพเป็นกรด และทำให้โลหะหนักได้แก่ เหล็ก อลูมิเนียม แมงกานีส และโลหะอื่น ๆ ซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะทางธรณีวิทยาแหล่งแร่ของแหล่งแร่ (specific geologic setting of mineralization) โลหะหนักเหล่านั้นจะสามารถละลายในน้ำได้ดีทำให้เกิดการปนเปื้อนของโลหะหนักในปริมาณที่สูง

2. การเกิด Acid Mine Drainage

สาเหตุหลักของการเกิด Acid Mine Drainage ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่เกิดเนื่องมาจากการทำเหมืองแร่ ทำให้สภาพแวดล้อมทางธรรมชาติของแหล่งแร่ใต้ดินเปลี่ยนแปลงไปจากสภาพแวดล้อมแบบรีดิวซิ่ง (reducing environment) เป็นสภาพแวดล้อมแบบออกซิไดซิ่ง (oxidizing environment) ซึ่งเป็นสาเหตุหลักที่ทำให้แร่ที่มีองค์ประกอบหลักของซัลไฟด์ทำปฏิกิริยาออกซิเดชั่นกับออกซิเจน น้ำ และแบคทีเรีย โดยประเภทของเหมืองที่ทำให้เกิดสภาพดังกล่าว อาทิ เช่น เหมืองถ่านหิน เหมืองแร่ทองแดง เหมืองแร่ทองคำ เหมืองแร่เงิน เหมืองแร่สังกะสี เหมืองแร่เหล็ก และเหมืองแร่ยูเรเนียม เป็นต้น

แร่ไพไรต์และแร่มาร์คาไซต์ (FeS_2) เป็นแร่ซัลไฟด์ที่พบมากที่สุด และเป็นแร่หลักที่ทำให้เกิด Acid Mine Drainage ส่วนแร่ซัลไฟด์อื่นๆ เช่น phyrotite (FeS), arsenopyrite (FeAsS), chalcopyrite ($CuFeS_2$) รวมถึงแร่ซัลไฟต์ที่เป็นองค์ประกอบของเหล็ก ทองแดง อาร์เซนิก พลวง บิสมัส ซีลีเนียม และโมลิบดินัม ก็สามารถทำให้เกิดสภาพน้ำที่เป็นกรดได้เช่นกัน ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับปฏิกิริยาออกซิเดชั่น สาเหตุที่น้ำทิ้งมีคุณสมบัติเป็นกรดเกิดจากแร่ไพไรต์ (pyrite:FeS_2) ที่อยู่ในหินบริเวณที่เป็นสายแร่ (ore deposit) เมื่อมีการทำเหมืองโดยการเปิดหน้าดินหรืออุโมงค์จะทำให้แร่ไพไรต์ทำปฏิกิริยากับออกซิเจนและน้ำทำให้เกิดไฮโดรเจนอิออน ซัลเฟตอิออน และอิออนของโลหะที่สามารถละลายน้ำได้ที่มีสภาพเป็นบวก (soluble metal cations) เมื่อเทียบกับในบริเวณแหล่งแร่ที่ไม่มีเปิดหน้าดินหรือถูกรบกวน (undisturbed rocks) หรือยังคงสถานะภาพ เดิมตามธรรมชาติก็เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชั่นเช่นเดียวกัน แต่จะเกิดในอัตราที่ช้ากว่า ซึ่งน้ำเป็นตัวช่วยในการควบคุมและปรับสภาพความเป็นกรดด่าง

คุณภาพของน้ำทิ้งหรือน้ำที่ออกจากทั้งเหมืองใต้ดินและเหมืองบนดินขึ้นอยู่กับความเป็นกรด และแร่อัลคาไลน์ (คาร์บอเนต) ที่มีอยู่ในตามชนิดของหินหรือประเภทของแหล่งแร่หรือลักษณะทางธรณีวิทยาแหล่งแร่ ปฏิกิริยาทั่วไปที่เกิดขึ้นและเป็นสาเหตุทำให้เกิด Acid Mine Drainage แร่ไพไรต์จะถูกออกซิไดซ์ด้วยออกซิเจนและน้ำ เกิดตะกอนสีเหลืองหรือสีแดงอมส้มของเฟอริกไฮดรอกไซด์ ($FeOH_3$) หรือที่เรียกว่า “yellow boy or ochre” และกรดซัลฟูริก (ภาพที่ 2.1) ตามสมการที่ 2.1

$$2FeS_2(s) + 15O_2(aq) + 14H_2O\,(aq) \longrightarrow 4Fe(OH)_3 + 8H_2SO_4 \quad \text{.....(2.1)}$$

ไพไรต์ +ออกซิเจน+น้ำ ⟶ ตะกอนสีเหลืองหรือสีแดงอมส้ม+กรดซัลฟูริก

ภาพที่ 2.1 ภาพลักษณะน้ำทิ้งจากเหมืองแร่ที่เกิดตะกอนสีแดงอมส้มของเฟอริกไฮดรอกไซด์ ($Fe(OH)_3$) (U.S. Department of the Interior, 2003)

นอกจากการเกิดปฏิกิริยาตามสมการที่ 2.1 แล้ว ปฏิกิริยาออกซิเดชั่นอีกส่วนหนึ่ง คือ แร่ไพไรต์จะถูกออกซิไดซ์ด้วยออกซิเจนและน้ำ เป็นผลให้ซัลเฟอร์จะถูกออกซิไดซ์ได้เป็นซัลเฟตอิออน เฟอรัสอิออน และไฮโดรเจนอิออน ตามสมการที่ 2.2

$$2FeS_2(s) + 7O_2(aq) + 2H_2O \longrightarrow 2Fe^{+2} + 4SO_4^{-2} + 4H^+ \quad \text{.....(2.2)}$$

ปฏิกิริยาต่อมา คือ การออกซิไดซ์อิออนของเฟอรัส (Ferrouse iron: Fe^{+2}) เปลี่ยนเป็นเฟอริกอิออน (ferric iron: Fe^{+3}) อัตราการเกิดปฏิกิริยานี้จะขึ้นอยู่กับชนิดของซัลเฟอร์ และแบคทีเรีย รวมถึงค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ ซึ่งถ้าอยู่ในสภาวะที่เป็นกรด (pH = 2-3)

ในสภาวะที่ไม่มีแบคทีเรีย ปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นอย่างช้า ๆ แต่จะเกิดปฏิกิริยาเร็วขึ้นเมื่อค่าความเป็นกรดเป็นด่างเพิ่มขึ้นประมาณ 5 (pH = 5) และสภาวะที่มีออกซิเจนละลายอยู่ในน้ำอย่างเพียงพอหรือเมื่อน้ำสัมผัสกับบรรยากาศ ปฏิกิริยาดังกล่าวนี้จะมีการใช้ไฮโดรเจนอิออนบางส่วน ตามสมการที่ 2.3

$$4Fe^{+2} + O_2 + 4H^+ \longrightarrow 4Fe^{+3} + 2H_2O \quad \text{.....(2.3)}$$

ส่วนปฏิกิริยาที่เกิดต่อเนื่องต่อไป คือ ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสของเหล็กในการแยกโมเลกุลของน้ำ จากปฏิกิริยานี้จะเกิดไฮโดรเจนอิออน รวมถึงเกิดการตกตะกอนสีแดงอมส้มในรูปของเฟอริกไฮดรอกไซด์ เช่นเดียวกันกับปฏิกิริยาตามสมการที่ 2.1 โดยอัตราการเกิดตะกอนของ

เฟอริกไฮดรอกไซด์ จะเกิดเมื่ออยู่ในสภาวะที่ขาดออกซิเจนและมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างประมาณ 3.5 ซึ่งจะสามารถมองเห็นและสามารถระบุได้ว่าน้ำทิ้งหรือน้ำที่ออกจากเหมืองบริเวณดังกล่าวมีลักษณะเป็น Acid mine drainage ตามสมการที่ 2.4

$$2Fe^{+3} + 6H_2O \longrightarrow Fe(OH)_3(s) + 6H^+ \quad (2.4)$$

ปฏิกิริยาสุดท้ายที่เกิดขึ้นคือเฟอริกอิออนจากปฏิกิริยาที่ 2.3 จะทำปฏิกิริยาโดยตรงกับแร่ไพไรต์ทำให้เกิดเฟอรัสอิออนและค่าความเป็นกรดเป็นด่างจะลดลง น้ำจะมีสภาพความเป็นกรดตามสมการที่ 2.5 และเมื่ออยู่ในสภาวะที่มีออกซิเจนละลายในน้ำอย่างเพียงพอ เฟอรัสอิออนจะย้อนกลับไปเกิดปฏิกิริยาตามสมการที่ 2.3 และสมการที่ 2.4 ตามลำดับ แต่ถ้าอยู่ในสภาวะที่ขาดออกซิเจนจะเกิดปฏิกิริยาตามสมการที่ 2.5 อย่างต่อเนื่องมีผลให้น้ำมีระดับปริมาณของเฟอรัสอิออนสูงขึ้น (Younger, et al, 2002)

$$14Fe^{+3} + FeS_2(s) + 8H_2O \longrightarrow 2SO_4^{-2} + 15Fe^{+2} + 16H^+ \quad (2.5)$$

ในน้ำที่มีสภาพความเป็นกรดหรือมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างต่ำ แบคทีเรียที่สามารถมีชีวิตหรือดำรงอยู่ในสภาวะดังกล่าวได้จัดเป็น acidophilic bacteria ซึ่งพบว่าจุลินทรีย์บางชนิดสามารถทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเคมี เช่น Thilobacillu Feroxidants เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาออกซิเดชั่นของเฟอรัสอิออนตามสมการที่ 2.3 ถึงสมการที่ 2.5 ส่วนแบคทีเรียอีกชนิดหนึ่งคือ Ferroplasma Acidarmanus พบว่าเป็นส่วนสำคัญที่ทำให้เกิดความเป็นกรดในน้ำที่ออกจากเหมืองเช่นกัน

อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชั่นของแร่ไพไรต์ที่เกิดจากแบคทีเรียนี้ จะทำให้เกิดเฟอริกอิออนเร็วกว่าปฏิกิริยาออกซิเดชั่นโดยออกซิเจน ซึ่งพบว่าปัจจัยที่เป็นผลทำให้เกิด Acid Mine Drainage มีหลายปัจจัยตามที่กล่าวมาแล้ว อันได้แก่ การทำปฏิกิริยาของแบคทีเรีย ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ คุณสมบัติทางเคมีของแร่ พื้นที่ผิว อุณหภูมิ และความเข้มข้นของออกซิเจน

ตามปกติธาตุโลหะต่าง ๆ ที่เป็นส่วนประกอบอยู่ในหิน โดยเฉพาะบริเวณที่เป็นแหล่งแร่ จะมีการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำทิ้งและน้ำที่ออกจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ในปริมาณสูง เนื่องจากน้ำมีสภาพเป็นกรดทำให้โลหะที่อยู่ในแหล่งแร่และแร่ที่เป็นองค์ประกอบอยู่ในหินสามารถละลายน้ำได้ดี ดังนั้น หลักการในการลดการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำทิ้งและน้ำที่ปล่อยออกจากอุตสาหกรรมประเภทนี้ จึงจำเป็นต้องลดสภาพความเป็นกรด เพื่อทำให้โลหะหนักที่ละลายอยู่ในน้ำเกิดการตกตะกอน วิธีการหลักที่ใช้ในปัจจุบันได้แก่การใช้สารอัลคาไลน์ (alkaline reagents) หรือสารอื่นๆ เพื่อปรับสภาพให้น้ำมีสภาพเป็นด่าง เช่น การใช้หินปูน (Limestone ; Calcium carbonate) เมื่อปรับสภาพให้น้ำทิ้งมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างสูงขึ้นหรือ

ทำให้น้ำมีสภาพเป็นด่างจะทำให้โลหะหนักที่ละลายอยู่ในน้ำเกิดการตกตะกอนอยู่ในรูปของสารประกอบไฮดรอกไซด์หรือออกซิไฮดรอกไซด์ ซึ่งเป็นกระบวนการที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

3. การทดสอบ Acid Mine Drainage

การทดสอบน้ำทิ้งหรือน้ำที่ไหลผ่านเหมืองแร่ที่มีลักษณะเป็น Acid Mine Drainage หรือไม่นั้น สามารถทดสอบได้โดยทำการวัดคุณสมบัติทางเคมีของน้ำ ได้แก่ ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) ค่าการนำไฟฟ้า (conductivity) ค่าความกระด้าง (hardness) และค่าออกซิเจนละลายในน้ำ (DO) ดังนี้

3.1 ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำในแหล่งน้ำธรรมชาติขึ้นอยู่กับปัจจัยหลาย ๆ ปัจจัยด้วยกัน ได้แก่ การบัฟเฟอร์ด้วยไบคาร์บอเนต (bicarbonate) ชนิดของหิน (type of rocks) ชนิดของดิน (type of soils) และมลพิษที่ถูกปลดปล่อยตามธรรมชาติ ค่าความเข้มข้นของคาร์บอเนตและคาร์บอนไดออกไซด์เป็นปัจจัยหลักที่มีผลต่อค่าความเป็นกรดเป็นด่างในน้ำสะอาด ถ้าค่าความเข้มข้นของไบคาร์บอเนตสูงจะทำให้เกิดน้ำที่มีสภาพเป็นด่าง (pH สูง) ในขณะที่เมื่อมีค่าความเข้มข้นไบคาร์บอเนตต่ำจะส่งผลทำให้น้ำมีสภาพเป็นกรด (pH ต่ำ) โดยตามปกติค่าความเป็นกรดเป็นด่างของแหล่งน้ำธรรมชาติจะมีค่าอยู่ระหว่าง 5.5-8.5 โดยค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำที่สูงกว่า 9.6 หรือ ต่ำกว่า 4.5 จะมีสภาวะที่ไม่เหมาะสมต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำและส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม ถ้าค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำต่ำหรือน้ำมีความเป็นกรดจะทำให้โลหะที่อยู่ในหิน ดิน หรือตะกอนธารน้ำสามารถละลายเจือปนในแหล่งน้ำได้ หากน้ำที่ออกจากเหมืองแร่มีคุณสมบัติทางเคมีตามที่กล่าวมาแล้วนี้ แสดงว่าน้ำดังกล่าวมีลักษณะเป็น Acid Mine Drainage

3.2 ค่าการนำไฟฟ้า (Conductivity) หมายถึง ความสามารถในการนำไฟฟ้าของของเหลว เกิดจากการที่กระแสไฟฟ้าสามารถเคลื่อนที่ได้ในสารละลายด้วยการเคลื่อนที่ของอิออน พบว่าในแหล่งน้ำธรรมชาติสารอนินทรีย์เป็นแหล่งอิออนหลักในสารละลาย ดังนั้นในการทดสอบน้ำที่มีลักษณะ Acid Mine Drainage สามารถวัดค่าการนำไฟฟ้าที่บ่งบอกถึงปริมาณอิออนของโลหะหนักที่ละลายอยู่ในแหล่งน้ำได้ โดยปกติน้ำที่มีสภาพ Acid Mine Drainage จะมีค่าการนำไฟฟ้าสูง

3.3 ความกระด้างของน้ำ (Hardness) คือ ความเข้มข้นทั้งหมดของแคดอิออนหรือประจุบวก โดยเฉพาะแคลเซียมอิออน แมกนีเซียมอิออน และแมงกานีสอิออน ความกระด้างของน้ำในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ จะเป็นผลจากลักษณะทางธรณีวิทยาของพื้นที่นั้นๆ หรืออาจเป็นผล

มาจากการกระทำของมนุษย์ โดยทั่วไป น้ำที่มีลักษณะเป็น Acid Mine Drainage จะมีค่าความกระด้างสูง

3.4 ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen) ปัจจัย 2 ปัจจัยหลักใหญ่ที่ทำให้ออกซิเจนละลายได้ในน้ำได้ดี คือ การสัมผัสกันระหว่างอากาศกับน้ำ ทำให้ออกซิเจนในอากาศสามารถละลายในน้ำได้ อีกปัจจัยหนึ่งคือจากปฏิกิริยาการสังเคราะห์แสงของพืชน้ำและสาหร่าย โดยปกติน้ำที่มีสภาพ Acid Mine Drainage จะใช้ออกซิเจนในการทำปฏิกิริยาออกซิเดชั่น-รีดักชั่นกับโลหะเกิดเป็นสารประกอบโลหะขึ้น เช่น ไนเตรดอิออน แอมโมเนีย ซัลเฟต ซัลไฟด์ เฟอรัสอิออน และเฟอริกอิออน ดังนั้น น้ำที่มีสภาพเป็น Acid Mine Drainage จะมีค่าออกซิเจนละลายต่ำ

4. คุณสมบัติทางเคมีในการปรับสภาพน้ำและการตกตะกอนโลหะหนัก

นอกจากกระบวนการการใช้ด่างเพื่อปรับสภาพและบำบัดน้ำเสียโดยลดความเป็นกรดและเพิ่มความเป็นด่างที่กล่าวมาแล้วในเบื้องต้น ปัจจุบันพบว่ายังมีการศึกษาเพื่อนำเอากระบวนการบำบัดด้วยวิธีการตามธรรมชาติหรือเลียนแบบธรรมชาติมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียเพิ่มมากขึ้น โดยเฉพาะวิธีการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ทั้งกระบวนการที่ใช้ออกซิเจน (aerobic process) และกระบวนการที่ไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic process) เพื่อใช้ในการตกตะกอนของโลหะหนัก

หลักการโดยทั่วไป คือ การควบคุมค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ เนื่องจากเป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างยิ่ง เพราะค่าความเป็นกรดเป็นด่างจะมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาหลาย ๆ อย่าง อาทิเช่น ความสามารถในการละลายน้ำของโลหะหนัก การเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชั่น และไฮโดรไลซิส (EPA, Vol.4) จากที่กล่าวมาแล้วการใช้หินปูน ซึ่งเป็นที่นิยมใช้ในการเพิ่มค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำหรือทำให้น้ำมีสภาพความเป็นด่างเพิ่มขึ้น หินปูนจะทำปฏิกิริยาโดยตรงกับไฮโดรเจนอิออน ทำให้ปริมาณไฮโดรเจนอิออนลดลงและปริมาณไบคาร์บอเนตจะเพิ่มขึ้น ปฏิกิริยาที่เกิดจากกระบวนการดังกล่าวนี้ จะเป็นการเพิ่มความเป็นด่างของน้ำ (Younger et al, 2002) ตามสมการที่ 2.6 และสมการที่ 2.7

$$CaCO_3 + 2H^+ \longrightarrow Ca^{+2} + 2H_2O + CO_2 \quad \text{.....(2.6)}$$

$$CaCO_3 + H_2CO_3 \longrightarrow Ca^{+2} + 2HCO^{3-} \quad \text{.....(2.7)}$$

ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ ถ้าหากน้ำมีสภาพความเป็นด่างเพิ่มขึ้นจะเป็นผลทำให้โลหะหนักสามารถตกตะกอนอยู่ในรูปของสารประกอบไฮดรอกไซด์และออกซิไฮดรอกไซด์

โดยเฉพาะอลูมิเนียมอิออน (Al^{+3}) พบว่าค่าความเป็นกรดเป็นด่างเพียงปัจจัยเดียวสามารถทำให้อลูมิเนียมอิออนเปลี่ยนรูปให้อยู่ในรูปที่ไม่ละลายน้ำได้

สารอัลคาไลน์ที่นิยมใช้ในการปรับสภาพความเป็นกรดเป็นด่าง นอกจากหินปูนแล้ว ยังมีอีกหลายชนิด ได้แก่ hydrated lime (calcium hydroxide) โซดาแอส (sodium carbonate), caustic soda (sodium hydroxide) และในบางครั้งมีการใช้แอมโมเนียในการปรับสภาพน้ำ (U.S. Dept. of the Interior, 2002)

การตกตะกอนของโลหะหรือการกำจัดโลหะหนักออกจากน้ำทิ้ง โดยทั่วไปมีหลักการดังนี้

4.1 เหล็ก (Fe) สามารถตกตะกอนอยู่ในรูปของออกซิไฮดรอกไซด์ (FeOOH) หรือไฮดรอกไซด์ ($Fe(OH)_3$) ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน (aerobic condition) หรืออยู่ในรูปซัลไฟด์ในสถานะของแข็งภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (anaerobic condition)

4.2 การตกตะกอนของเหล็ก (Fe) และแมงกานีส (Mn) จะมีความสัมพันธ์กันในสภาวะที่มีออกซิเจน (aerobic condition) ซึ่งเหล็กจะถูกออกซิไดซ์และตกตะกอนได้เร็วกว่าแมงกานีส เนื่องจากแมงกานีสในสถานะของแข็งจะไม่เสถียรถ้าหากมีปริมาณเฟอรัสอิออน (Fe^{+2}) สูง แต่เมื่อใดก็ตามถ้าหากปริมาณของเฟอรัสอิออนลดลง แมงกานีสจะสามารถอยู่ในรูปของแข็งที่เสถียรได้ โดยทั่วไปแมงกานีสอิออนในสภาวะที่มีออกซิเจนจะตกตะกอนในรูปของแมงกานีสออกซิไฮดรอกไซด์ (MnOOH) และแมงกานีสออกไซด์ (Mn_3O_4 และ MnO_2) ส่วนในสภาพที่เป็นด่างจะตกตะกอนในรูปคาร์บอเนต ($MnCO_3$) (EPA, Vol.4)

4.3 อลูมิเนียมสามารถกำจัดได้โดยการรักษาสภาพความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำให้อยู่ที่ระดับค่าความเป็นกรดเป็นด่างประมาณ 5-8 ซึ่งจะทำให้อลูมิเนียมอิออนตกตะกอนอยู่ในรูปของอลูมิเนียไฮดรอกไซด์ $Al(OH)_3$ ที่ไม่ละลายน้ำ (EPA, Vol. 4)

4.4 เทคโนโลยีใหม่ๆ ในปัจจุบันที่ถูกนำมาใช้ในการกำจัดโลหะหนักของน้ำทิ้งและน้ำที่ออกจากเหมืองแร่หรือการบำบัดน้ำเสียมีหลายวิธี ซึ่งจะกล่าวในรายละเอียดต่อไป แต่จะขอยกตัวอย่างพอสังเขปในที่นี้ คือ ระบบการกำจัดซัลเฟตด้วยแบคทีเรีย (Sulfate Reducing Bacteria ; SRB) ระบบหรือวิธีการนี้จะเกิดปฏิกิริยารีดิวส์ปริมาณซัลเฟต เพื่อให้เกิดซัลไฟด์ที่ละลายน้ำในสภาวะที่มีอินทรียสารดังสมการที่ 2.8 จากปฏิกิริยาดังกล่าวทำให้เกิดอะซิเตทอิออน (acetate ion) และไบคาร์บอเนตอิออน (bicarbonate ion) ปฏิกิริยาต่อไปโฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำจะทำปฏิกิริยากับโลหะที่ละลายอยู่ในน้ำ เพื่อให้เกิดการตกตะกอนของโลหะในรูปของโลหะซัลไฟด์ที่ไม่ละลายน้ำ ตามสมการที่ 2.9 โลหะที่ตกตะกอนในรูปซัลไฟด์ที่ไม่ละลายน้ำ ได้แก่ ทองแดง สังกะสี แคดเมียม ตะกั่ว เงิน และเหล็ก (Macalady, 1998) นอกจากนี้แล้ว ไบคาร์บอเนตอิออนยังมี

ส่วนช่วยทำให้โลหะสังกะสี ทองแดง และแมงกานีสตกตะกอนอยู่ในรูปของสารประกอบโลหะคาร์บอเนตได้เช่นกัน ซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นไปตามสมการที่ 2.8 และสมการที่ 2.9 ดังนี้

$$SO_4^{2-} + 2CH_2O \longrightarrow H_2S + 2HCO_3^- \quad \text{.....(2.8)}$$

$$H_2S + M^{+2}\ (\text{metal ion}) \longrightarrow MS\ (\text{metal sulphide}) + 2H^+ \quad \text{.....(2.9)}$$

กระบวนการกำจัดโลหะหนักออกจากน้ำที่กล่าวข้างต้น เป็นกระบวนการที่นิยมใช้ในวิธีการบำบัดแบบระบบชุ่มน้ำ (wetlands) ซึ่งใช้สารประกอบอินทรียสาร และ/หรือ พืช ในการกรองสารแขวนลอยหรือคอลลอยด์ออกจากน้ำ การดูดซับหรือแลกเปลี่ยนอิออนของสารปนเปื้อนกับสารประกอบอนินทรีย์ในดิน ของแข็งอินทรีย์ พืชหรือสาหร่าย การปรับสภาพให้เป็นกลาง และการตกตะกอนสารปนเปื้อนโดยการใช้ bacterial decay ของสารอินทรีย์ เพื่อทำให้เกิดสารประกอบของไบคาร์บอเนต (HCO_3^-) และแอมโมเนีย (NH_3)

จากที่กล่าวมาแล้ว พอสรุปได้ว่า หลักการหรือวิธีการบำบัด Acid Mine Drainage ซึ่งเป็นน้ำที่มีสภาพเป็นกรดและมีโลหะละลายปนอยู่หลายชนิด มีวิธีการบำบัดที่แตกต่างกัน ตัวอย่างเช่น Acid Mine Drainage จากแหล่งหนึ่งอาจเพียงทำการปรับสภาพน้ำให้มีสภาพเป็นกลางและทำให้ไม่มีการละลายของโลหะหรือโลหะสามารถตกตะกอนได้ที่ค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 8 แต่ในขณะที่อีกแห่งหนึ่งอาจยังคงพบว่ามีการละลายของโลหะอยู่ ถึงแม้ว่าค่าความเป็นกรดเป็นด่างจะสูงเท่ากับ 10 ก็ตาม ดังนั้น ในการพิจารณาคัดเลือกหาวิธีการหรือกระบวนการระบบบำบัดน้ำทิ้งและน้ำที่ออกจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ที่เหมาะสม ควรพิจารณาประเภทและวิธีการบำบัด โดยอาจนำวิธีการหลาย ๆ วิธีมาประยุกต์ใช้รวมกันหรือมีการบูรณาการร่วมกัน เพื่อให้เหมาะสมกับลักษณะของน้ำเสียที่เกิดจากแหล่งกำเนิดนั้นๆ เช่น การปรับสภาพความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำทิ้ง (pH modification) การแลกเปลี่ยนอิออน (ion exchange) การใช้วิธีทางชีววิทยา (biology-based technology) การใช้วิธีการดูดซับ (Absorption technology) และ/หรือการใช้วิธีทางกายภาพ (physical process technology) เป็นต้น

บทที่ 3
วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษาค้นคว้าอิสระครั้งนี้ เป็นการสังเคราะห์ทฤษฎีและผลงานวิจัย ซึ่งเน้นการรวบรวมงานวิจัยต่างๆ ที่เกี่ยวข้องกับประเด็นการบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ โดยทำการรวบรวมทฤษฎีและข้อค้นพบของผลงานวิจัยต่างๆ ที่รวบรวมได้และนำมาสรุปให้เป็นเรื่องหรือประเด็นเดียวกัน เพื่อแสดงให้เห็นภาพรวมของทฤษฎีและผลงานวิจัยเหล่านั้น โดยมีขั้นตอนและวิธีการวิจัย ดังต่อไปนี้

1. จำนวนผลงานที่นำมาสังเคราะห์และลักษณะของค่าสถิติ

จำนวนผลงานที่นำมาสังเคราะห์ที่รวบรวมได้ มีจำนวนทั้งสิ้น 24 ผลงาน (รายละเอียดแสดงไว้ในบรรณานุกรม) ซึ่งทั้งหมดเป็นผลงานที่เผยแพร่ในต่างประเทศ ผลงานที่สำคัญที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ได้แก่ผลงานของ Costello, C. (2003) เรื่อง “Acid Mine Drainage : Innovative Treatment Technologies” ผลงานของ George H. B. และ George R.H. (2001) เรื่อง “Passive Treatment Alternatives for Remediating Abondoned-Mine Drainage” ผลงานของ Hedin, R.S., R.W. Nairn, และ R.L.P. Kleinmann. (1994) เรื่อง “Passive Treatment of Coal Mine Drainage” ผลงานของ Skousen, J. G. (2001) เรื่อง “Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage” ผลงานของ Younger, P., Banwart, S. A., และ Hedin, R. S. (2002) เรื่อง “Mine Water: Hydrology, Pollution and Remediation” และ ผลงานของ Ziemkiewicz, P., J. G. Skousen, และ J. Simmons. (2003) เรื่อง “Long-term performance of Passive Acid Mine Drainage Treatment Systems” สำหรับในประเทศไทย จากผลการสืบค้นข้อมูลและผลงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ไม่พบมีการศึกษาและเผยแพร่

ผลงานวิจัยที่รวบรวมได้ดังกล่าวข้างต้นครอบคลุมทั้งทฤษฎี ข้อมูลวิชาการ และการวิจัยที่เกี่ยวข้องกับ Acid Mine Drainage ทั้งที่เป็นข้อมูลสาเหตุและการเกิด Acid Mine Drainage คุณสมบัติและลักษณะเฉพาะของ Acid Mine Drainage วิธีการวิเคราะห์ตรวจสอบลักษณะของน้ำทิ้งที่เป็น Acid Mine Drainage เบื้องต้น ผลกระทบเกิดจากการทำเหมืองแร่ รวมถึงวิธีการบำบัดน้ำทิ้งที่ปล่อยออกจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ ที่เป็นการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ กรณีศึกษา

การบำบัด Acid Mine Drainage ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ที่เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมในต่างประเทศ และข้อมูลเพื่อการเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบบำบัดในแต่ละชนิด รวมถึงค่าออกแบบติดตั้งระบบและค่าใช้จ่ายในการบำบัดของแต่ละวิธี ลักษณะของค่าสถิติในผลงานที่นำมาทำการสังเคราะห์เป็นสถิติเชิงพรรณนา ได้แก่ ค่าเฉลี่ย ร้อยละ และสัดส่วน

2. เกณฑ์การเลือกและการตรวจสอบความถูกต้องของทฤษฎีและงานวิจัยที่นำมาสังเคราะห์

2.1 ตำรา เอกสารทางวิชาการ งานวิจัย และวารสารเผยแพร่ ที่นำมาสังเคราะห์ในครั้งนี้ทั้งหมดเป็นงานวิจัยของสถาบันการศึกษา หน่วยงานของรัฐ และองค์กรที่เป็นที่ยอมรับและเป็นที่น่าเชื่อถือในระดับสากล

2.2 การบำบัด Acid Mine Drainage โดยระบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ส่วนใหญ่เป็นงานวิจัยที่อยู่ระหว่างการดำเนินการศึกษาหรือทดลอง ดังนั้นเกณฑ์การคัดเลือกงานวิจัย ได้มีการทำการศึกษา ค้นคว้า และหาข้อมูล จากหลาย ๆ แหล่งข้อมูล องค์กร และสถาบันต่าง ๆ เพื่อนำมาประมวลผลโดยอาศัยทฤษฎีทางด้านเคมี ธรณีวิทยา รวมถึงทางด้านวิศวกรรม ที่เป็นพื้นฐานในการตรวจสอบความถูกต้อง และความน่าเชื่อถือของงานวิจัยที่นำมาสังเคราะห์

2.3 การเปรียบเทียบผลการศึกษาหรือวิเคราะห์ข้อมูลจากงานวิจัยที่นำมาสังเคราะห์แต่ละงานวิจัยหรือการศึกษาจะมีขอบเขตของการศึกษาที่แตกต่างกันหรืออาจมีข้อผิดพลาดในผลงานการวิจัย ดังนั้น จำเป็นต้องทำการวิเคราะห์ข้อมูลเพื่อตรวจสอบความถูกต้องของข้อมูลซึ่งอาจจะมีความผิดพลาดเกิดขึ้นในการจัดเก็บข้อมูลในการสำรวจ หรือขาดการคำนึงถึงข้อผิดพลาดที่อาจจะเกิดขึ้นจากการทดลอง

2.4 การพิจารณาผลที่ได้จากงานวิจัยแต่ละชิ้น ถึงความน่าเชื่อถือโดยพิจารณาจากหลักความเป็นไปได้ในสถานการณ์จริง หรือความสอดคล้องตามหลักการทางทฤษฎี การพิจารณาคำอธิบายผลการศึกษาวิจัยอย่างเป็นเหตุเป็นผลยึดทฤษฎีและหลักการทางวิทยาศาสตร์ การยกตัวอย่างเหตุการณ์หรือข้อมูลจากการทดลองเพื่อยืนยันความถูกต้องของผลการศึกษา

3. วิธีการสังเคราะห์ทฤษฎี และงานวิจัย

3.1 รวบรวมข้อมูลพื้นฐานต่างๆ ทั้งที่เป็นรายงานวิชาการ งานวิจัย ตำราวิชาการ วารสาร สิ่งพิมพ์เผยแพร่ และสื่ออิเล็กทรอนิกส์ที่เกี่ยวข้องกับการบำบัด Acid Mine Drainage โดย

วิธีการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่ดำเนินการมาแล้วทั้งในประเทศและต่างประเทศ โดยการสืบค้นจากห้องสมุดของหน่วยงานราชการ สถาบันการศึกษา รวมถึงอินเทอร์เนต

3.2 คัดกรองแนวคิดทฤษฎีต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับระบบการบำบัดน้ำทิ้งหรือ Acid Mine Drainage จากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ โดยระบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อให้สามารถเข้าใจและพิจารณาหลักการของแต่ละระบบได้อย่างครบถ้วน

3.3 รวบรวม ทฤษฎี หลักการ แนวความคิดต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับหัวข้อการค้นคว้าอิสระ เพื่อที่จะใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานทางด้านวิชาการ ในการวิเคราะห์ข้อมูลในลำดับต่อไป

3.4 ทำการสังเคราะห์ข้อมูลพื้นฐานและแนวคิดทฤษฎีต่างๆ ของข้อมูลทางวิชาการเพื่อนำข้อมูลที่ได้มาบูรณาการเพื่อการจัดทำรายงาน

3.5 เปรียบเทียบลักษณะคุณสมบัติของแต่ละระบบบำบัด Acid Mine Drainage โดยวิธีการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์

3.6 วิเคราะห์เพื่อสรุปผลการศึกษาเพื่อเป็นแนวทางในการนำไปปฏิบัติจริงหรือเป็นข้อมูลพื้นฐานเพื่อทำการศึกษาในขั้นต่อไป

บทที่ 4
ผลการสังเคราะห์

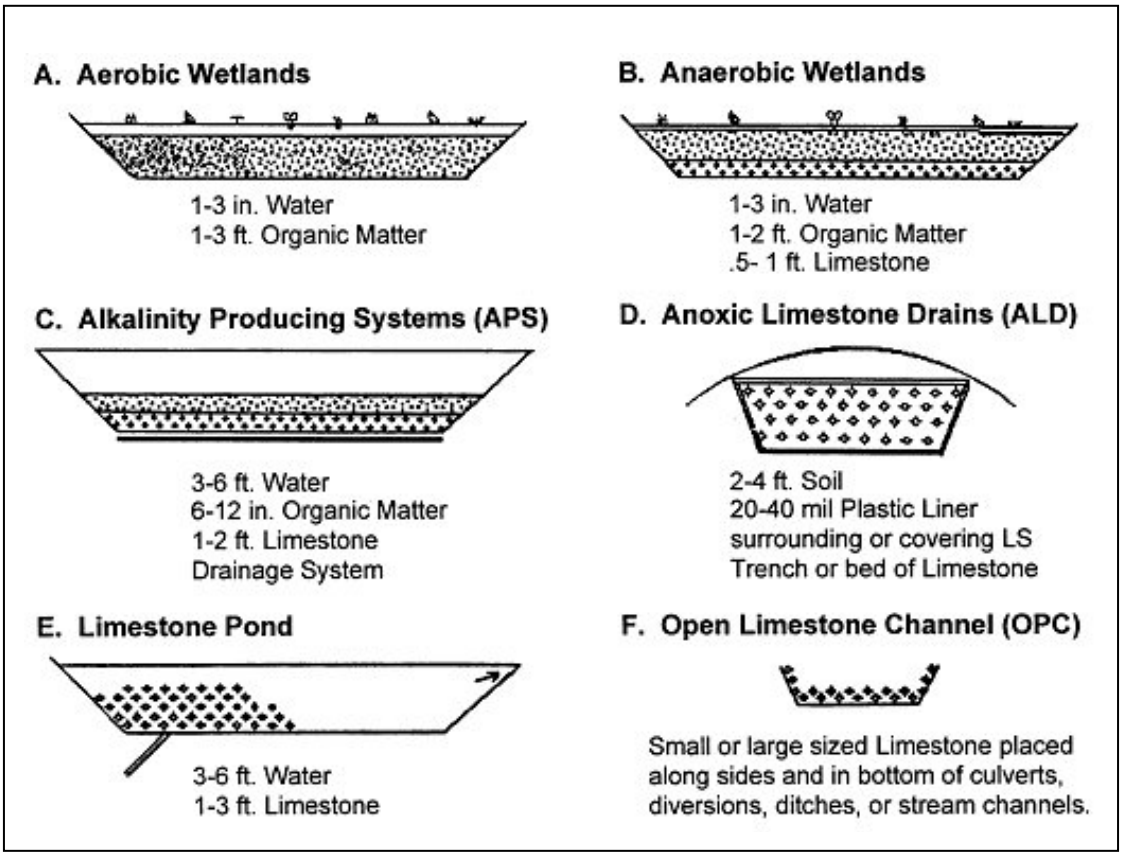
กระบวนการหลักของวิธีการบำบัด Acid Mine Drainge มีอยู่ 2 กระบวนการ ได้แก่ กระบวนการแบบแอคทีบ ทรีทเมนท์ (Active treatments) และแบบพาสซีบทรีทเมนท์ (Passive treatments) โดยทั้ง 2 กระบวนการ มีวัตถุประสงค์ในการบำบัดเพื่อกำจัดโลหะหนักและลดความเป็นกรดของน้ำทิ้งและน้ำที่ออกจากเหมืองแร่ก่อนปล่อยออกสู่ธรรมชาติ เช่นเดียวกัน กระบวนการบำบัดแบบแอคทีบ ทรีทเมนท์ เป็นวิธีการเติมสารเคมีหรือสารอื่นๆ ลงไปในน้ำโดยตรง ซึ่งเป็นการบำบัดที่มีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการค่อนข้างสูงและต้องมีการดูแลระบบอย่างต่อเนื่อง เทคโนโลยีที่เป็นที่รู้จักโดยทั่วไปคือการเพิ่มค่าความเป็นกรดเป็นด่างหรือทำให้น้ำมีความเป็นด่าง หรือทำให้อยู่ในสภาวะที่มีสภาพรีดักชั่น-ออกซิเดชั่น (reduction-oxidation ; redox) ซึ่งได้แก่ วิธีการบำบัดที่ใช้ในโรงบำบัดน้ำเสีย การเคลื่อนย้ายของเสีย โดยทั่วไปในการบำบัดในกิจการเหมืองแร่จะนิยมใช้วิธีการบำบัดทางเคมีเพื่อเพิ่มค่าความเป็นกรดเป็นด่างและตกตะกอนของโลหะหนัก

การเติมสารแอลคาไลน์หรือด่าง ที่เพียงพอสามารถเพิ่มค่าความเป็นกรดเป็นด่างและไฮดรอกไซด์ในน้ำ เมื่อค่าความเป็นกรดเป็นด่างสูงขึ้น จะทำให้โลหะที่ละลายอยู่ในน้ำจะเปลี่ยนสภาพเป็นโลหะไฮดรอกไซด์ที่ไม่ละลายน้ำ โดยช่วงค่าความเป็นกรดเป็นด่างที่ทำให้โลหะส่วนใหญ่ตกตะกอนจะอยู่ในช่วงประมาณ 6-9 (ยกเว้นเฟอริกอิออน ซึ่งตกตะกอนเมื่อค่าความเป็นกรดเป็นด่างประมาณ 3.5) เฟอรัสอิออนจะเปลี่ยนและตกตะกอนสีเขียวอมน้ำเงินในรูปของเฟอรัสไฮดรอกไซด์ (solid bluish-green ferrous hydroxide) ที่ค่าความเป็นกรดเป็นด่างมากกว่า 8.5 แต่ในสภาวะที่มีออกซิเจน เฟอรัสอิออนจะถูกออกซิไดซ์เป็นเฟอริกอิออน และเฟอริกไฮดรอกไซด์ (ของแข็งสีเหลืองหรือสีส้มแดง) ซึ่งจะตกตะกอนที่ค่าความเป็นกรดเป็นด่างมากกว่า 3.5 ดังนั้น ในการบำบัด Acid Mine Drainage ที่มีเฟอรัสสูงสิ่งแรกที่ต้องดำเนินการคือการเพิ่มอากาศ (aerate) เพื่อกำจัดคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เพื่อให้เหล็กเปลี่ยนรูปจากเฟอรัสอิออนเป็นเฟอริกอิออน และเติมสารเคมีเพื่อเพิ่มค่าความเป็นกรดเป็นด่างประมาณ 6-7 เพื่อให้เกิดการตกตะกอนของเฟอริกไฮดรอกไซด์ ซึ่งการเพิ่มอากาศทั้งก่อนและหลังการเติมสารเคมีจะช่วยลดปริมาณของสารเคมีได้ อลูมิเนียมไฮดรอกไซด์จะตกตะกอนที่ค่าความเป็นกรดเป็นด่างมากกว่า 5.0 แต่จะอยู่ในรูป

สารละลายอีกครั้งเมื่อค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 9 แมงกานีสตกตะกอนที่สภาวะแตกต่างกัน เนื่องจากลำดับปฏิกิริยาออกซิเดชั่นที่แตกต่างกัน แต่โดยทั่วไปจะตกตะกอนที่ค่าความเป็นกรดเป็นด่างประมาณ 9.0-9.5 โดยที่ค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 10.5 จะเป็นการกำจัดแมงกานีสได้อย่างสมบูรณ์ ที่กล่าวมาข้างต้น สารเคมีที่เหมาะสมที่ใช้ในการบำบัดขึ้นอยู่กับทั้ง ลำดับปฏิกิริยาออกซิเดชั่นและความเข้มข้นของโลหะใน Acid Mine Drainage ปฏิกิริยาระหว่างโลหะแต่ละชนิดก็มีผลต่อการตกตะกอนของโลหะเช่นกัน ตัวอย่างเช่น การตกตะกอนของเหล็กจะกำจัดแมงกานีสจากน้ำที่มีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 8 เนื่องจากการเหล็กและแมงกานีสจะตกตะกอนร่วมกัน (co-precipitation) ในกรณีที่ความเข้มข้นของเหล็กในน้ำมีมากกว่าแมงกานีสประมาณ 4 เท่า หรือมากกว่า แต่ในกรณีที่ปริมาณของเหล็กในน้ำน้อยกว่า 4 เท่าของปริมาณแมงกานีส แมงกานีสจะไม่ตกตะกอนร่วมและจะตกตะกอนเมื่อมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างมากกว่า 9 ด้วยคุณสมบัติที่กล่าวข้างต้นการเลือกกระบวนการบำบัดน้ำทิ้งนั้นต้องพิจารณาทั้งชนิดของโลหะและปริมาณของโลหะในน้ำ

ส่วนระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ จะเป็นการประยุกต์ใช้กระบวนการบำบัดทางเคมี ทางชีวภาพ และทางกายภาพ ที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติ มาประยุกต์และปรับเปลี่ยนให้มีคุณลักษณะที่เหมาะสมเพื่อจะนำมาใช้บำบัด Acid Mine Drainage ตั้งแต่ปี 1978 มีการศึกษาโดยทำการทดลองและได้มีการนำมาทดลองใช้จริงใน 15 ปีต่อมา ซึ่งในระยะแรกการนำ ระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ มาใช้ในการบำบัด Acid Mine Drainage เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างการดำเนินการและบำรุงรักษาที่ต่ำ พร้อมทั้งความสามารถในการบำบัดโดยไม่ต้องมีการบำรุงรักษาเหมือนกับระบบการบำบัดแบบแอคทีบ ทรีทเมนท์ (Hedin et al., 1994 และ Younger et al., 2002)

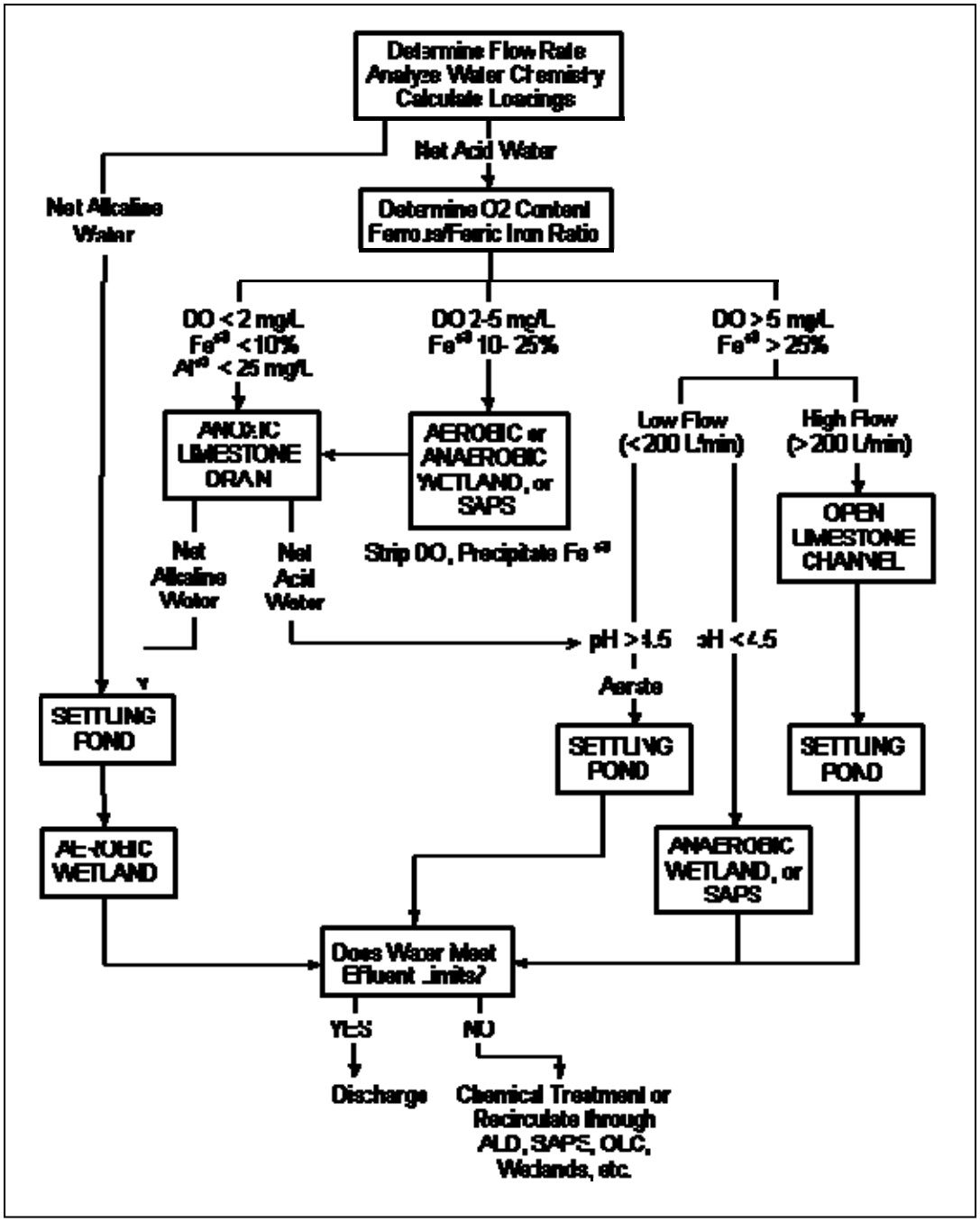
หลักการของพาสซีบ ทรีทเมนท์ เพื่อบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่มีหลายระบบและวิธีการ เช่น การให้น้ำเสียทำปฏิกิริยาผ่านตัวกลางที่สามารถซึมผ่านได้ (Permeable Reactive Barriers ; PRBs) การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางชีวภาพ (Bio-reactors) การใช้เทคโนโลยีบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ (Constructed Wetlands) การใช้สารแอลคาไลต์ (alkaline agents) และการลดซัลเฟตโดยใช้แบคทีเรีย (Sulfate Reducing Bacteria ; SRB) แต่ในปัจจุบันได้มีการพัฒนาระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ซึ่งไม่ต้องมีการป้อนหรือเติมสารเคมีเพื่อใช้ในกระบวนการบำบัด โดยข้อดีของระบบนี้คือการที่กระบวนการทางเคมีและชีวภาพสามารถเกิดขึ้นได้เองในการบำบัดน้ำทิ้งที่มีสารปนเปื้อน ได้แก่ Constructed Wetlands หรือ บึงประดิษฐ์, Anoxic Limestone Drains (ALD), Successive Alkalinity Producing Systems (SAPS), Limestone Ponds และ Open Limestone Channels (OLCs) (ภาพที่ 4.1)



ภาพที่ 4.1 แผนภาพแสดงตัวอย่างระบบบำบัด Acid Mine Drainage ด้วยกระบวนการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ (Skousen, J. G., 2001)

ระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ มี 2 ลักษณะหลัก ได้แก่ การบำบัดแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatments) ได้แก่ Aerobic Wetlands, Open Limestone Channels, Diversion Wells และ Anoxic Limestone Drains และการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Treatments) ได้แก่ Compost or Anaerobic Wetland, Vertical Flow Reactors และ Anoxic Limestone Drains

การเลือกกระบวนการบำบัดที่เหมาะสมขึ้นอยู่กับคุณสมบัติทางเคมีของน้ำเสีย อัตราการไหล ลักษณะทางภูมิศาสตร์ และลักษณะของเหมืองแร่หรือลักษณะทางธรณีวิทยาแหล่งแร่ (Hyman and Watzlaf, 1995) (ภาพที่ 4.2) โดยทั่วไป Aerobic Wetlands สามารถบำบัดน้ำทิ้งที่มีอัลคาไลน์ (alkaline) Anoxic Limestone Drains สามารถบำบัดน้ำทิ้งที่มีองค์ประกอบของอลูมิเนียมและเหล็กและค่าออกซิเจนละลายในปริมาณที่ต่ำ Successive Alkalinity Producing System และ Anaerobic Wetlands สามารถบำบัดน้ำที่มีสภาพเป็นกรดที่มีองค์ประกอบของอลูมิเนียมและเหล็กและค่าออกซิเจนละลายในปริมาณที่สูง



ภาพที่ 4.2 แผนผังแสดงการพิจารณาการคัดเลือกระบบหรือวิธีการบำบัด Acid Mine Drainage โดยกระบวนการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ (Hedin et al., 1994)

ในการศึกษาการค้นคว้าอิสระครั้งนี้ จะกล่าวถึงเฉพาะเทคโนโลยีที่ใช้ในกระบวนการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ 4 ระบบ ดังนี้

1. Constructed Wetlands

Wetlands หรือพื้นที่ชุ่มน้ำเป็นพื้นที่ที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติมีลักษณะเป็นดินหรือตะกอนที่อิ่มตัวด้วยน้ำ พืชที่เจริญเติบโตในพื้นที่ชุ่มน้ำจะเป็นตัวกลางที่ปรับสภาวะให้เป็นสภาวะที่ปราศจากออกซิเจน พื้นที่ชุ่มน้ำนี้สามารถบำบัดน้ำทิ้งและ/หรือยับยั้งการเกิดสารพิษ ถึงแม้ว่าธรรมชาติจะมีกลไกในการบำบัดน้ำเสียให้เป็นน้ำดีได้เอง แต่ถ้ามีน้ำเสียมากไปในการบำบัดน้ำเสียให้เป็นน้ำดีโดยธรรมชาตินั้นจะเป็นไปได้ยาก จึงต้องมีกระบวนการเพื่อนำมาใช้แทนวิธีตามธรรมชาติ เช่นอาจจะมีการใช้วิธีการทางเคมีหรือฟิสิกส์มาช่วย อย่างไรก็ตามวิธีการเหล่านี้มักจะต้องเสียค่าใช้จ่ายสูง ดังนั้นจึงมีการพยายามคิดค้นวิธีการเลียนแบบธรรมชาติมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียให้เป็นน้ำดี ซึ่งจัดว่าเป็นวิธีทางด้านชีวภาพ ซึ่งได้แก่ ระบบ Constructed Wetlands หรือบึงประดิษฐ์ ซึ่งออกแบบและสร้างระบบให้มีลักษณะคล้ายพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ (Natural Wetlands) ดังนั้น Constructed Wetlands จึงถูกพัฒนาขึ้นเพื่อใช้ในการกำจัดโลหะจากน้ำที่มีการปนเปื้อน (Gusek, 1995)

Constructed Wetlands หรือบึงประดิษฐ์ เป็นระบบที่ประหยัดเป็นการออกแบบโดยการใช้กระบวนการแบบผสมผสานทั้งกระบวนการทางกายภาพ กระบวนการทางเคมี กระบวนการทางชีวภาพ และการอาศัยพืช (plant-mediated) ในอุตสาหกรรมการทำเหมืองแร่หนัก ได้แก่ สังกะสี (Zn) เหล็ก (Fe) แคดเมียม (Cd) อาร์เซนิก (As) โมลิบดินัม (Mo) ทองคำ (Au) และเงิน (Ag) จะบำบัดน้ำเสียโดยใช้แบคทีเรียโดยทำให้เกิดกระบวนการซัลเฟตรีดักชั่น (sulfate reduction) เพื่อให้โลหะหนักตกตะกอนในรูปของซัลไฟด์

หลักการของการบำบัดด้วยวิธีนี้ก็ คือ การให้ Acid Mine Drainage ไหลผ่าน Constructed wetland โดยทั่วไปจะไหลผ่านโพรงที่ประกอบด้วยกรวด ดิน และอินทรียสาร รวมถึงพืชต่างๆ (wetland plants) เช่น ธูปฤาษี (Typha) และ กก (Scirpus) เป็นต้น กระบวนการบำบัดจะขึ้นอยู่กับปฏิกิริยาของชีวเคมี เนื่องจากน้ำที่มีการปนเปื้อนจะไหลผ่านระบบบำบัด เพื่อทำการกำจัดโลหะและปรับสภาพให้เป็นกลาง โลหะจะถูกกำจัดโดยการตกตะกอน การเกิดสารเชิงซ้อน (chelation) และปฏิกิริยาการแลกเปลี่ยนอิออน ในขณะที่การปรับสภาพให้เป็นกลางทำได้โดย Sulfate Reducing Bacteria (SRB) หรือการเพิ่มค่าความเป็นด่างโดยการใช้สารเคมีและปฏิกิริยาทางชีวภาพ รวมถึงการละลายของหินปูน โดยมีกลไกต่างๆ ที่สำคัญในการบำบัด คือ การเกิดและการตกตะกอนของโลหะไฮดรอกไซด์ การเกิดโลหะซัลไฟด์ การเกิดปฏิกิริยาของสารอินทรีย์เชิงซ้อน การทำปฏิกิริยาระหว่างอิออนบวกต่างๆ ด้วยอิออนลบ (negatively-charged sites) และการอาศัยพืชน้ำ ส่วนกระบวนการอื่น ๆ ได้แก่ การปรับให้มีสภาพเป็นกลางด้วยคาร์บอเนต การดูดจับโลหะอื่น ๆ

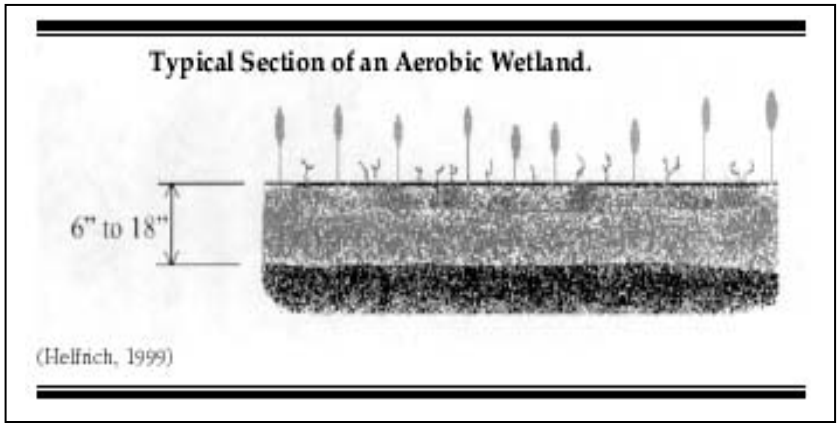
ทั้งการดูดซับและการเปลี่ยนโลหะด้วยสาหร่ายหรือพืชน้ำ และการลดปริมาณของเฟอรัสไฮดรอกไซด์และซัลเฟตด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

การใช้ Constructed Wetlands ในการบำบัด Acid Mine Drainage ใช้ต้นทุนต่ำ มีประสิทธิภาพสูง และรักษาสิ่งแวดล้อมได้ดี แต่มีข้อจำกัดในเรื่องพื้นที่ต้องมีพื้นที่ที่มากเพียงพอต่อการดำเนินการของระบบ โดยการออกแบบระบบนั้นต้องอาศัยความรู้ในการทำปฏิกิริยาระหว่างสารเคมี จุลินทรีย์ (microbial) และพืช (plant-mediated) รวมถึงกระบวนการทางวิศวกรรม สภาพอากาศ และระบบน้ำใต้ดินของพื้นที่ที่บำบัด

ระบบการบำบัดที่ดีนั้น Constructed Wetlands ต้องสามารถรองรับโลหะและผลลัพท์หรือผลิตของปฏิกิริยาที่จะเกิดขึ้นได้ การผสมผสานอย่างสอดคล้องกันระหว่างกระบวนการทางกายภาพ ทางเคมี และทางชีวภาพนับว่าเป็นกุญแจที่สำคัญที่ทำให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพ และสภาพภูมิอากาศรวมถึงอัตราการไหลของ Acid Mine Drainage ก็เป็นปัจจัยสำคัญเช่นกัน โดย Constructed Wetlands แบ่งออกได้เป็น 2 แบบ คือ Aerobic Wetlands และ Anaerobic Wetlands

1.1 Aerobic Wetlands

ระบบการบำบัดแบบ Aerobic wetlands เป็นการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน ประกอบด้วยบ่อซึ่งมีพื้นที่ขนาดใหญ่และมีพืชหรือ wetland species อื่น ๆ (ภาพที่ 4.3 และ ภาพที่ 4.4) บางแห่งอาจมีการใช้หินปูนรวมอยู่ในระบบด้วย การไหลของ Acid Mine Drainage จะไหลตามพื้นดินในแนวราบเพื่อให้น้ำเสียมีระยะเวลาที่กักเก็บและให้อากาศได้สัมผัสกับน้ำเสียอย่างเพียงพอ การทำงานของระบบจะเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันทำให้โลหะที่ละลายอยู่ในน้ำเสียตกตะกอนในรูปของออกไซด์และไฮดรอกไซด์



ภาพที่ 4.3 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Aerobic Wetlands

(George, H. B., and George, R. H., 2001)

ภาพที่ 4.4 ระบบการบำบัดแบบ Aerobic Wetlands (Skousen, J. G., 2001)

โดยทั่วไปน้ำเสียหรือน้ำทิ้งที่ใช้วิธีการบำบัดแบบ Aerobic Wetlands นี้จะมีประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดโลหะโดยขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของโลหะที่ละลายในน้ำเสีย ปริมาณของออกซิเจนที่ละลายในน้ำ และค่าความเป็นกรดเป็นด่าง รวมถึงปริมาณของสารชีวภาพและระยะเวลาของน้ำที่อยู่ใน Wetlands โดยค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำเสียเป็นปัจจัยสำคัญใน

การบำบัด เนื่องจากค่าความเป็นกรดเป็นด่างมีผลทั้งการละลายของโลหะไฮดรอกไซด์ที่ตกตะกอน และอัตราการเกิดโลหะ ทั้งนี้ระบบบำบัดนี้จะมีประสิทธิภาพดี เมื่อน้ำทิ้งมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างมากกว่า 5.5 และมีการเติมออกซิเจนให้กับน้ำเสีย เนื่องจากจะเพิ่มประสิทธิภาพของการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันมากขึ้น ทำให้เกิดการตกตะกอนของเหล็กและแมงกานีส

ปฏิกิริยาออกซิเดชั่นและไฮโดรไลซิสที่เกิดขึ้นในระบบ จะเกิดปฏิกิริยาการแยกสลายโลหะด้วยน้ำ (metal hydrolysis) ทำให้เกิดไฮโดรเจนอิออน โดยน้ำเสียที่มีสภาพความเป็นด่างจะทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนอิออนที่เกิดขึ้น ซึ่งจะเป็นตัวควบคุมค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำเป็นผลทำให้เกิดการตกตะกอนของโลหะอย่างต่อเนื่อง

ดังนั้น Aerobic Wetlands จึงเป็นระบบบำบัดที่เหมาะสมที่สุดที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีสภาพความเป็นด่าง และสามารถบำบัดธาตุเหล็กออกจากน้ำเสียได้มีประสิทธิภาพมากที่สุด ซึ่งการบำบัดแบบใช้ออกซิเจนเพียงอย่างเดียวแทบที่จะไม่สามารถบำบัดโลหะชนิดอื่น ๆ ส่วนการที่น้ำที่มีสภาพเป็นด่างจะสามารถลดปริมาณไฮโดรเจนอิออนที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ดังสมการที่ 4.1 และสมการที่ 4.2

$$Fe^{+3} + 2H_2O \longrightarrow FeOOH + 3H^{+} \quad \text{.....(4.1)}$$

$$4Fe^{+3} + 12H_2O \longrightarrow 4Fe(OH)_3 + 12H^{+} \quad \text{.....(4.2)}$$

โดยทั่วไปแล้ว Aerobic Wetlands จะมีความลึกของน้ำประมาณ 6-18 นิ้ว โดยขนาดของ Wetlands ที่เหมาะสมสามารถคำนวณได้จาก

ขนาดของ Wetlands (ac) = [ปริมาณของเหล็ก (lb/วัน) / 180 (lb/ac/วัน)]+
[ปริมาณแมงกานีส (lb/วัน) / 9 (lb/ac/วัน)] +
[Acidity (lb/วัน) / 60 (lb/วัน/ac)]

โดยที่ในการหาปริมาณอัตราของโลหะ (lb/วัน) สามารถหาได้จากอัตราการไหล (แกลลอนต่อนาที : gpm) x ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร : mg/l) x 0.012 ซึ่ง ค่า 0.012 คือค่าคงที่ในการเปลี่ยนหน่วยจากแกลลอนต่อนาทีและมิลลิกรัมต่อลิตรเป็นปอนด์ต่อวัน

กรณีศึกษาของระบบบำบัดแบบ Aerobic Wetlands มีการศึกษาวิเคราะห์ระบบการบำบัดแบบ จำนวนทั้งสิ้น 73 แห่งในรัฐเพนซิลวาเนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา ซึ่งสรุปได้ว่ากระบวนการบำบัดแบบ Aerobic Wetlands เป็นเทคโนโลยีที่เหมาะสมที่สุดสำหรับ postmining ground water seeps โดยเฉพาะในกรณีที่มีค่าความเป็นกรดเป็นด่างระดับปานกลาง แต่ในกรณีที่น้ำทิ้งนั้นมีสภาพเป็นกรด ประสิทธิภาพในการบำบัดจะลดลง ตัวอย่างเช่น ในเหมือง Rougeux #1 ค่าอัตราการไหลของน้ำ 52 ลิตรต่อนาที และคุณสมบัติทางเคมีซึ่งได้แก่ ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง

เท่ากับ 2.9 ค่าความเป็นด่างสุทธิ เท่ากับ 445 มิลลิกรัมต่อลิตร (แคลเซียมคาร์บอเนต) ความเข้มข้นของเหล็ก 45 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นแมงกานีส 70 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นของอลูมิเนียม 24 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อน้ำไหลผ่านระบบ Aerobic Wetlands จำนวน 2 เซลล์ ปรากฏว่าค่าความเป็นกรดเป็นด่างเพิ่มขึ้นเป็น 3.2 ค่าความกรดลดลง ร้อยละ 43 ความเข้มข้นของเหล็กลดลงร้อยละ 50 ความเข้มข้นของแมงกานีสลดลงร้อยละ 17 และความเข้มข้นของอลูมิเนียมลดลงร้อยละ 83 โดยการทำงานของระบบมีค่าใช้จ่ายประมาณ 15 เหรียญต่อตารางเมตร หรือ 570 บาทต่อตารางเมตร (อัตราแลกเปลี่ยน 1 เหรียญสหรัฐต่อ 38 บาท) ถึงแม้ว่า Aerobic Wetlands จะสามารถปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่น้ำทิ้งที่ปล่อยออกมายังคงมีคุณภาพเกินมาตรฐานที่กำหนด

1.2 Anaerobic Wetlands

ระบบบำบัดแบบ Anaerobic Wetlands เป็นระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน ประกอบด้วยบ่อขนาดใหญ่ที่มีชั้นของสารอินทรีย์ ซึ่งได้แก่ พีท (peat moss) เศษไม้ (wood chips) ขี้เลื่อย หรือฟาง (hay) อยู่ภายในซึ่งมีความหนาประมาณ 12-24 นิ้ว โดยระบบออกแบบให้น้ำทิ้งไหลผ่านชั้นของสารอินทรีย์ในแนวราบ โดยส่วนก้นหรือข้างใต้ของ Wetlands อาจจะมีชั้นของหินปูนหรืออาจจะมีการผสมกันระหว่างหินปูนและสารอินทรีย์ต่างๆ ซึ่งอาจจะเป็นเศษพืชต่างๆ (wetland plants) (ภาพที่ 4.5 และ ภาพที่ 4.6) ระบบนี้จะใช้เมื่อน้ำมีสภาพเป็นกรด และปรับสภาพให้มีสภาพเป็นด่าง โดยอาศัยปัจจัย 2 ปัจจัย คือ

1. ใช้แบคทีเรีย Desulfovibrio และ Desulfotomaculum ซึ่งใช้สารอินทรีย์ (CH_2O) เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนและซัลเฟตในการเจริญเติบโตและแบคทีเรียจะเปลี่ยนซัลเฟตให้เป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ ปฏิกิริยาดังกล่าวจะทำให้เกิดไบคาร์บอเนตขึ้น ตามสมการที่ 4.3

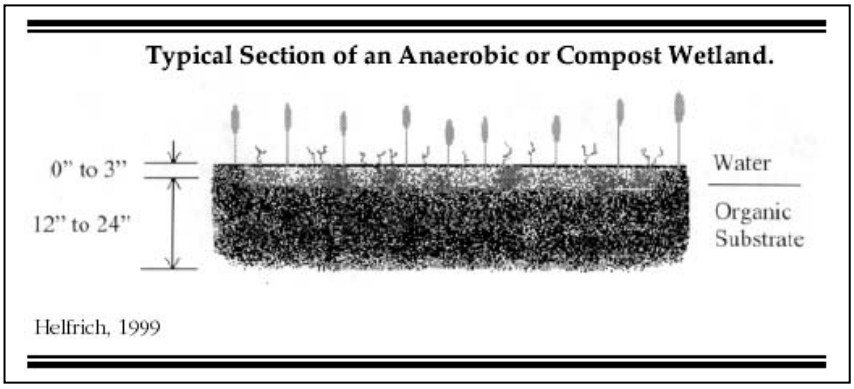
$$SO_4^{-2} + 2CH_2O \longrightarrow H_2S + 2HCO^{3-} \quad \text{.....(4.3)}$$

2. ใช้หินปูนที่ปูเป็นชั้นใต้วัตถุอินทรียสาร หินปูนจะทำปฏิกิริยากับกรด ตามสมการที่ 4.4

$$CaCO_3 + H^+ \longrightarrow Ca^{+2} + HCO^{3-} \quad \text{.....(4.4)}$$

หินปูนในระบบจะทำปฏิกิริยาอย่างต่อเนื่อง เนื่องจากภายใต้สภาวะปราศจากออกซิเจน หรือ anoxic เฟอรัสอิออนจะละลายในน้ำเมื่อค่าความเป็นกรดเป็นด่างน้อยกว่า 6 ซึ่งจะไม่สามารถเกิดการตกตะกอนเป็นเฟอรัสไฮดรอกไซด์ที่จะไปห่อหุ้มหินปูน เนื่องจากในสภาพที่เป็นสภาวะไม่มีออกซิเจน เฟอรัสอิออนจะไม่ถูกออกซิไดซ์หรือเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชั่น

กับออกซิเจนให้เฟอรัสอิออน (Fe^{+2}) เปลี่ยนเป็นเฟอริกอิออน (Fe^{+3}) แต่ถ้าเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซ์เฟอริกอิออน (Fe^{+3}) จะฟอร์มตัวอยู่ในรูปเฟอริกไฮดรอกไซด์ ($Fe(OH)_3$) ซึ่งจะตกตะกอนและไปห่อหุ้มพื้นที่ผิวของหินปูน ดังนั้นจึงอาศัยหลักการของระบบ คือให้น้ำเสียไหลผ่านชั้นตะกอนของสารอินทรีย์และเปลี่ยนสภาพเป็น anaerobic เนื่องจากสารชีวภาพจะใช้ออกซิเจนในปริมาณสูงในการเจริญเติบโต ทำให้น้ำทิ้งมีสภาวะเป็น anoxic และไบคาร์บอเนตที่เกิดขึ้นจะทำให้ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำทิ้งมีค่าสูงขึ้น



ภาพที่ 4.5 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Anaerobic Wetlands (George, H. B., and George, R. H., 2001)

ระบบการบำบัดแบบ Anaerobic Wetlands ส่วนมากใช้ในการบำบัด Active Mine Drainage เพื่อให้คุณภาพน้ำที่ปล่อยมีมาตรฐานตามที่กำหนด โดยส่วนใหญ่ใช้การบำบัดค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved oxygen) เฟอริกอิออน อลูมิเนียมอิออน และความเป็นกรดน้อยกว่า 300 มิลลิกรัมต่อลิตรกับแคลเซียมคาร์บอเนต ขนาดที่เหมาะสมของระบบสามารถคำนวณได้จาก ขนาดของ Anaerobic Wetlands (ตารางเมตร) = ปริมาณความเป็นกรด (กรัมต่อวัน) / 0.7

กรณีศึกษาของระบบ Anerobic Wetlands ในบริเวณเหมืองแร่ที่ได้ติดตั้งระบบดังกล่าวจำนวน 5 แห่ง ในบริเวณด้านทิศตะวันตกของรัฐเวอร์จิเนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา คุณสมบัติของ Acid Mine Drains น้ำทิ้งมีอัตราการไหล 4-98 ลิตรต่อนาที มีค่าความเป็นกรดสูง ความเข้มข้นของด่าง 10-376 มิลลิกรมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต โดยเมื่อน้ำทิ้งผ่านเข้าระบบ Anerobic Wetlands แล้ว ค่าความเป็นกรดของน้ำลดลงร้อยละ 3-76 และความเข้มข้นของเหล็กลดลงร้อยละ 62-80 (Faulkner, B, B., and Skousen, J.G., 1994)

ภาพที่ 4.6 ระบบบำบัดแบบ Anaerobic Wetlands (Skousen, J. G., 2001)

ตัวอย่างเช่น เหมืองแร่ Keister เป็นหนึ่งที่ติดตั้งระบบ Anerobic Wetlands ที่ได้ทำการศึกษา พบว่าระบบสามารถลดค่าความเป็นกรดที่อัตราการไหล 17 ลิตรต่อนาที ค่าความเป็นกรดเป็นด่างเพิ่มขึ้นจาก 3.1 เป็น 5.4 ความเข้มข้นของกรดลดลงจาก 23 เป็น 9 มิลลิกรัมต่อลิตร

(ลดลงร้อยละ 62) ค่าความเป็นด่างจาก 252 ลดลงเป็น 59 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต (ลดลงคิดเป็นร้อยละ 76) ความเข้มข้นของแมงกานีสลดลงจาก 23 เป็น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร (ลดลงร้อยละ 11) และความเข้มข้นของอลูมิเนียมลดลงจาก 27 เป็น 13 มิลลิกรัมต่อลิตร (ลดลงร้อยละ 52) ส่วนที่เหมืองแร่ Pierce wetland มีการใช้วัตถุอินทรียสารปกคลุมบนหินปูน ระบบสามารถบำบัดน้ำทิ้งที่มีอัตราการไหล 98 ลิตรต่อนาที ซึ่งมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 3.3 ความเข้มข้นของกรด 118 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต ความเข้มข้นของเหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียมเท่ากับ 10, 8 และ 9 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อน้ำทิ้งออกจากระบบ พบว่ามีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 4.4 ค่าความเป็นกรดลดลงเป็น 57 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต (ลดลงร้อยละ 52) ความเข้มข้นของเหล็กลดลงเหลือ 2 มิลลิกรัมต่อลิตร (ลดลงร้อยละ 80) ความเข้มข้นของแมงกานีสและอลูมิเนียมลดลงร้อยละ 11 และร้อยละ 25 ตามลำดับ

กรณีศึกษาระบบผสม Aerobic Wetlands และ Anaerobic Wetlands ในบริเวณเหมืองแร่ที่ได้ติดตั้งระบบแบบผสมอยู่ใน Idaho Springs รัฐโคโลราโด ประเทศสหรัฐอเมริกา บริเวณหุบเขาที่เรียกว่า “Burleigh Tunnel” บริเวณดังกล่าวเป็นพื้นที่ที่มีอากาศหนาวเย็นตลอดทั้งปีรวมถึงมีปริมาณแสงแดงน้อย น้ำที่อยู่ในโพรงใต้ดินมีสภาพเป็นกลางหรือมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 6.5 อัตราการไหลประมาณ 60 ลิตรต่อนาที น้ำในเหมืองมีความเข้มข้นของไบคาร์บอเนตสูงและมีการปนเปื้อนของสังกะสี ในเหมืองนี้มีการติดตั้ง Wetlands ทั้งแบบที่ใช้ออกซิเจน (Aerobic Wetlands) และแบบที่ไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Wetlands) โดยติดตั้งในทั้งบริเวณ Upflow และ Downflow

ระบบ Wetlands แต่ละแห่งมีขนาด 0.05 เอเคอร์ (2,178 ตารางฟุต) มีการผสมวัตถุอินทรียสารประมาณร้อยละ 96 และหญ้าอัลฟาฟ่าประมาณร้อยละ 4 ความหนาประมาณ 4 ฟุต ระบบถูกติดตั้งไว้ใต้ดินเพื่อป้องกันการแข็งตัวอันเนื่องมาจากความหนาวเย็น โดยโครงสร้างพื้นฐานที่ออกแบบระบบจะทำจากกรวดขนาดละเอียด แผ่นปูกันซึม (geofabric) ขนาด 16 ออนซ์ ชั้นทราย ชั้นดินเหนียว และชั้นของโพลีเอทีลีนที่มีความหนาแน่นสูง (EPA, 2002b)

ในระหว่างที่ทำการศึกษาเก็บข้อมูลในระยะเวลาประมาณ 3 ปี Upflow Wetland สามารถกำจัดสังกะสีโดยเฉลี่ยร้อยละ 93 ในปีแรก และร้อยละ 49 และร้อยละ 43 ในปีต่อมา ส่วนของ Downflow Wetland สามารถกำจัดสังกะสีเฉลี่ยอยู่ที่ร้อยละ 77 ในปีแรก และร้อยละ 70 ในปีที่ 2 ส่วนปีที่ 3 ไม่ได้ดำเนินการ จากการศึกษาแบบจำลองทางธรณีเคมีโดยใช้ข้อมูลของซัลไฟด์ พบว่า Sulfate Reducing Bacteria และกระบวนการซัลเฟตรีดักชั่นไม่ใช่กลไกหลักในการกำจัดโลหะของเหมืองนี้ แต่กระบวนการหลักในการกำจัดสังกะสีคือการตกตะกอนของสังกะสีในรูปของออกไซด์ ไฮดรอกไซด์ และคาร์บอเนตในส่วนของระบบที่ใช้ออกซิเจน (aerobic conditions) ส่วนของ

Upflow Wetland ในช่วง 6 เดือนแรกน้ำทิ้งมีความเข้มข้นของสังกะสีน้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ระบบสามารถกำจัดสังกะสีได้มากกว่าร้อยละ 90 และความเข้มข้นของสังกะสีในน้ำทิ้งมีปริมาณค่อย ๆ เพิ่มขึ้นจนเมื่อผ่านไป 2 ปี ความเข้มข้นเพิ่มขึ้นจนถึง 60.1 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากมีอัตราการไหลของระบบเพิ่มขึ้น จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพของระบบในการบำบัดสังกะสีจะลดลงเหลือประมาณร้อยละ 43-49 เมื่อเทียบกับเมื่อเริ่มต้นเดินระบบที่สามารถกำจัดสังกะสีได้มากกว่าร้อยละ 90 (EPA, 2002b)

จากตัวอย่างที่กล่าวข้างต้นนี้ การออกแบบระบบดังกล่าวมีวัตถุประสงค์เพื่อให้เกิดการตกตะกอนของโลหะซัลไฟด์ภายใต้สภาวะแบบไม่มีออกซิเจน (anaerobic conditions) แต่ระบบที่ทำให้เกิดการตกตะกอนของโลหะหนักขึ้นอยู่ในสภาวะแบบใช้ออกซิเจน (aerobic conditions) จากการศึกษาข้อมูลที่ได้มีประโยชน์อย่างยิ่งที่แสดงให้เห็นว่าความสามารถในการตกตะกอนของโลหะจะเกิดการตกตะกอนภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนโดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นอาศัยปัจจัยของแสง อุณหภูมิ และออกซิเจน (abiotic factors)

2. Anoxic Limestone Drains (ALDs)

Anoxic Limestone Drains เป็นระบบที่ใช้ในการบำบัด Acid Mine Drainage ที่มีการปนเปื้อนของโลหะหนักและมีสภาพเป็นกรด หลักการของระบบคือการให้ Acid Mine Drainage ไหลผ่านระบบซึ่งอัดแน่นด้วยหินปูนบดคุณภาพสูงโดยหุ้มด้วยพลาสติกและ geotechnical fabric อยู่ภายใต้ดินเพื่อป้องกันไม่ให้อากาศผ่านเข้าไปเพื่อควบคุมให้มีสภาพแบบไม่มีอากาศ (anoxic) Acid Mine Drainage จะเคลื่อนที่ผ่านระบบโดยอาศัยแรงโน้มถ่วงของโลก (ภาพที่ 4.7 และ ภาพที่ 4.8) ทำให้ Acid Mine Drainage ละลายหินปูนเพื่อปลดปล่อยแคลเซียมออกเป็นไบคาร์บอเนต (bicarbonate) มีผลทำให้ค่าความเป็นกรดเป็นด่างมีค่าสูงขึ้น ภายใต้สภาวะดังกล่าว หินปูนจะไม่ถูกห่อหุ้มด้วยเหล็กไฮดรอกไซด์ เนื่องจากในสภาวะดังกล่าวเหล็กในรูปของเฟอรัสอิออน (Fe^{+2}) จะไม่ตกตะกอนอยู่ในรูปของเฟอริกไฮดรอกไซด์ ($Fe(OH)_3$) เมื่อน้ำที่มีความเป็นด่างสูงไหลมายังบ่อกักเก็บหรือ Wetlands ที่มีสภาวะที่มีออกซิเจน (aerobic) โลหะจะถูกออกซิไดซ์และตกตะกอน โดยน้ำทิ้งในระยะสุดท้ายนี้จะมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเหลือประมาณ 6 (Brodie, G, A., et al., 1990 และ Cravotta, C. A., and Kirby, C. S., 2004)

น้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Anoxic Limestone Drains จะมีความเป็นด่างประมาณ 275-300 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งขึ้นกับการละลายของหินปูนหรือแคลเซียมคาร์บอเนต และระยะเวลาที่ Acid

Mine Drainage หรือน้ำเสียอยู่ในระบบ (retention time) ประมาณ 14-15 ชั่วโมง ในการคำนวณหาปริมาณหินปูนที่เหมาะสมสามารถคำนวณได้จาก

$$M = (Q \rho_b t_d / V_v) + (QCT/x)$$

โดยที่

M คือ มวลของหินปูน (ตัน)

Q คือ อัตราการไหลของ AMD (ลูกบาศก์เมตรต่อวัน)

ρ_b คือ ความหนาแน่นสุทธิของหินปูน (ตันต่อลูกบาศก์เมตร)

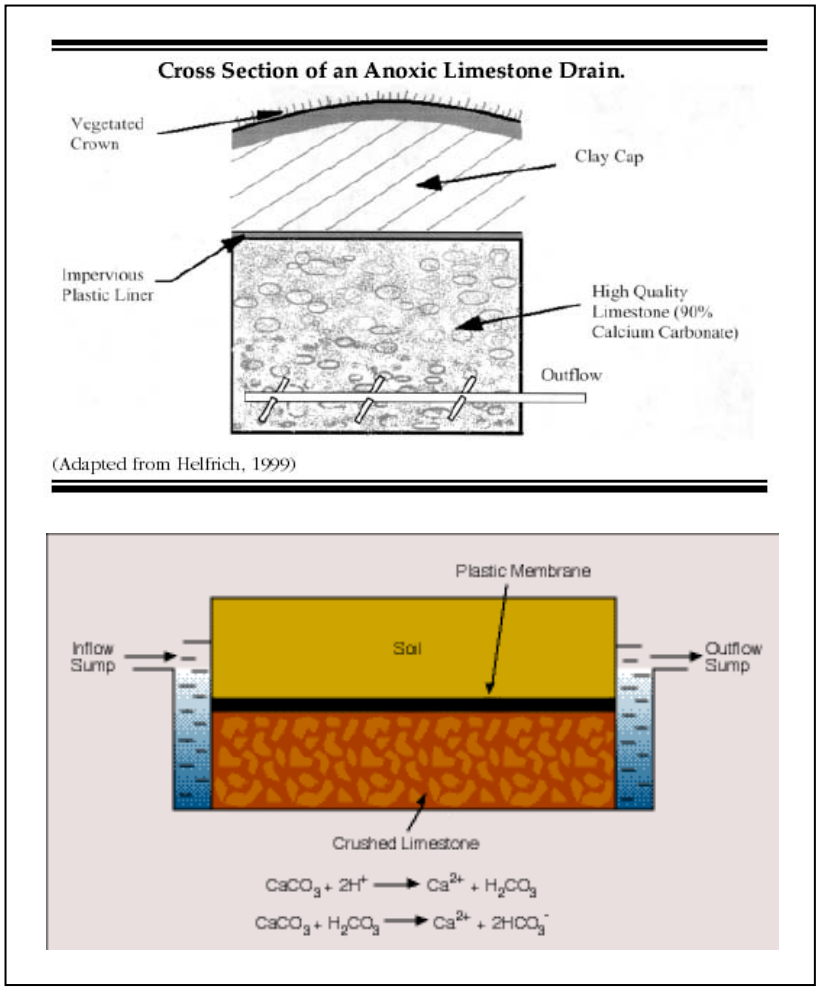
t_d คือ retention time (วัน; มาตรฐานที่ใช้คือ 0.625 วัน)

V_v คือ bulk void ratio เป็น decimal

C คือ ความเข้มข้นของความเป็นด่างใน effluent (ตันต่อลูกบาศก์เมตร)

T คือ อายุการใช้งานของระบบ (วัน: ประมาณ 9,125 วัน (25 ปี))

x คือ ความเข้มข้นของแคลเซียมคาร์บอเนตในหินปูน (decimal)



ภาพที่ 4.7 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) (George, H. B., and George, R. H., 2001)

ภาพที่ 4.8 ระบบการบำบัดแบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) (Skousen, J. G., 2001)

ปัญหาหลักที่พบในการบำบัด Acid Mine Drainage หรือน้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ด้วยระบบ Anoxic Limestone Drains คือการที่หินปูนเปลี่ยนสภาพเป็นสารก่อกัมมันต์ ซึ่งจะขัดขวางการไหลของน้ำเสียอันเนื่องมาจากการเกิดแรงยึดเหนี่ยวที่แข็งแรงบริเวณพื้นที่ผิวของหินปูน ดังนั้นสภาวะที่เหมาะสมที่จะนำระบบบำบัดนี้มาใช้ Acid Mine Drainage จำเป็นต้องมีค่าความเข้มข้นหรือการปนเปื้อนของโลหะในปริมาณที่ต่ำ โดยเหล็กและอลูมิเนียมควรอยู่ในช่วง 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าออกซิเจนละลาย ควรมีค่าน้อยกว่า 1-2 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นของซัลเฟตควรต่ำกว่า 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (Cravotta, C. A., and Kirby, C. S., 2004 และ Sasowsky, et al., 2000) ถ้าหากมีความเข้มข้นสูงกว่านี้ จะพบว่าในระบบ Anoxic Limestone Drains หินปูนจะถูกหุ้มด้วยออกไซด์หรือยิปซั่ม ทำให้ลดอัตราการละลายของหินปูนหรือขัดขวางการทำงานของระบบได้

ในการลดปัญหาหินปูนถูกห่อหุ้มด้วยตะกอนของโลหะไฮดรอกไซด์นั้น จากการรายงานผลการศึกษาของ Sasowsky และคณะ (2000) ได้ศึกษาการระบายน้ำทิ้งที่มีการปนเปื้อนของโลหะที่ Big Laurel Creek ใน East Fork Obey River รัฐเทนเนสซี ประเทศสหรัฐอเมริกา พบว่าเมื่อ

เพิ่มหินทรายผสมรวมอยู่กับหินปูน (lime-sand) จะทำให้ออกไซด์ของโลหะที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จะตกตะกอนบนพื้นผิวของหินทรายมากกว่าหินปูน และได้ทำการศึกษาระบบการระบายน้ำที่ Silver Creek รัฐโอไฮโอ เพื่อเป็นการยืนยันผลการทดสอบดังกล่าว จึงมีการออกแบบการทดลองทั้งในส่วนของห้องปฏิบัติการ และภาคสนาม ผลการศึกษาได้ผลเช่นเดียวกัน ดังนั้นการแก้ไขปัญหาดังกล่าว สามารถที่จะนำวิธีการนี้นำไปประยุกต์ใช้เพื่อให้ระบบสามารถทำงานได้นานหรือยืดอายุการใช้งานนานมากขึ้น (Sasowsky et al., 2000)

กรณีศึกษาการทำงานของระบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) ตัวอย่างบริเวณเหมืองแร่บริเวณ North Pennine Orefield ประเทศสหราชอาณาจักร ซึ่งเป็นบริเวณที่มีการทำเหมืองแร่เหล็กและสังกะสีมามากกว่าสองศตวรรษ บริเวณดังกล่าวได้ทำการติดตั้งระบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) บริเวณหุบเขา Nent ในการกำจัดเหล็กและสังกะสีในน้ำทิ้งของเหมืองและน้ำทิ้งบริเวณดังกล่าวมีสภาพความเป็นด่างสุทธิ (Nuttal and Younger, 2000) การปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำทิ้งบริเวณนี้มาจากสองแหล่งหลัก คือ จากกองกากของเสียและบ่อหางแร่ โดยน้ำจะไหลผ่านแหล่งดังกล่าวซึ่งมีปริมาณของโลหะที่เป็นสาเหตุให้เกิดการปนเปื้อนในปริมาณที่สูง รวมถึงในบริเวณดังกล่าวยังพบมีเหมืองร้างหรือเหมืองที่เลิกกิจการแล้วอีกจำนวน 5 แห่ง ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาการปนเปื้อนของโลหะลงสู่แหล่งน้ำได้เช่นกัน คุณสมบัติของน้ำในพื้นที่ดังกล่าวมีค่าความกระด้างสูง (ความเป็นด่างสูง) และ ความเป็นกรดเป็นด่างอยู่ในช่วง 7.4-8.0 การละลายของแร่สังกะสี (sphalerite ; ZnS) มีผลให้เกิดการปนเปื้อนของสังกะสี เหล็ก แคดเมียม และสารหนู พบว่าสังกะสี (Zn) มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 3-8 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนตะกั่ว (Pb) และแคดเมียม (Cd) มีความเข้มข้นน้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร การทดสอบทางห้องปฏิบัติการและแบบจำลองทางธรณีเคมีแสดงให้เห็นว่าเมื่อค่าความเป็นกรดเป็นด่างจากประมาณ 7.5 จนถึง 8.2 จะมีผลในการลดสังกะสีในน้ำทิ้งได้มากที่สุด

การพิจารณาเลือกระบบบำบัด ได้มีการพิจารณาที่จะนำกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic process) เพื่อให้เกิดการตกตะกอนของของแข็งในรูปของไฮดรอกไซด์หรือซัลไฟด์ แต่จากผลการศึกษาต่างๆ พบว่า ในสภาพน้ำที่มีโลหะปนเปื้อนในปริมาณที่สูง และน้ำมีสภาพความเป็นด่างสุทธินั้น ความเป็นได้ในการตกตะกอนของโลหะค่อนข้างน้อย บริเวณ North Pennine Orefield นี้สังกะสีมีการปนเปื้อนในน้ำที่มีสภาพเป็นด่างสุทธิ ดังนั้นสังกะสีจะอยู่ในรูปของสารประกอบเชิงซ้อนคาร์บอเนตเป็นส่วนใหญ่ ($ZnCO_3$) และจะไม่ฟอร์มตัวหรือตกตะกอนอยู่ในรูปของแข็งที่ไม่ใช่คาร์บอเนต (non-carbonate) ดังนั้นระบบการบำบัด Anoxic Limestone Drains จึงได้ถูกนำมาใช้ในพื้นที่นี้ เนื่องจากเป็นกระบวนการเดียวที่ทำให้น้ำมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างสูงขึ้นจนถึงประมาณ 8.2 เพื่อให้สังกะสีตกตะกอนในรูปของสารประกอบซัลไฟด์และสามารถ

กำจัดโลหะที่ปนเปื้อนได้อย่างมีประสิทธิภาพที่สุด (Nuttal and Younger, 2000) และจากผลการศึกษาพบว่าความเข้มข้นของสังกะสีลดลงถึงร้อยละ 22 ใช้เวลาประมาณ 14 ชั่วโมง หลังจากน้ำผ่านเข้าสู่ระบบ

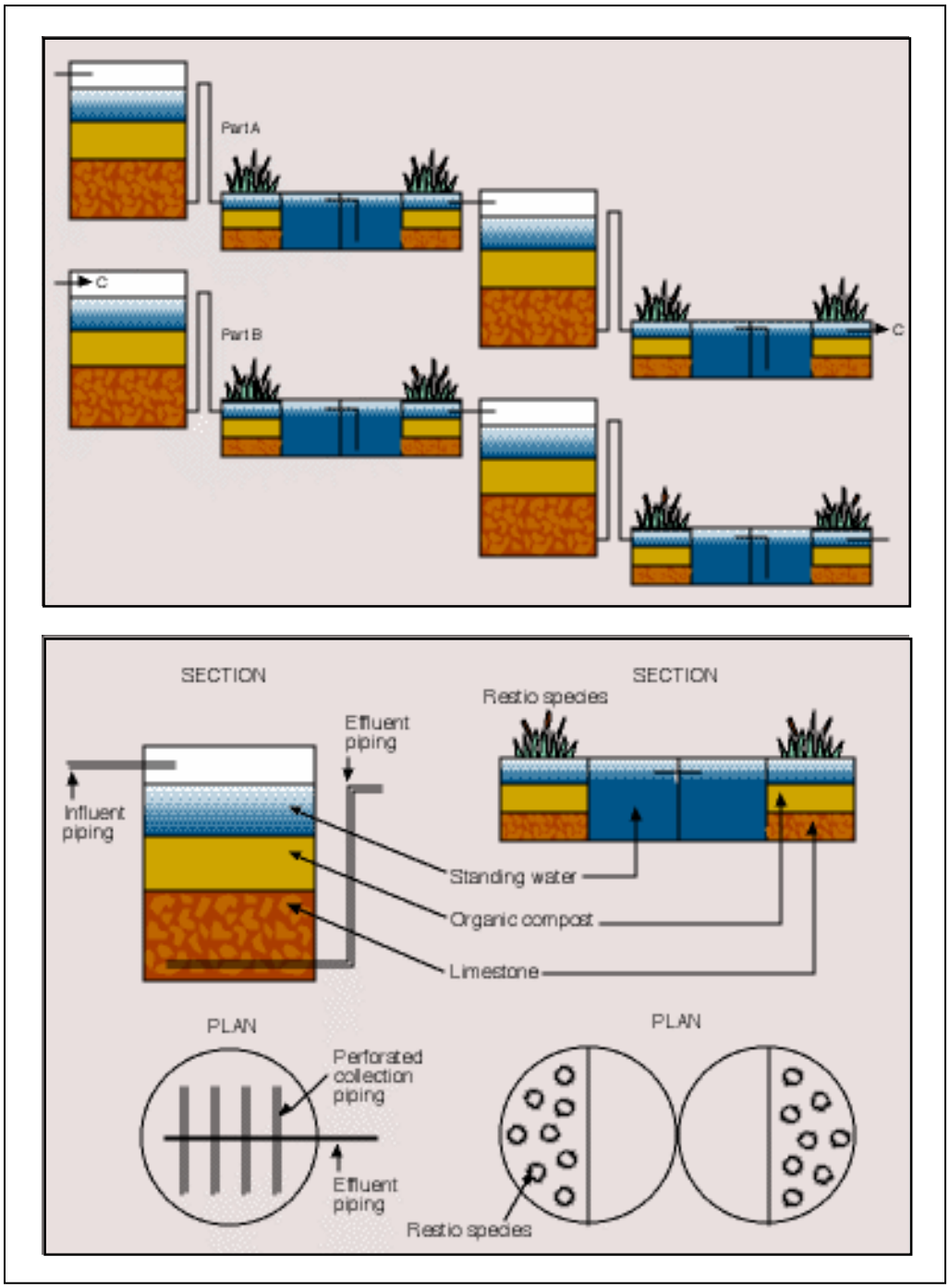
3. Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs)

ระบบบำบัดแบบ Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) มีองค์ประกอบพื้นฐานประกอบด้วยชั้นของฟาง หินปูน และระบบระบายน้ำ ซึ่งบางแห่งอาจมีระบบการล้าง (flushing) การบำบัดระบบนี้ได้เริ่มมีการศึกษาออกแบบขึ้นเมื่อปี 1990 โดย Kepler และ McCleary (Younger et al., 2002) แนวคิดของระบบนี้ คือ ให้น้ำทิ้งไหลจากด้านบนของระบบซึ่งเป็นชั้นของน้ำซึ่งหนาประมาณ 1-3 เมตร ออกแบบไว้เพื่อป้องกันไม่ให้ออกซิเจนผ่านเข้าสู่ชั้นล่างของระบบ ลำดับถัดลงไปเป็นชั้นของอินทรีย์สารหนาประมาณ 0.5-1 เมตร เพื่อใช้ในการกำจัดออกซิเจนออกจากน้ำเพื่อปรับสภาพให้อยู่ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (anoxic condition) เพื่อให้เฟอริกอิออน (Fe^{+3}) จะถูกรีดิวซ์เป็นเฟอรัสอิออน (Fe^{+2}) เพื่อป้องกันไม่ให้ตกตะกอนในรูปของไฮดรอกไซด์ และในชั้นสุดท้ายจะปล่อยให้น้ำไหลเข้าสู่ชั้นของหินปูน และปล่อยน้ำลงสู่บ่อพักเพื่อให้โลหะตกตะกอน (Kepler and McCleary, 1994) (ภาพที่ 4.9 และ ภาพที่ 4.10)

ระบบ Successive Alkalinity Producing Systems เหมาะกับ Acid Mine Drainage ที่มีค่าออกซิเจนละลายและความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะในปริมาณที่สูง ในกรณีที่ซัลเฟตมีปริมาณสูงกว่า 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้เกิดแร่ยิปซั่ม ซึ่งจะตกตะกอนในระบบ ดังนั้นระบบ Successive Alkalinity Producing Systems จึงถูกออกแบบให้มีการไหลในแนวดิ่งโดยการออกแบบให้มีความสูงของแรงดันน้ำ (head) ที่เหมาะสม ส่วนใหญ่ในระบบ Successive Alkalinity Producing Systems จะมีการติดตั้งระบบการชะล้าง (flushing systems) เนื่องจากชั้นของสารอินทรีย์ซึ่งเป็นชั้นที่ออกซิเจนจะถูกใช้ในปฏิกิริยารีดักชั่นของซัลเฟต ซึ่งจะทำให้มีการตกตะกอนของเหล็กซัลไฟด์และอลูมิเนียมซัลไฟด์ ซึ่งหากมีการตกตะกอนในระบบมากจะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการทำงานลดลง เพราะตะกอนจะขัดขวางการไหลของน้ำ (Rees et al., 2001) ระบบการชะล้างนี้อาศัยความแตกต่างกันของแรงดันน้ำ (head) โดยทำให้น้ำไหลผ่านระบบอย่างรวดเร็วเพื่อทำการชะล้างตะกอนออกจากระบบ (Kepler and McCleary, 1994)

ระบบ Successive Alkalinity Producing Systems มีประสิทธิภาพการบำบัด Acid Mine Drainage มากกว่าระบบ Anaerobic Wetlands โดยเฉพาะน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของอลูมิเนียมใน

ปริมาณที่สูง และระบบใช้พื้นที่ในการดำเนินงานน้อยกว่า เมื่อเปรียบเทียบกับระดับความสามารถในการบำบัดที่เท่ากัน (Younger et al., 2002)



ภาพที่ 4.9 แผนภาพตัดขวางของระบบการบำบัดแบบ Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) (Costello, C., 2003)

ภาพที่ 4.10 ระบบบำบัดแบบ Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs)

(Skousen, J. G., 2001)

กรณีศึกษาการทำงานของระบบ Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) บริเวณเหมือง Oven Run ซึ่งเป็นเหมืองขนาดใหญ่ในรัฐเพนซิลวาเนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา (ภาพที่ 4.11) ซึ่งนำเอาระบบ Successive Alkalinity Producing Systems มาใช้ในการบำบัดโลหะและความเป็นด่างในน้ำทิ้ง ในพื้นที่มีการออกแบบระบบระบายน้ำทั้งหมด 6 แหล่ง และมีปริมาณอัตราการไหลของน้ำทิ้งประมาณ 720,000 แกลลอนต่อวัน ผลการบำบัดของระบบ Successive Alkalinity Producing Systems สามารถกำจัดโลหะและลดความเป็นกรดของน้ำทิ้งได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยพบว่าค่าความเป็นกรดของน้ำทิ้งเพิ่มขึ้นจากช่วงประมาณ 3-4 เป็นประมาณ 5-6 และระบบสามารถกำจัดเหล็กและอลูมิเนียมได้ประมาณอย่างละ 200 ตันต่อปี

ภาพที่ 4.11 ระบบ Successive Alkalinity Producing Systems บริเวณเหมือง Oven Run รัฐเพนซิลวาเนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา (Costello, C., 2003)

นอกจากนี้ กรณีศึกษาบริเวณเหมือง Gowen รัฐโอลาโฮมา ประเทศสหรัฐอเมริกา (ภาพที่ 4.12) ซึ่งบริเวณดังกล่าวเดิมเป็นเหมืองแร่ถ่านหิน คุณภาพน้ำทิ้งจากเหมืองดังกล่าวมีค่า

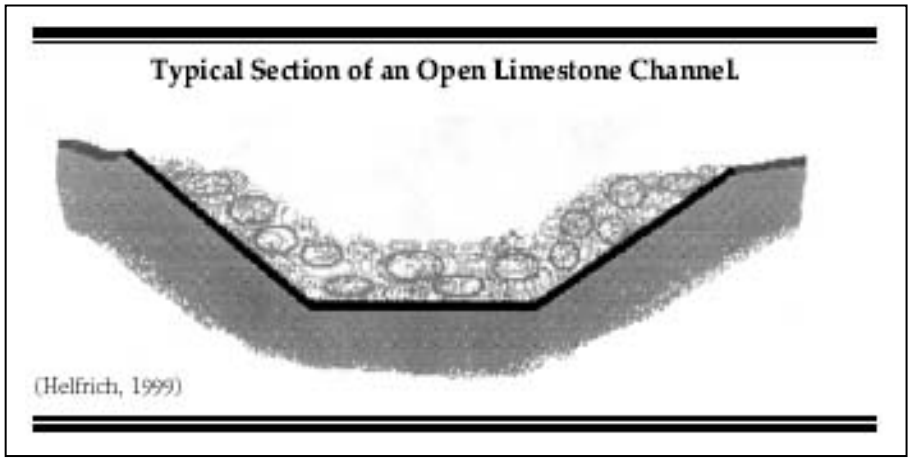
ความเป็นกรดและความเข้มข้นของโลหะปนเปื้อนสูง โดยส่วนใหญ่จะเป็นธาตุเหล็ก ดังนั้น จึงได้มีการนำระบบ Sucessive Alkalinity Producing System มาใช้ในการบำบัด โดยมีการออกแบบระบบแบ่งเป็น 4 ระบบ โดยเป็นการสับระหว่างการไหลผ่าน Successive Alkalinity Producing System ในแนวตั้ง และไหลผ่านบ่อพักน้ำในแนวราบ ระบบ Successive Alkalinity Producing System ประกอบด้วยชั้นของน้ำด้านบน ออกแบบเพื่อป้องกันไม่ให้ออกซิเจนผ่านเข้าสู่ด้านล่างของระบบ เพื่อให้ด้านล่างมีสภาวะไม่มีออกซิเจน และชั้นถัดมาเป็นส่วนผสมระหว่างหินปูนกับขี้เถ้า มีความหนาประมาณ 1 เมตร และด้านล่างเป็นระบบการระบายแบบ cobble-fill pipe ระบบที่ติดตั้งสามารถบำบัดน้ำทิ้งได้ประมาณ 7,600 แกลลอนต่อวัน ออกแบบให้สามารถรองรับเพื่อลดความเป็นกรดในน้ำทิ้งได้ประมาณ 18,000 กรัมต่อวัน และรองรับความเข้มข้นของเหล็กในน้ำทิ้งได้ประมาณ 7,000 กรัมต่อวัน กำหนดให้มีการติดตามการทำงานของระบบทุก 2 สัปดาห์เป็นเวลา 2 ปี ซึ่งจากข้อมูลพบว่าความเข้มข้นของเหล็ก อลูมิเนียม และแมงกานีสในน้ำทิ้งลดลงอย่างชัดเจน และค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำทิ้งสุดท้ายมีค่าเท่ากับ 6 และค่าความเป็นด่างมากกว่า 150 มิลลิกรัม/ลิตร (EPA, 2002b)

ภาพที่ 4.12 ระบบ Successive Alkalinity Producing Systems บริเวณเหมือง Gowen รัฐโอลาโฮมา ประเทศสหรัฐอเมริกา (Costello, C., 2003)

อีกกรณีศึกษาบริเวณ Brandy Camp ซึ่งเป็นเหมืองแร่ถ่านหินในรัฐเพนซิลวาเนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา ระบบ Successive Alkalinity Producing System ถูกนำมาใช้บำบัด Acid Mine Drainage น้ำทิ้งบริเวณดังกล่าวมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 4.3 ค่าความเป็นกรดเท่ากับ 162 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต ความเข้มข้นของเหล็กประมาณ 60 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของแมงกานีสประมาณ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นของอลูมิเนียมประมาณ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร หลังน้ำทิ้งผ่านระบบแล้ว น้ำทิ้งมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างประมาณ 7.1 ค่าความเป็นด่างสุทธิ 115 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบแคลเซียมคาร์บอเนต ความเข้มข้นของเหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียมมีค่าประมาณ 3, 10 และน้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

4. Open Limestone Channels

Open Limestone Channels เป็นระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์แบบง่ายที่สุด ซึ่งในการก่อสร้างนั้นสามารถทำได้ 2 แบบ คือ การขุดคูระบายน้ำและปูพื้นคูระบายน้ำด้วยหินปูน (ภาพที่ 4.13 และ ภาพที่ 4.14) และ Acid Mine Drainage หรือน้ำที่มีการปนเปื้อนจะถูกกักเก็บในคูระบายน้ำดังกล่าว อีกวิธีหนึ่งคือการนำเอาหินปูนใส่ลงในทางน้ำที่มีการปนเปื้อนโดยตรง (Ziemkiewicz et al, 1994)



ภาพที่ 4.13 แผนภาพตัดขวางคูระบายน้ำของระบบการบำบัดแบบ Open Limestone Channels (OLCs) (George, H. B., and George, R. H., 2001)

ภาพที่ 4.14 ระบบการบำบัดแบบ Open Limestone Channels (OLCs) (Skousen, J. G., 2001)

(ก) การปูหินปูนรองพื้นคูระบายน้ำของระบบ OLCs

(ข) การไหลของ Acid Mine Drainage ภายในคูระบายน้ำของระบบ OLCs

การออกแบบระบบที่มีประสิทธิภาพจำเป็นต้องคำนึงถึงปัจจัยที่สำคัญ ได้แก่ ความยาวและความลาดเอียงของคูระบายน้ำ (channels) เนื่องมาจากปัจจัยดังกล่าวมีผลต่ออัตราการไหลของน้ำและการห่อหุ้มของหินปูนที่จะเกิดขึ้น เพราะหินปูนที่ใช้ในระบบจะละลายในน้ำเพื่อปรับสภาพความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำโดยเพิ่มค่าความเป็นด่างให้กับน้ำ ในการทำงานของระบบส่วนใหญ่พบว่ามีปัญหาที่เกิดจากหินปูนที่อยู่ในคูระบายน้ำ (channel) จะถูกปกคลุมหรือห่อหุ้มด้วยเหล็กและอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ทำให้ความสามารถในการละลายน้ำของหินปูนลดลง เป็นผลให้ประสิทธิภาพการละลายลดลงเหลือประมาณร้อยละ 20 ดังนั้น การออกแบบระบบที่มีประสิทธิภาพดีที่สุดต้องออกแบบให้คูระบายน้ำมีความชันมากกว่าร้อยละ 20 เพื่อให้ความเร็วของอัตราการไหลเป็นตัวช่วยทำให้ตะกอนเกิดการแขวนลอยไม่ตกตะกอนและเป็นการชะล้างตะกอนออกจากพื้นผิวของหินปูน

ประสิทธิภาพของระบบ Open Limestone Channels สามารถปรับสภาพความเป็นกรดเป็นด่างของ Acid Mine Drainage ได้ประมาณร้อยละ 50-90 มีประสิทธิภาพของการปรับสภาพการเป็นกรดได้ประมาณ 4-205 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต โดยระบบมีการออกแบบความยาวของคูระบายน้ำให้สามารถรองรับ Acid Mine Drainage ด้วยอัตรา 0.03-19 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อเมตร ความชันที่เหมาะสมที่ทำให้อัตราการกำจัดโลหะมีประสิทธิภาพสูงที่สุดประมาณร้อยละ 45-60 (Ziemkiewicz et al., 1997)

กรณีศึกษาระบบบำบัดแบบ Open Limestone Channels ตัวอย่างเช่น บริเวณ Eichleberger ประเทศสหรัฐอเมริกา ได้มีการออกแบบคูระบายน้ำให้มีความยาวประมาณ 49 เมตร และความชันร้อยละ 20 มีอัตราการไหลของ Acid Mine Drainage ประมาณ 378 ลิตร/นาที และความเป็นกรดเท่ากับ 510 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต หลังจากที่ Acid Mine Drainage ไหลผ่านคูระบายน้ำ ความเป็นกรดลดลงเหลือ 325 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต หรือลดลงร้อยละ 36 และบริเวณ PA Game Commission ได้ออกแบบคูระบายน้ำให้มีความยาวประมาณ 11 เมตร และมีความชันร้อยละ 45 มีอัตราการไหลของ Acid Mine Drainage ประมาณ 484 ลิตร/นาที และความเป็นกรดเท่ากับ 330 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต Acid Mine Drainage ที่ออกจากระบบ ความเป็นกรดลดลงเหลือ 125 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต หรือลดลงร้อยละ 62 และอีกกรณี คือ บริเวณ Brandy Camp site ในรัฐเพนซิลวาเนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา คูระบายน้ำมีความยาว 15 เมตร ความชันของคูระบายน้ำร้อยละ 10 Acid Mine Drainage มีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 4.3 ความเป็นกรดเท่ากับ 162 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต ความเข้มข้นของเหล็ก 60 มิลลิกรัมต่อลิตร

ความเข้มข้นของแมงกานีส 10 มิลลิกรัมต่อลิตร และอลูมิเนียม 5 มิลลิกรัมต่อลิตร หลังจาก Acid Mine Drainage ไหลผ่านระบบพบว่าน้ำทิ้งมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเท่ากับ 4.8 ความเป็นกรดลดลงเท่ากับ 50 มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต ความเข้มข้นของเหล็กลดลงเหลือ 17 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของแมงกานีสลดลงเหลือ 8 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นของอลูมิเนียมลดลงเหลือ 3 มิลลิกรัมต่อลิตร จากกรณีศึกษาดังกล่าวนี้ระบบ Open Limestone Channels สามารถกำจัดเหล็กได้ถึงร้อยละ 72 ส่วนแมงกานีสและอลูมิเนียมสามารถกำจัดได้ประมาณร้อยละ 20

ดังนั้น จะเห็นได้ว่าระบบ Open Limestone Channels นิยมใช้เพื่อการบำบัด Acid Mine Drainage ในระยะยาวและเหมาะสำหรับบำบัด Acid Mine Drainage ที่มีค่าออกซิเจนละลายและปริมาณความเข้มข้นของโลหะที่ปนเปื้อนในปริมาณสูง นอกจากนี้ อาจนำระบบบำบัดนี้ไปประยุกต์ใช้ร่วมกับระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ อื่น ๆ เพื่อให้มีประสิทธิภาพในความสามารถบำบัดและกำจัดโลหะปนเปื้อนได้อย่างมีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

บทที่ 5
สรุปผล อภิปรายผล และข้อเสนอแนะ

ผลการศึกษาค้นคว้าอิสระ การประเมินประสิทธิภาพวิธีการบำบัดน้ำทิ้งแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ ที่ได้กล่าวมาแล้วในบทต่างๆ ข้างต้นสามารถสรุปผล อภิปรายผล และข้อเสนอแนะ ได้ดังต่อไปนี้

1. สรุปผล

อุตสาหกรรมเหมืองแร่เป็นอุตสาหกรรมประเภทหนึ่งที่ก่อให้เกิดหรือส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสิ่งมีชีวิตต่างๆ โดยเฉพาะปัญหาที่เกิดจากน้ำทิ้งหรือ Acid Mine Drainage (AMD) ซึ่งเป็นผลจากการทำเหมืองทำให้เกิดปฏิกิริยาออกซิไดซ์ของแร่ซัลไฟด์กับออกซิเจน น้ำ และแบคทีเรีย เป็นผลให้น้ำที่ปล่อยออกจากเหมืองมีสภาพความเป็นกรดสูง มีปริมาณซัลเฟตและโลหะหนักปนเปื้อนในน้ำสูง ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำทิ้งดังกล่าวก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ

การบำบัดน้ำทิ้งหรือน้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรมเหมืองแร่ หรือ Acid Mine Draimage (AMD) โดยกระบวนการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ได้มีการศึกษา วิจัย และเริ่มพัฒนานำระบบนี้มาใช้ เนื่องจากระบบดังกล่าวมีต้นทุนหรือค่าใช้จ่ายที่ต่ำ ง่ายต่อการบำรุงรักษา สามารถนำไปติดตั้งในพื้นที่ที่ห่างไกลทุรกันดาร โดยระบบบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ นี้แบ่งออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่ แบบที่ใช้ออกซิเจน (aerobic) และแบบที่ไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic) ในการศึกษาครั้งนี้จะกล่าวถึงวิธีการหรือระบบบำบัด 4 ระบบ ได้แก่ Constructed Wetlands (Aerobic Wetlands และ Anaerobic Wetlands), Anoxic Limestone Drains (ALDs), Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) และ Open Limestone Channels (OLDs) โดยแต่ละระบบสามารถสรุปคุณสมบัติ ประสิทธิภาพ และค่าใช้จ่ายต่างๆ ได้ ดังนี้

1.1 Aerobic Wetlands เป็นระบบบำบัดที่เหมาะกับน้ำที่มีคุณสมบัติเป็นด่าง มีค่าออกซิเจนละลายสูง และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักปริมาณไม่สูงมาก ประสิทธิภาพของระบบสามารถลดค่าความเป็นกรดลงได้ประมาณร้อยละ 43 ลดปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนัก อาทิเช่น เหล็กลดลงประมาณร้อยละ 50 แมงกานีสลดลงประมาณร้อยละ 17 และ

อลูมิเนียมลดลงประมาณร้อยละ 83 ความสามารถในการรองรับปริมาณน้ำทิ้งที่เป็น Acid Mine Drainage ได้ประมาณ 0.4-14.3 ตันต่อปี เฉลี่ยประมาณ 3.6 ตันต่อปี มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดประมาณ 25-1,500 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 480 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี) หรือประมาณ 870-57,500 บาทต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 18,200 บาทต่อตันต่อปี) และค่าออกแบบและติดตั้งระบบประมาณ 1,500-15,500 เหรียญสหรัฐ (เฉลี่ย 8,900 เหรียญสหรัฐ) หรือประมาณ 57,000-590,000 บาท (เฉลี่ย 340,000 บาท)

1.2 Anaerobic Wetlands เป็นระบบบำบัดที่เหมาะกับน้ำที่มีคุณสมบัติเป็นกรด (น้อยกว่า 300 มิลลิกรัมต่อลิตร เทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต) มีค่าออกซิเจนละลายและความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักสูง ประสิทธิภาพของระบบสามารถลดค่าความเป็นกรดลงได้ประมาณร้อยละ 3-76 ลดปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนัก อาทิเช่น เหล็กลดลงประมาณร้อยละ 62-80 แมงกานีสลดลงประมาณร้อยละ 11 และอลูมิเนียมลดลงประมาณร้อยละ 25-52 ความสามารถในการรองรับปริมาณน้ำทิ้งที่เป็น Acid Mine Drainage ได้ประมาณ 1.2-35.4 ตันต่อปี เฉลี่ยประมาณ 2.7 ตันต่อปี มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดประมาณ 140-3,900 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 1,000 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี) หรือประมาณ 5,000-150,000 บาทต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 38,000 บาทต่อตันต่อปี) และค่าออกแบบและติดตั้งระบบประมาณ 5,000-550,000 เหรียญสหรัฐ (เฉลี่ย 90,000 เหรียญสหรัฐ) หรือประมาณ 190,000-20,900,000 บาท (เฉลี่ย 3,420,000 บาท)

1.3 Anoxic Limestone Drains (ALDs) เป็นระบบบำบัดที่เหมาะกับน้ำที่มีคุณสมบัติเป็นกรด มีค่าออกซิเจนละลายต่ำ และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักไม่สูงมาก ประสิทธิภาพของระบบสามารถลดค่าความเป็นกรดลงได้ประมาณร้อยละ 50-80 ลดปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนัก อาทิเช่น สังกะสีลดลงประมาณร้อยละ 22 เหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียมลดลงประมาณร้อยละ 20-30 ความสามารถในการรองรับปริมาณน้ำทิ้งที่เป็น Acid Mine Drainage ได้ประมาณ 0.2-130.9 ตันต่อปี เฉลี่ยประมาณ 16.8 ตันต่อปี มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดประมาณ 35-800 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 220 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี) หรือประมาณ 1,300-30,000 บาทต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 8,000 บาทต่อตันต่อปี) และค่าออกแบบและติดตั้งระบบประมาณ 2,500-187,000 เหรียญสหรัฐ (เฉลี่ย 30,000 เหรียญสหรัฐ) หรือประมาณ 95,000-7,100,000 บาท (เฉลี่ย 1,140,000 บาท)

1.4 Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) เป็นระบบบำบัดที่เหมาะกับน้ำที่มีคุณสมบัติเป็นกรด มีค่าออกซิเจนละลาย และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักสูง ประสิทธิภาพของระบบสามารถลดค่าความเป็นกรดลงได้ประมาณร้อยละ 70-80 ลดปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนัก อาทิเช่น เหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียมลดลงประมาณร้อยละ 20

ความสามารถในการรองรับปริมาณน้ำทิ้งที่เป็น Acid Mine Drainage ได้ประมาณ 1.5-68.7 ตันต่อปี เฉลี่ยประมาณ 4.1 ตันต่อปี มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดประมาณ 40-2,200 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 600 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี) หรือประมาณ 1,500-84,000 บาทต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 23,000 บาทต่อตันต่อปี) และค่าออกแบบและติดตั้งระบบประมาณ 11,000-213,000 เหรียญสหรัฐ (เฉลี่ย 50,000 เหรียญสหรัฐ) หรือประมาณ 420,000-8,100,000 บาท (เฉลี่ย 1,900,000 บาท)

1.5 Open Limestone Channels (OLCs) เป็นระบบบำบัดที่เหมาะกับน้ำที่มีคุณสมบัติเป็นกรด มีออกซิเจนละลาย และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักสูง ประสิทธิภาพของระบบสามารถลดค่าความเป็นกรดลงได้ประมาณร้อยละ 50-90 ลดปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนัก อาทิเช่น เหล็กลดลงประมาณร้อยละ 72 แมงกานีสลดลงประมาณร้อยละ 20 และอลูมิเนียมลดลงประมาณร้อยละ 20 ความสามารถในการรองรับปริมาณน้ำทิ้งที่เป็น Acid Mine Drainage ได้ประมาณ 1.7-25 ตันต่อปี เฉลี่ยประมาณ 8.7 ตันต่อปี มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดประมาณ 24-600 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 220 เหรียญสหรัฐต่อตันต่อปี) หรือประมาณ 900-23,000 บาทต่อตันต่อปี (เฉลี่ย 8,500 บาทต่อตันต่อปี) และค่าออกแบบและติดตั้งระบบประมาณ 950-73,000 เหรียญสหรัฐ (เฉลี่ย 28,000 เหรียญสหรัฐ) หรือประมาณ 36,000-2,800,000 บาท (เฉลี่ย 1,060,000 บาท)

2. อภิปรายผล

ระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ของแต่ละระบบทั้งที่เป็นแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน จากผลการศึกษาในปัจจุบันที่ได้ศึกษาถึงลักษณะคุณสมบัติประสิทธิภาพ และค่าใช้จ่ายของแต่ละระบบทั้ง Aerobic Wetlands, Anaerobic Wetlands, Anoxic Limestone Drains (ALDs), Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) และ Open Limestone Channels (OLCs) ที่ได้จากการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้สามารถสรุปได้ตามตารางที่ 5.1

จากตารางที่ 5.1 จะเห็นได้ว่าทั้ง 5 ระบบ มีความสามารถในการรองรับ Acid Mine Drainage ได้เฉลี่ยประมาณ 2.7-16.8 ตันต่อปี ระบบ Anaerobic Wetlands มีความสามารถรองรับ Acid Mine Drainage ได้ต่ำสุดและระบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) มีความสามารถรองรับ Acid Mine Drainage ได้สูงสุด โดยมีค่าใช้จ่ายในการบำบัดประมาณ 8,000-38,000 บาทต่อตันต่อปี ระบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) และ Open Limestone Channels (OLCs) มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดต่ำสุดประมาณ 8,000-8,500 บาทต่อตันต่อปี และระบบ Anaerobic Wetlands จะมีค่าใช้จ่ายในการบำบัดสูงที่สุดประมาณ 38,000 บาทต่อตันต่อปี ส่วนค่าออกแบบและ

ติดตั้งระบบมีค่าใช้จ่ายประมาณ 340,000-3,420,000 บาท ระบบ Aerobic Wetlands มีค่าใช้จ่ายต่ำสุดประมาณ 340,000 บาท ส่วนระบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs), Successive Alkalinity Producing Syatems (SAPs) และ Open Limestone Channels (OLCs) มีค่าติดตั้งประมาณ 1-2 ล้านบาท ส่วนระบบที่มีค่าติดตั้งสูงที่สุดคือระบบ Anaerobic Wetlands ที่มีค่าออกแบบและติดตั้งระบบสูงถึง 3,420,000 บาท

จากที่กล่าวมาแล้วข้างต้น เมื่อเปรียบเทียบลักษณะ คุณสมบัติ ค่าใช้จ่ายในการบำบัดและค่าลงทุนก่อสร้างของแต่ละระบบ จะเห็นได้ว่าระบบ Anoxic Limestone Drains (ALDs) และ Open Limestone Channels (OLCs) เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพและคุ้มค่ามากที่สุดตามลำดับ โดยทั้ง 2 ระบบสามารถรองรับ Acid Mine Drainage ที่มีคุณสมบัติเป็นกรด มีค่าออกซิเจนละลายต่ำถึงสูง และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะสูง

3. ข้อเสนอแนะ

ระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ เป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่ใช้ในการบำบัด Acid Mine Drainage ซึ่งมีข้อดีและข้อเสียของการนำการบำบัดแบบนี้มาใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ พอสรุปได้ดังนี้

3.1 ข้อดี

1. ระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ไม่มีเครื่องมือเชิงกลที่ยุ่งยากสลับซับซ้อน ไม่ต้องใช้ระบบไฟฟ้าในการทำงาน และใช้สารเคมีอันตราย
2. ระบบไม่ต้องการการบำรุงรักษาหรือการดูแลระบบรายวัน
3. กระบวนการทำงานของระบบมีพื้นฐานมาจากกลไกทางธรรมชาติ
4. ระบบสามารถออกแบบและดำเนินการก่อสร้างติดตั้งระบบได้ในพื้นที่ห่างไกลและทุรกันดาร
5. มีค่าใช้จ่ายที่ต่ำเมื่อเทียบกับระบบการบำบัดแบบแอคทีบ ทรีทเมนท์

3.2 ข้อเสีย

1. การทำงานของระบบอาจจะมีข้อผิดพลาดเกิดขึ้นได้ เนื่องมาจากการออกแบบระบบที่ไม่สมบูรณ์
2. น้ำที่ปล่อยออกจากระบบอาจไม่ได้คุณภาพตามมาตรฐานที่กฎหมายกำหนด

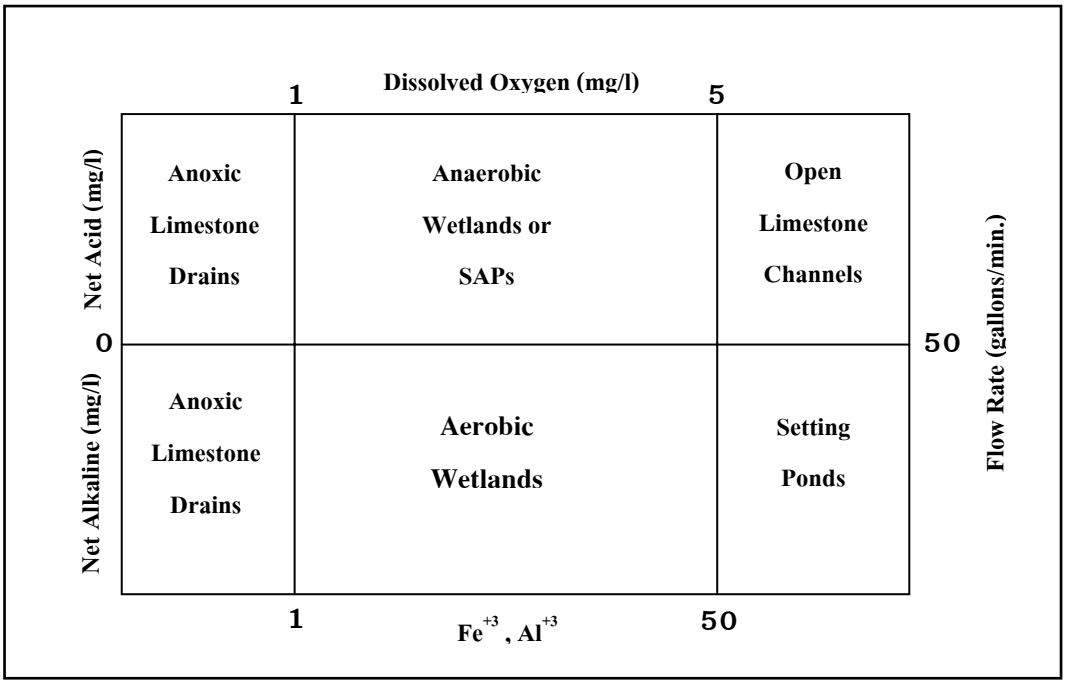
ตารางที่ 5.1 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัด ค่าใช้จ่ายในการบำบัด และค่าออกแบบติดตั้งระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์

ระบบบำบัด	ความเหมาะสมของระบบ	ประสิทธิภาพในการบำบัด	ความสามารถในการรองรับ AMD (ตัน/ปี)	ค่าใช้จ่ายในการบำบัด (บาท/ตัน/ปี)	ค่าออกแบบและติดตั้งระบบ (บาท)
Aerobic Wetlands	AMD ที่มีลักษณะเป็นด่างสุทธิ มีค่าการละลายของออกซิเจนสูง และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักปริมาณไม่สูงมาก	ลดค่าความเป็นกรดลงร้อยละ 43 ลดปริมาณเหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียมลงประมาณร้อยละ 50, 17 และ 83 ตามลำดับ	0.4 - 14.3 (3.6)	870 - 57,500 (18,200)	57,000 - 590,000 (340,000)
Anaerobic Wetlands	AMD ที่มีลักษณะเป็นกรด (น้อยกว่า 300 มิลลิกรัมต่อลิตร เทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต) ค่าการละลายของออกซิเจน และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักในปริมาณสูง	ลดค่าความเป็นกรดลงร้อยละ 3-76 ลดปริมาณเหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียมลงประมาณร้อยละ 62-80, 11 และ 25-52 ตามลำดับ	1.2 - 35.4 (2.7)	5,000 - 150,000 (38,000)	190,000 - 20,900,000 (3,420,000)

ตารางที่ 5.1 (ต่อ) เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัด ค่าใช้จ่ายในการบำบัด และค่าออกแบบติดตั้งระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์

ระบบบำบัด	ความเหมาะสมของระบบ	ประสิทธิภาพในการบำบัด	ความสามารถในการรองรับ AMD (ตัน/ปี)	ค่าใช้จ่ายในการบำบัด (บาท/ตัน/ปี)	ค่าออกแบบและติดตั้งระบบ (บาท)
Anoxic Limestone Drains (ALDs)	AMD ที่มีลักษณะเป็นกรด มีค่าการละลายของออกซิเจนต่ำ และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักมีปริมาณไม่สูง มาก	ลดค่าความเป็นกรดลงร้อยละ 50-80 ลดปริมาณสังกะสีลงประมาณร้อยละ 22 เหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียม ลดลงประมาณร้อยละ 20-30 ทั้ง 3 ธาตุ	0.2 - 130.9 (16.8)	1,300 - 30,000 (8,000)	95,000 - 7,100,000 (1,140,000)
Successive Alkalinity Producing Syatems (SAPs)	AMD ที่มีลักษณะเป็นกรด มีค่าการละลายของออกซิเจน และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักในปริมาณสูง	ลดค่าความเป็นกรดลงร้อยละ 70-80 ลดปริมาณเหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียมลงประมาณร้อยละ 20 ทั้ง 3 ธาตุ	1.5 - 68.7 (4.1)	1,500 - 84,000 (23,000)	420,000 - 8,100,000 (1,900,000)
Open Limestone Channels (OLCs)	AMD ที่มีลักษณะเป็นกรด มีค่าการละลายของออกซิเจน และความเข้มข้นการปนเปื้อนของโลหะหนักในปริมาณสูง	ลดค่าความเป็นกรดลงร้อยละ 50-90 ลดปริมาณเหล็ก แมงกานีส และอลูมิเนียมลงร้อยละ 72, 20 และ 20 ตามลำดับ	1.7 - 25 (8.7)	900 - 23,000 (8,500)	36,000 - 2,800,000 (1,060,000)

ในการเลือกระบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ ที่เหมาะสมที่จะนำมาใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่แต่ละแห่ง ต้องพิจารณาจากหลายปัจจัย (ภาพที่ 5.1) ได้แก่



ภาพที่ 5.1 การคัดเลือกระบบบำบัด Acid Mine Drainage วิธีการต่างๆ ของระบบบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์

1. ค่าความเป็นแอลคาไลน์ (net alkalinity) และค่าความเป็นกรด (net acid) ของ Acid Mine Drainage หรือน้ำทิ้ง

2. ความเข้มข้นหรือการปนเปื้อนของโลหะหนักที่ละลายอยู่ในน้ำ เช่น เหล็ก แมงกานีส อลูมิเนียม สารหนู แคดเมียม เป็นต้น

3. ค่าออกซิเจนละลายในน้ำทิ้ง

4. อัตราการไหลของน้ำทิ้งที่ออกจากเหมืองแร่หรืออุตสาหกรรมเหมืองแร่

5. มาตรฐานการควบคุมสิ่งแวดล้อมที่ภาครัฐกำหนดหรือตามกฎหมาย

นอกจากการคัดเลือกวิธีการบำบัดที่เหมาะสมแล้ว การออกแบบระบบเพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัด ยังจำเป็นต้องพิจารณาปัจจัยอื่นๆ เพิ่มเติมอีก อาทิเช่น

1. ในสภาพที่น้ำมีสภาพความเป็นกรดเป็นด่างน้อยกว่า 3 ระบบบำบัดอาจต้องใช้สารอื่นที่ทำปฏิกิริยารุนแรงได้มากกว่าหินปูน เช่น โซดาไฟ (NaOH) ดังนั้น ในขั้นตอนแรกของ

การออกแบบระบบ ควรมีการหาค่าของความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำในบริเวณที่มีอัตราไหลที่แตกต่างกันเพื่อให้สามารถประเมินประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำทิ้งของระบบได้

2. การออกแบบเพื่อติดตั้งระบบการบำบัดแบบพาสซีบ ทรีทเมนท์ จำเป็นต้องมีการสร้างระบบการบำบัดจำลองก่อน เพื่อหากระบวนการที่มีประสิทธิภาพที่สุดเพื่อให้น้ำที่ปล่อยออกมามีค่าตามมาตรฐานที่กำหนด

3. มีการตรวจสอบ ติดตาม และบำรุงรักษาระบบ โดยทำการสุ่มเก็บตัวอย่างเพื่อทดสอบคุณภาพน้ำ อย่างน้อยปีละครั้ง

4. การประเมินคุณสมบัติของน้ำทิ้งเบื้องต้น สามารถสังเกตได้จากสีของน้ำ ในกรณีที่น้ำมีสีส้มและขุ่นสามารถบอกได้ว่าน้ำดังกล่าวปริมาณธาตุเหล็กและค่าความเป็นกรดเป็นด่างมีค่าสูงกว่า 3.5 เมื่อน้ำสีแดงอมม่วง (wine-colored) แต่ใสแสดงว่ามีปริมาณธาตุเหล็กและมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างต่ำกว่า 3.5 เมื่อน้ำมีสีขาวสามารถบอกได้ว่ามีอลูมิเนียมปนเปื้อนสูงและค่าความเป็นกรดเป็นด่างมากกว่า 4.5 กรณีที่น้ำมีสีเหมือนช๊อกโกแลตจนถึงสีดำแสดงว่ามีปริมาณของแมงกานีสปนเปื้อนสูงและมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างมากกว่า 7

5. การนำเอาระบบต่างๆ มาประยุกต์ใช้ในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ ซึ่งส่วนใหญ่จะมีข้อจำกัดของแต่ละเหมืองแร่ ไม่ว่าจะเป็นสถานที่ตั้ง ชนิดของแร่ ลักษณะทางธรณีวิทยา ลักษณะทางภูมิศาสตร์ บางครั้งอาจพิจารณานำคุณสมบัติที่ดีของระบบ ประสิทธิภาพของแต่ละระบบมาประยุกต์ใช้ร่วมกัน เช่น Composed Wetlands ที่เป็นการนำระบบ Aerobic Wetlands และ Anaerobic Wetlands มาใช้ร่วมกัน หรือ Anoxic Limestone Drains and Wetlands Combination เป็นต้น เพื่อให้น้ำทิ้งมีค่าตามมาตรฐานที่กำหนด

บรรณานุกรม

Brodie, G.A., C.R. Britt, H. Taylor, T. Tomaszweski and D. Turner. (1990). "Passive Anoxic Limestone Drains to increase effectiveness of wetlands acid drainage treatment systems". Paper presented in *Twelfth National Association of Abandoned Mined Land Conference*. Breckinridge, CO.

Costello, Christine. (2003). "Acid Mine Drainage : Innovative Treatment Technologies". U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office, Washington, DC U.S.A. Retrieved January 15, 2005 from http://www.clu-in.org/download/studentpapers/costello_amd.pdf

Cravotta, C, A. and Kirby, C, S. (2004). "Effects of Abondoned Coal-Mine Drainage on Streamflow and Water Quality in the Shamokin Creek Basin, Northumberland and Columbia Countries, Pennsylvania." Water-Resources Investigations Report 03-4311. New Cumberland, Pennsylvania, U.S.A. 63p.

Faulkner, B, B. and Skousen, J, G. (1994). "Treatment of Acid Mine Drainage by Passive Treatment Systems." *In International Land Reclamation and Mine Drainage Conference,* April 24-29, 1994, 1994. Organized by U.S. Bureau of Mines, U.S.A. pp. 204-215.

Fripp, J., Ziemkiewicz, P.F., and Charkavork, H. (2000). "Acid Mine Drainage Treatment." EMRRP Technical Notes Collection (ERDC TN-EMRRP-SR-14), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. Retrieved December 16, 2004 from http://www.wes.army.mil/el/emrrp

George H. B. and George R.H. (2001) "Passive Treatment Alternatives for Remediating Abondoned-Mine Drainage." John Wiley & Sons, Inc. Retrieved December 27, 2004 from http://www.environmental-expert.com/ magazine/wiley/1051-5658/7.pdf

Gusek, J.J. (1995). "Passive Treatment of Acid Rock Drainage: what is the bottom line?" *Mining Engineering*. Vol. 47, No. 3. pp. 250-253.

Hedin, R.S., R.W. Nairn, and R.L.P. Kleinmann. (1994). "Passive Treatment of Coal Mine Drainage." U.S. Bureau of Mines Information Circular IC 9389. Pittsburgh, PA. Retrieved January 15, 2005 from http://www.id.blm.gov/aml/projects/champagne/index.htm

Hyman, D.M., and G.R. Watzlaf. (1995). "Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems." *Proceedings of the Seventeenth Annual Conference of the National Association of Abandoned Mine Lands*, October 1995, French Lick, IN.

Kepler, D.A., and E.C. McCleary. (1994). "Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs) for the treatment of acidic mine drainage." In *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference*, April 24-29, 1994. Organized by U.S. Bureau of Mines, U.S.A. pp. 195-204.

_____.(1997). "Passive aluminum treatment successes." In *Task Force Symposium the Eighteenth West Virginia Surface Mine Drainage*, April 15-16, 1996. Morgantown, West Verginia, U.S.A.

_____.(2003). “Successive Alkalinity Producing Systems-for the 2003.” West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium. Retrieved December 20, 2004 from http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/2003TFS/Kepler03.pdf

Macalady, D. L. (Ed.). (1998). “Passive Bioremediation of Metals and Inorganic Contaminants.” *Perspectives in Environmental Chemistry*. Oxford University Press , New York, U.S.A. pp.473-495.

Nuttall, Charlotte A. and Younger, Pual L. (2000). “Zinc removal from hard, circum-neutral mine waters using a novel closed-bed limestone reactor.” *Water Research,* No.34, pp. 1262-1268

Rees, B, Bowell, Rob, D, Matt and Williams, Keith. (2001). “Performance of a Successive Alkalinity Producing Systems (SAPs).” Retrieved 28 December, 2004 from http://www.srk.co.uk/news/SAPs_Manuscript.pdf

Sasowsky, Ira D., Foos, Annabelle and Miller, Christopher M. (2000). “Lithic controls on the removal of iron and remediation of acidic mine drainage.” *Water Research*, No. 34, pp. 2742-2746

Skousen, J. G. (2001). “Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage.” West Virginia University, U.S.A. Retrieved December 12, 2004. From http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/passtrt.htm

Skousen, J.G., A.J. Sexstone, and P.F. Ziemkiewicz. (2000). “Acid Mine Drainage Control and Treatment.” Reclamation of Drastically Disturbed Lands, chapter 6. Agronomy No. 41. American Society of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation. Madison, WI, U.S.A.

Stephen McGinness. (1999). “Treatment Of Acid Mine Drainage” *Research Paper 99/10, Science and Environment Section*, House of commons library, U.S.A. 39p.

U.S. Department of the Interior. (2002). “Acid Mine Drainage Treatment Techniques and Costs.” Retrieved December 14, 2004 from http://www.osmre.gov/amdtcst.html

_____.(2003). “Passive Treatment System for Acid Mine Drainage.” Technical Note 409. Bureau of Land Management. Retrieved December 10, 2004 from http://www.blm.gov/nrtc/library/techno2.htm

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2002a). “SITE Technology Capsule: Anaerobic Compost Constructed Wetlands Technology.” EPA/540/R-02/506a. Retrieved December 14, 2004 from http://www.epa.gov/ord/site/reports/540R02506a/540R02506a.pdf

_____.(2002b). “Acid Mine Drainage Treatment Wetlands: A Sustainable Solution for Abandoned Mine Problems.” Section 319 Success Stories, Vol. III. Retrieved December 14, 2004 from http://www.epa.gov/owow/nps/Section319III/OK.htm

_____.(2002c). “A Handbook of Construted Wetlands Coal Mine Drainage.” Volume 4. 843F0003. Retrieved December 14, 2004 from http://www.epa.gov/clariton/clhtml/pubtitleOW.html

Walter, H. Eifert. (2002). “Application of Constructed Wetlands Treatment Technology.” Roux Associates, U.S.A., 48p.

Younger, Paul, Banwart, Steven A and Hedin, Robert, S.(2002). “Mine Water: Hydrology, Pollution and Remediation.” The Netherlands: Kluwer Academic Press.

Ziemkiewicz, P., J.G. Skousen, and R. Lovett. (1994). “Open Limestone Channels for Treating Acid Mine Drainage : a new look at an old idea.” Green Lands 24(4). pp 36-41.

Ziemkiewicz, P., J.G. Skousen, D. L. Brant, P.L. Sterner, and R. J. Lovett. (1997). “ Acid Mine Drainage Treatment with armored limestone in Open Limestone Channels.” *Environment Journal*, Qual. 26. pp 560-569.

Ziemkiewicz, P., J. G. Skousen, and J. Simmons. (2003). “Long-term performance of Passive Acid Mine Drainage Treatment Systems.” *Mine Water and the Environment Journal* , No. 22. pp 118-129.

ประวัติผู้ศึกษา

ชื่อ	นายมนตรี เหลืองอิงคะสุต
วัน เดือน ปีเกิด	27 สิงหาคม 2505
สถานที่เกิด	อำเภอเมือง จังหวัดอุดรธานี
ประวัติการศึกษา	วิทยาศาสตรบัณฑิต (ธรณีวิทยา) พ.ศ. 2528
สถานที่ทำงาน	กรมทรัพยากรธรณี กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม
	75/10 ถนนพระราม 6 เขตราชเทวี กรุงเทพมหานคร 10400
ตำแหน่ง	นักธรณีวิทยา 8ว.
	หัวหน้ากลุ่มพัฒนาระบบบริหาร