

パッシブ・トリートメントの導入に向けて －休廃止鉱山の坑廃水処理－



平成 25 年 2 月 1 日

(独)産業技術総合研究所

地圏資源環境研究部門

地圏資源環境研究部門

地圏資源環境研究部門

研究顧問

部門長

地圏環境リスク研究グループ長

厨川 道雄

駒井 武

張 銘

目次

1. まえがき	3
2. 酸性鉱山排水(Acid Mine Drainage: AMD)	4
2.1 AMDの発生源	4
2.2 酸の生成	4
2.2.1 黄鉄鉱	4
2.2.2 その他の硫化鉱物	6
2.2.3 その他の鉱物	7
2.3 酸の緩衝作用	9
2.3.1 珪酸塩鉱物	9
2.3.2 炭酸塩鉱物	10
2.3.3 交換性陽イオン	11
2.4 坑廃水の特性と分類	11
2.4.1 坑廃水の特性	11
2.4.2 坑廃水の分類	12
2.4.3 アシディティとアルカリニティ	14
2.4.4 ネットアシディティとネットアルカリニティ	15
2.4.5 AMDに与える微生物の影響	16
2.5 AMDによる環境影響	16
2.5.1 地表水の汚染	16
2.5.2 水中生物に与える影響	16
2.5.3 河川堆積物の汚染	17
2.5.4 地下水の汚染	17
3. 我が国における休廃止鉱山の坑廃水処理	19
3.1 義務者存在鉱山と義務者不存在鉱山	19
3.2 鉱害防止事業	21
3.3 松尾鉱山における坑廃水処理	22
3.4 経済産業省が目指す休廃止鉱山鉱害防止事業の方向性	23
4. AMDのパッシブ・トリートメント	25
4.1 好気性人工湿地	25
4.2 嫌気性人工湿地(コンポスト湿地)	26
4.3 嫌気性石灰石添加水路	29
4.4 連続アルカリ添加システム	32
4.5 透過性反応壁	35
4.6 その他のパッシブ・トリートメント	36
4.6.1 石灰石池	36
4.6.2 開放型石灰石水路	36
4.6.3 分水井	37
4.6.4 石灰石浸出床	38
4.6.5 製鋼スラグ浸出床	39
4.7 パッシブ・トリートメント方式の選択	40
4.8 パッシブ・トリートメントのコスト	42
5. あとがき	43
6. 参考文献	44
参考資料 休廃止鉱山からの排水基準について	46
金属鉱業等鉱害対策特別措置法	46

1. まえがき

わが国では、かつて多数の鉱山が稼働し、その資源の供給は戦後からの復興や高度成長期の経済活動を担う重要な役割を果たしてきた。その一方で、いったん鉱山が閉じられると坑廃水や残査などの処理に多額の費用と長期間の対策を必要とする。特に、鉱山や鉱区の所有者が不在の場合は、国や自治体が責任をもって対策をすることが義務付けられ、国や自治体の財政に大きな負担となることがある。今後、いつまで坑廃水処理を継続すべきなのか、人材の不足や高齢化により処理事業が続けられるのか、坑廃水の環境への影響はどの程度であるか、より処理コストの安い坑廃水処理技術は無いのかなど、検討すべき課題は山積している。

諸外国をみわたすと、米国や英国などの先進国では、わが国よりも長い鉱山開発の歴史があり、鉱山の跡地や選鉱、製錬施設における環境対策にはすでに多くの成功事例が報告されている。そのひとつが、本報告で取り上げた「パッシブ・トリートメント」である。既往の対策技術の多くが、中和処理や重金属の回収、浄化などの積極的な処理を実施するアクティブ・トリートメントであった。この方式は、対策の確実さや短期間の処理に優位性はあるが、薬剤や電気エネルギーなどを多量に使用するため、コスト面で見合わないケースが多いのが実状である。これに対して、パッシブ・トリートメントでは、薬剤やエネルギーをかけずに自然の原理にならって坑廃水や残査を処理する方式であり、環境共生型の対策技術と考えられている。この方式は、鉱物や粘土、微生物などを活用して在来環境の下で自然回帰を目指すものであり、低コスト・低環境負荷であるため何と言っても経費の削減効果が大きい。

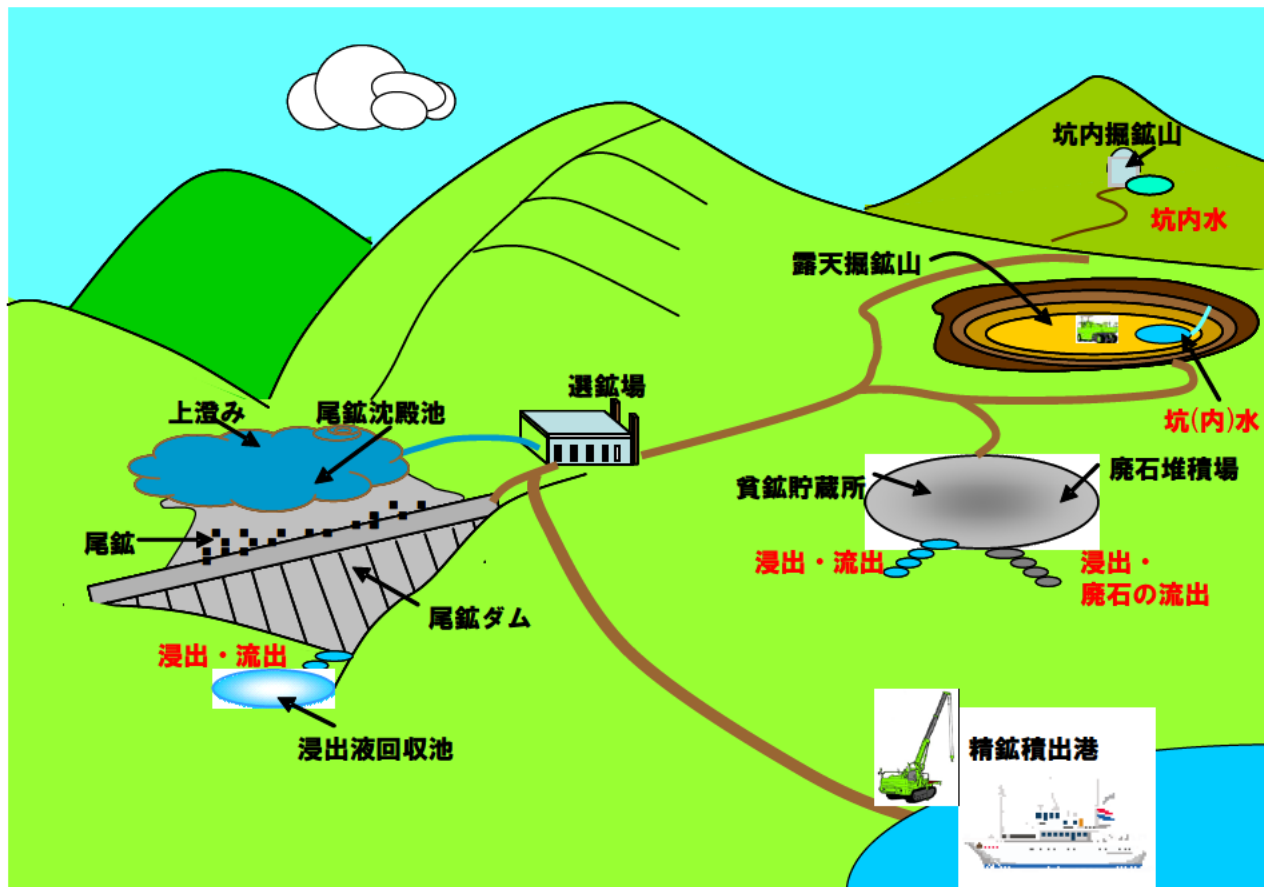
本報告は、米国を中心に進められているパッシブ・トリートメントの現状と事例、課題および今後の対応などをまとめたものである。わが国のみならず、アジア諸国や途上国における坑廃水処理事業の実施に寄与できれば幸甚である。また、土壌浄化対策や大規模開発事業に伴う環境修復技術の開発にも深い関わりがあり、さまざまな環境分野でも活用していただけると幸いである。

2. 酸性鉱山排水(Acid Mine Drainage: AMD)

2.1 AMDの発生源

我が国を始め世界各国において、金属などの資源を得るために古くから鉱山が開発されてきた。多くの金属鉱床には硫化鉱物などが含まれている。鉱山を開発することによって、地下に眠っていた硫化鉱物を取り出され、大気や水に曝される。これが酸化して、酸性の強い鉱山排水、いわゆる酸性鉱山排水(Acid Mine Drainage: AMD)が生成される。これらの排水には、重金属も含まれていることが多い。さらに、鉱物を取り出すための選鉱過程で生ずる尾鉱(ズリ)にも、硫化鉱物が含まれているケースが多い。したがって、ズリの堆積場から浸出する水も酸性が高く、重金属が含まれていることが多い。第2.1図に、鉱山からのAMDの発生源を示す。

稼働中及び廃止された鉱山からのAMDを、処理せずにそのまま環境中に放出すると、人や動植物などに大きな影響を与える可能性がある。



第2.1図 金属鉱山からのAMD発生源

2.2 酸の生成

硫化鉱物は、地殻の微量構成物であるが、金属鉱床(銅、鉛、亜鉛、金、ニッケル、鉄)、リン鉱石、炭層、頁岩、鉱物砂には、大量の硫化鉱物が含まれる。硫化鉱物は、大気や地下水に曝されると酸化して、硫酸塩、重金属、半金属などを含む酸性水が生成する。したがって、硫化鉱物がAMDの発生に最も関与しているといえる。最も一般的な硫化鉱物は、黄鉄鉱(FeS_2)である。

2.2.1 黄鉄鉱

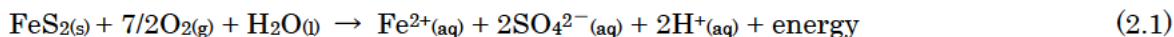
硫化鉱物は、還元状態では安定しているが、酸性状態になると、不安定になり、酸化メカニズムを経て分解される。最も一般的な硫化鉱物である黄鉄鉱は、ほとんどすべてのタイプの地質に存在し、金属や石炭の鉱床で幅広く認められる。

黄鉄鉱は、酸素に曝されると酸化する。さらに、微生物が存在すると酸化が促進される。酸化は、酸素による直接酸化と酸素と鉄による間接酸化に分けられる。直接酸化と間接酸化は、生物が存在しても、しなくとも

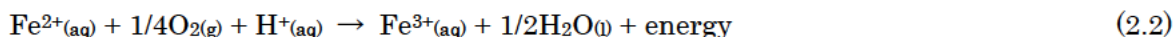
起こる。2 価及び 3 価の鉄が、黄鉄鉱の間接酸化に対して重要な役割をなす。黄鉄鉱の酸化メカニズムとして、以下の 4 つがあげられる。

- 1) 酸素による酸化（非生物直接酸化）
- 2) 微生物の存在下における酸素による酸化（生物直接酸化）
- 3) 酸素と鉄による酸化（非生物間接酸化）
- 4) 微生物の存在下における酸素と鉄による酸化（生物間接酸化）

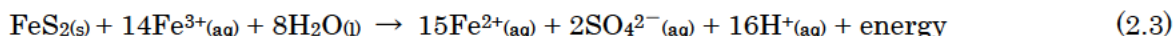
黄鉄鉱の酸化により、以下の式に従って AMD が生成される。まず、黄鉄鉱が酸素により酸化され、第 1 鉄イオン(Fe^{2+})、硫酸イオン、水素イオンが発生する。放出された水素イオンにより、溶液は酸性化する。



pH が低い場合では、第 1 鉄イオン(Fe^{2+})が、酸素と水素イオンによってさらに酸化され、第 2 鉄イオン(Fe^{3+})となる。



(2.2)式で生成した第 2 鉄イオン(Fe^{3+})により、(2.3)式で示すように黄鉄鉱が酸化され、 Fe^{2+} が生成する。

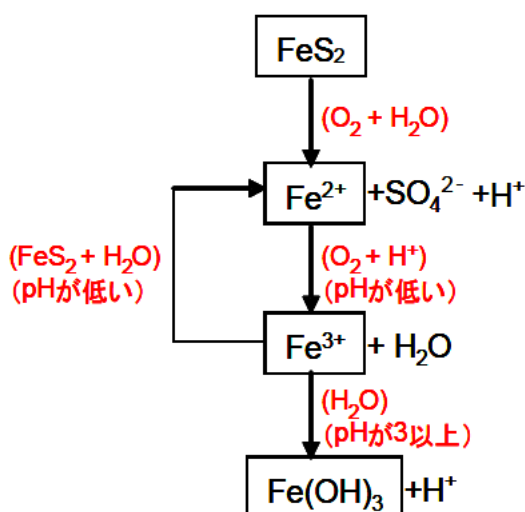


この一連の反応を第 2.2 図に示す。まず、酸素により黄鉄鉱が酸化され、第 1 鉄イオン(Fe^{2+})が生成される。これが酸素により第 2 鉄イオン(Fe^{3+})となる。この第 2 鉄イオンによって、黄鉄鉱が酸化され、さらに Fe^{2+} が生成する。このように、 Fe^{2+} と Fe^{3+} とが繰り返し生成される。この Fe^{3+} による黄鉄鉱の酸化サイクルは、黄鉄鉱か Fe^{3+} が消費尽くされるまで続く。(2.3)式で示される酸化反応に酸素が関与していないことに、注目すべきである。

酸化剤として働く Fe^{3+} が、どの程度溶液中に存在するかは、溶液の pH に依存する。 Fe^{3+} の溶解度は、中性あるいはアルカリ性の溶液では非常に低いので、 Fe^{3+} による黄鉄鉱の酸化はほとんど起こらない。pH が増すと、水酸化鉄 ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) やオキシド水酸化鉄 (FeOOH) が沈殿し、 Fe^{3+} の溶解度が低くなる。例えば、炭酸塩鉱物によって溶液が中和され、pH が約 3 以上になると、以下の反応が起こる。



となる。以上の式により、黄鉄鉱の酸化には水と酸素が必要なこと、反応によって酸と水酸化鉄が生成されることが分かる。

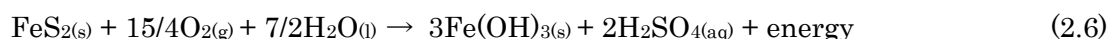


第 2.2 図 黄鉄鉱の酸化に関する反応経路を示すダイアグラム

(2.4)式及び(2.5)式のいずれの反応によっても、 Fe^{3+} が沈殿し、大量の H^+ が放出される。すると pH が下がるので、溶液中にさらに多くの Fe^{3+} が溶解することになる。(2.4)式と(2.5)式は、「加水分解」と呼ばれる。鉄の加水分解反応は、pH に依存する。pH が約 3 以下のときには、 Fe^{3+} は溶解し、pH が高くなると沈殿する。

黄鉄鉱の酸化は、酸化の要因である Fe^{3+} 、酸素、黄鉄鉱のうちの一つを取り除くか、あるいは溶液の pH を上げなければ、永遠に続くことになる。

(2.1)式から(2.5)式を、一つの式にまとめると、以下の式が得られる。



2.2.2 その他の硫化鉱物

これまで述べたように、黄鉄鉱は多くの鉱床に含まれていることから、主要な金属硫化鉱物であり、AMD の生成に大きくかかわっていることは明らかである。しかし、第 2.1 表に示されるように、多くの硫化鉱物が鉱山に存在し、これらも坑廃水の性質に影響を与えている。その酸化メカニズムは、黄鉄鉱の酸化メカニズムに似ているが、反応速度は異なる。すなわち、黄鉄鉱、白鉄鉱（組成は黄鉄鉱と同じ FeS_2 であるが、結晶構造が異なる）、磁硫鉄鉱 (Fe_{1-x}S)、マッキノー鉱 ($(\text{Fe,Ni})_9\text{S}_8$) は、最も反応性が高く、pH が低いときに酸化反応が起こる。一方、銅藍 (CuS)、針ニッケル鉱 (NiS)、方鉛鉱 (PbS) は、黄鉄鉱に比べて反応性がかなり低い。その理由として、

(a)結晶構造が大きく、安定している、

(b)反応に関係する鉄分が少ない、

(c)白鉛鉱 (PbCO_3) や硫酸塩鉱 (PbSO_4) など溶解性の低い鉱物が形成され、それらの鉱物が硫化鉱物の表面を覆う、

ことなどがあげられる。辰砂 (HgS) や輝水鉛鉱 (MoS_2) などの鉱物は、耐性が高く、酸性かつ好氣的条件下でも酸化速度は、非常に遅い。

硫化鉱物や硫化鉱物と接触している水に鉄が含まれると、硫化鉱物の酸化が促進される。酸の生成量は、硫化鉄の量によって決まる。硫化鉄に富む硫化鉱（例えば、黄鉄鉱、白鉄鉱、磁硫鉄鉱）、あるいは主たる構成物質として鉄を含む硫化鉱（例えば、黄銅鉱、鉄を含む閃亜鉛鉱）からの酸の生成量は、硫化鉄の含有量が小さい硫化鉱や鉄を含まない硫化鉱（例えば、方鉛鉱、鉄をほとんど含まない閃亜鉛鉱）に比べて、極端に大きい。

硫化鉱の金属と硫黄の比によって、酸化による硫酸の発生量が決まる。例えば、金属と硫黄の比が 1:2 である黄鉄鉱と白鉄鉱（ともに FeS_2 ）は、1:1 である方鉛鉱 (PbS) や閃亜鉛鉱 (ZnS) に比べて硫黄の含有量が多いことから、鉱物 1 モル当たりの酸の発生量は多くなる。

第 2.1 表 硫化鉱とその化学式

鉱物名	日本名	化学式
Arsenopyrite	硫砒鉄鉱	FeAsS
Bornite	斑銅鉱	Cu ₂ FeS ₄
Chalcocite	輝銅鉱	Cu ₂ S
Chalcopyrite	黄銅鉱	CuFeS ₂
Cinnabar	辰砂	HgS
Cobaltite	輝コバルト鉱	CoAsS
Covellite	銅藍	CuS
Cubanite	キューバ鉱	CuFe ₂ S ₃
Enargite	硫砒銅鉱	Cu ₂ AsS ₄
Galena	方鉛鉱	PbS
Mackinawite	マッキノー鉱,	(Fe,Ni) ₉ S ₈
Marcasite	白鉄鉱	FeS ₂
Melnikovite	メルニコフ鉱	Fe ₃ S ₄
Millerite	針ニッケル鉱	NiS
Molybdenite	輝水鉛鉱	MoS ₂
Orpiment	雄黄	As ₂ S ₃
Pentlandite	ペントランド鉱	(Ni,Fe) ₉ S ₈
Pyrite	黄鉄鉱	FeS ₂
Pyrrhotite	磁硫鉄鉱	Fe _{1-x} S
Realgar	鶏冠石	AsS
Stibnite	輝安鉱	Sb ₂ S ₃
Sphalerite	閃亜鉛鉱	ZnS
Tennantite	テナントライト	(Cu,Fe) ₁₂ As ₄ S ₁₃
Tetrahedrite	四面銅鉱	(Cu,Fe) ₁₂ Sb ₄ S ₁₃
Violarite	ビオラル鉱	FeNi ₂ S ₄

2.2.3 その他の鉱物

硫化鉱以外に、酸化や沈殿する際、水素イオンを放出する鉱物もある。第 2.2 表に硫化鉱廃棄物からの硫化鉱からの酸の生成反応例をまとめた。表の中段には、第 2 鉄 (Fe³⁺) やアルミニウムが水酸化物として沈殿する反応を示した。下段には、鉄ミョウバン石 (KFe₃(SO₄)₂(OH)₆)、ミョウバン石 (KAl₃(SO₄)₂(OH)₆)、ハロトリ石 (FeAl₂(SO₄)₄・22H₂O)、コキンバイト (Fe₂(SO₄)₃・9H₂O) などの Fe²⁺、Mn²⁺、Fe³⁺、Al³⁺を含む硫酸塩が溶解する際に、水素イオンを放出することを示した。これらをまとめると、鉱物の酸化は、

- ・ 鉄に富む硫化物の酸化
- ・ 水酸化鉄 (Fe³⁺) 及び水酸化アルミ (Al³⁺) の沈殿
- ・ 溶解性 Fe²⁺、Mn²⁺、Fe³⁺、Al³⁺硫酸塩の溶解

に分類されることがわかる。

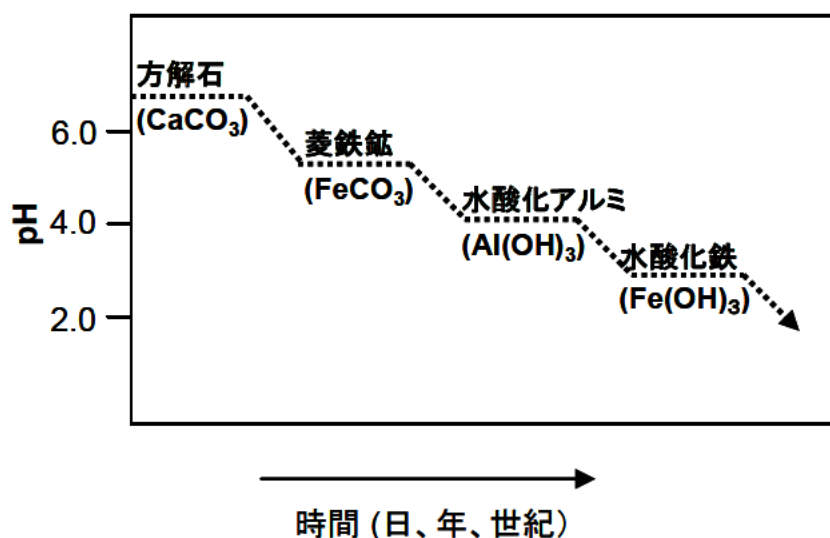
溶解性の Fe²⁺硫酸塩は、硫酸鉱廃棄物に共通して認められ、酸の間接的な発生源となっている。例えば、緑ばん (FeSO₄・7H₂O) の溶解によって Fe²⁺が放出され、これが酸化して Fe³⁺になる。この Fe³⁺は水酸化鉄として沈殿し、水素イオンを放出するか、あるいは黄鉄鉱を酸化する。

第 2.2 表 単純化した硫化鉱廃棄物の酸生成反応の例

風化を受ける鉱物	日本名	化学反応
鉄に富む硫化物の完全酸化		
Pyrite, Marcasite	黄鉄鉱と白鉄鉱	$\text{FeS}_{2(s)} + 15/4\text{O}_{2(g)} + 7/2\text{H}_2\text{O}_{(l)} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 2\text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 4\text{H}^+(\text{aq})$
Pyrrhotite	磁硫鉄鉱	$\text{Fe}_{0.9}\text{S}_{(s)} + 2.175\text{O}_{2(g)} + 2.35\text{H}_2\text{O}_{(l)} \rightarrow 0.9\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + \text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 2\text{H}^+(\text{aq})$
Chalcopyrite	黄銅鉱	$\text{CuFeS}_{2(s)} + 15/4\text{O}_{2(g)} + 7/2\text{H}_2\text{O}_{(l)} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 2\text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + \text{Cu}^{2+}(\text{aq}) + 4\text{H}^+(\text{aq})$
Bornite	班銅鉱	$\text{Cu}_3\text{FeS}_{4(s)} + 31/40\text{O}_{2(g)} + 7/2\text{H}_2\text{O}_{(l)} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 4\text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 3\text{Cu}^{2+}(\text{aq}) + 4\text{H}^+(\text{aq})$
Arsenopyrite	硫ヒ鉄鉱	$\text{FeAsS}_{(s)} + 7/2\text{O}_{2(g)} + 3\text{H}_2\text{O}_{(l)} \rightarrow \text{FeAsO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}_{(s)} + \text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 2\text{H}^+(\text{aq})$
Fe-rich Sphalerite	含鉄閃亜鉛鉱	$(\text{Zn},\text{Fe})\text{S}_{(s)} + 3\text{O}_{2(g)} + \text{H}_2\text{O}_{(l)} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + \text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + \text{Zn}^{2+}(\text{aq}) + 2\text{H}^+(\text{aq})$
Fe³⁺, Al³⁺水酸化物の沈殿		
Iron hydroxides	水酸化鉄	$\text{Fe}^{3+}(\text{aq}) + 3\text{H}_2\text{O}_{(l)} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 3\text{H}^+(\text{aq})$
Aluminium hydroxides	水酸化アルミ	$\text{Al}^{3+}(\text{aq}) + 3\text{H}_2\text{O}_{(l)} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_{3(s)} + 3\text{H}^+(\text{aq})$
2 次鉱物 (Fe²⁺, Mn²⁺, Fe³⁺, Al³⁺硫酸塩とヒドロキシ硫酸塩) の溶解		
Halotrichite	ハロトリ石	$\text{FeAl}_2(\text{SO}_4)_4(\text{s}) + 22\text{H}_2\text{O}_{(l)} + 0.25\text{O}_{2(g)} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 2\text{Al}(\text{OH})_{3(s)} + 4\text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 8\text{H}^+(\text{aq})$
Romerite	レーメル石	$\text{Fe}(\text{SO}_4)_4 \cdot 14\text{H}_2\text{O}_{(s)} \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + \text{Fe}^{2+}(\text{aq}) + 8\text{H}_2\text{O}_{(l)} + 4\text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 6\text{H}^+(\text{aq})$
Coquimbite	ブース石	$\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}_{(s)} \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 3\text{H}_2\text{O}_{(l)} + 3\text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 6\text{H}^+(\text{aq})$
Melanterite	緑ばん	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}_{(s)} + 0.25\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 4.5\text{H}_2\text{O}_{(l)} + \text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 2\text{H}^+(\text{aq})$
Jurbanite	ジュバン石	$\text{Al}(\text{SO}_4)(\text{OH}) \cdot 5\text{H}_2\text{O}_{(s)} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_{3(s)} + 3\text{H}_2\text{O}_{(l)} + \text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + \text{H}^+(\text{aq})$
Jarosite	ジャロサイト	$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6\text{O}_{(s)} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{K}^+(\text{aq}) + 3\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 2\text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 3\text{H}^+(\text{aq})$
Alunite	明ばん石	$\text{KAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6\text{O}_{(s)} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{K}^+(\text{aq}) + \text{Al}(\text{OH})_{3(s)} + 2\text{SO}_4^{2-}(\text{aq}) + 3\text{H}^+(\text{aq})$

2.3 酸の緩衝作用

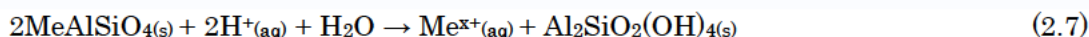
先に述べたように、坑廃水は黄鉄鉱などの酸化によって酸性化する。他方、珪酸塩鉱物、炭酸塩鉱物、水酸化鉱物は、酸を中和する作用、いわゆる酸緩衝作用を有する。硫化物の酸化反応とは異なり、酸緩衝反応は溶液に含まれる酸素の濃度とは無関係である。第 2.3 図に示すように、鉱物によって溶解する pH は異なる。



第 2.3 図 pH に基づく酸緩衝作用を有する鉱物の溶解

2.3.1 珪酸塩鉱物

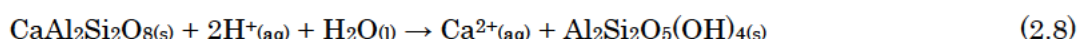
自然界で主として酸の緩衝能力を有しているのは、ケイ酸塩を含む鉱物である。ケイ酸塩鉱物としては、カンラン石、輝石、角閃石、ザクロ石、長石、準長石、粘土、雲母などがある。珪酸塩鉱物とその化学成分を第 2.3 表に示す。これらの鉱物による酸緩衝作用は、以下の式によって表すことができる。



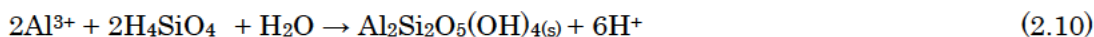
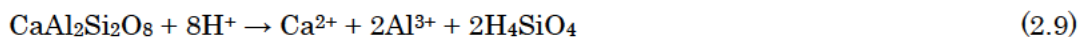
(Me = Ca, Na, K, Mg, Mn or Fe)

珪酸塩鉱物によって水素イオンが消費され、溶解性の陽イオンと $[\text{SiO}_x(\text{OH})_{4-2x}]_n$ で表される珪酸が生成される。

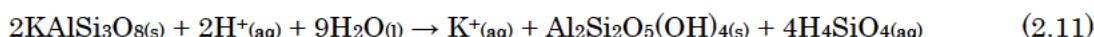
斜長石に属する灰長石 ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) の長石グループの酸緩衝作用は、以下の式で示される。



(2.8)式は、以下の 2 段階の反応をまとめたものである。



また、カリ長石に属する斜長石 (KAlSi_3O_8) の反応は、次式で示される。



第 2.3 表 珪酸塩鉱物とその化学式

かんらん石	マグネシウムかんらん石	Mg_2SiO_4
	鉄かんらん石	Fe_2SiO_4
	マンガンかんらん石	Mn_2SiO_4
輝石	Mg-Fe 輝石	$\text{Mg}_2\text{Si}_2\text{O}_6$ など
	カルシウム輝石	$\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$ など
	アルカリ輝石	$\text{NaFe}^{3+}\text{Si}_2\text{O}_6$ など
角閃石	Mg-Fe 角閃石	$(\text{Mg,Fe})_7(\text{Si}_8\text{O}_{22})(\text{OH})_2$ など
	カルシウム角閃石	$\text{Ca}_2\text{Mg}_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ など
	アルカリ角閃石	$\text{Na}_2(\text{Mg,Fe})_3\text{Al}_2\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ など
柎榴石	鉄ばん柎榴石	$\text{Fe}_3\text{Al}_2(\text{SiO}_4)_3$
	苦ばん柎榴石	$\text{Mg}_3\text{Al}_2(\text{SiO}_4)_3$
	満ばん柎榴石	$\text{Mn}_3\text{Al}_2(\text{SiO}_4)_3$
	灰鉄柎榴石	$\text{Ca}_3\text{Fe}_2(\text{SiO}_4)_3$
	灰ばん柎榴石	$\text{Ca}_3\text{Al}_2(\text{SiO}_4)_3$
	灰クロム柎榴石	$\text{Ca}_3\text{Cr}_2(\text{SiO}_4)_3$
長石	カリ長石	KAlSi_3O_8 など
	斜長石	$\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ など
準長石	霞石など	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ など
雲母	白雲母	$\text{KAl}_2(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH,F})_2$
	金雲母	$\text{KMg}_3\text{Si}_3\text{AlO}_{10}(\text{OH,F})_2$
	黒雲母	$\text{K}(\text{Mg,Fe})_3(\text{Al,Fe})\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH,F})_2$
	リシア雲母	$\text{K}(\text{Li,Al})_3(\text{Si,Al})_4\text{O}_{10}(\text{F,OH})_2$

出典 : http://home.hiroshima-u.ac.jp/er/Class/CJ_KN_KL1K.html
<http://ja.wikipedia.org/>

2.3.2 炭酸塩鉱物

方解石 (CaCO_3)、ドロマイト ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$)、マグネサイト (MgCO_3) などの炭酸塩鉱物は、重要な酸性緩衝作用を担う。方解石は、自然界に広範囲に分布し、反応速度もドロマイトに比べて速いことから、最も重要な鉱物である。粒径、組織、炭酸塩結晶格子内の微量元素の存在が、反応を速めたり、阻害したりする。方解石は溶解して水素と反応し、重炭酸塩 (HCO_3^-) や炭酸 (H_2CO_3) を生成する。弱酸性からアルカリ性のもとでは重炭酸塩が生成し ((2.12) 式)、強酸性のもとでは炭酸が生成する ((2.13) 式)。



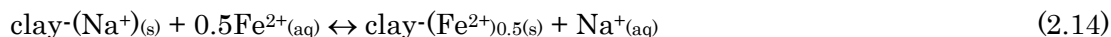
ドロマイト、アンケライト ($\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2$)、マグネサイトなどの炭酸塩が溶解することによっても、水素イオンが消費され、重炭酸塩、カルシウムやマグネシウムイオン、炭酸が生ずる。

菱鉄鉱 (FeCO_3) は、鉄脈や炭層に含まれている脈石である。菱鉄鉱による中和効果は、酸化還元条件に依存する。還元状態では、菱鉄鉱は溶解して水素イオンを消費し、重炭酸塩と Fe^{2+} イオンを生成する。これ

に対して、酸素が豊富な場合には、菱鉄鉱が溶解しても、中和効果は起きない。すなわち、重炭酸塩の生成によって水素イオンを消費するが、同時に生成したに Fe^{2+} が加水分解して沈殿する際、同じ量の水素イオンが放出されるからである。

2.3.3 交換性陽イオン

酸緩衝作用を有する鉱物として、最後にあげられるのは雲母や粘土の表面に存在する陽イオン (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) である。これらの陽イオンは、坑廃水に溶解しているイオンと置換する。硫化鉱物が酸化する際に生成する水素イオンと Fe^{2+} イオンを、陽イオン交換サイトに吸着する。これによって、溶解中の水素イオンと Fe^{2+} イオンは、溶液から除去されることになる。粘土と Fe^{2+} イオン及び水素イオンとの反応式は、それぞれ以下に示す通りである。



2.4 坑廃水の特性と分類

2.4.1 坑廃水の特性

鉱山から排出される坑廃水には、多くの化学物質が溶解している。これらの坑廃水には、鉱石に含まれる鉱物の他、発破作業に用いられる爆薬の成分が含まれることもある。また場合によっては、金を抽出するために用いられるシアン化合物（ただし、日本の菱刈鉱山から生産される金鉱石から金を抽出する工程では、シアンを用いていない）、ヒープリーチ溶液の窒素化合物 (NO_2^- 、 NO_3^- 、 NH_3) が含まれることもある。尾鉱ダムからの浸出水には、選鉱や湿式冶金で使用される化学添加物が、認められることもある。

一般に多くの坑廃水には、採掘される鉱物や適用される選鉱及び冶金の方法にかかわらず、 Al^{3+} 、 Si^{4+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ などの陽イオンと Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- などの陰イオンが、主要な構成成分となっている例が多い。

坑廃水の特性の一例として、カナダにおける卑金属鉱山と金鉱山の AMD の pH や金属成分の濃度などをまとめた結果を第 2.4 表に示す。ここで、卑金属鉱山とは、銅、鉛、亜鉛、ニッケル鉱山のことを示す。

第 2.4 表 カナダの坑廃水成分のまとめ（単位：mg/l）

	卑金属鉱山		金鉱山	
	最小	最大	最小	最大
pH	2.38	9.11	2.15	3.52
アシディティ	10	23082	77	60000
硫酸塩	24	29579	360	150000
全浮遊固体	0	943	23	1070
全溶解固形物	233	1050	45000	130000
銅	0.003	341.7	0.01	63
ニッケル	0.003	36	0.1	12
鉛	0.001	23	0.019	1.9
亜鉛	0.012	2.099	2.05	27
ヒ素	0	0.3		
鉄	0.038	1349	7.65	20000
カドミウム	0.001	1.92	0.009	0.12
コバルト	0.146	1.38		
アルミニウム	0.0176	35.3	1100	4800
マンガン	0.586	27	4.54	282

(REVIEW OF PASSIVE SYSTEMS FOR TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGE より)

2.4.2 坑廃水の分類

坑廃水の特性を表すパラメータを、**第 2.5 表**に示す。その成分は多岐にわたるので、成分から坑廃水を分類することはむずかしい。坑廃水の分類法は、これまでいくつか提案されている。以下にその例を示す。

1) 主たる陽イオンと陰イオン

これは、地表水及び地下水を特性化する典型的な分類法である。主たる陽イオン (Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^{+} 、 K^{+}) と陰イオン (Cl^{-} 、 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 、 HCO_3^{-}) を 3 軸座標上にプロットする。プロットされた水は、陽イオンと陰イオンの存在量によって分類される。

2) pH

pH に基づいて、坑廃水を酸性、アルカリ性、中性、その他に分類する基本的な方法。

3) pH と Fe^{2+} 及び Fe^{3+} の濃度

pH と坑廃水に含まれる Fe^{2+} 及び Fe^{3+} の濃度から求める方法。

4) pH と含有金属

pH と全溶解金属の成分に基づいて分類する方法。

5) アルカリニティとアシディティ

パッシブ・トリートメントを選択するための分類方法。滴定法によって水のアルカリニティとアシディティを測定する。アシディティを示す水は嫌気的な処理、アルカリニティを示す水は好気的な処理が要求されることから、嫌気性と好気性の処理の選択に用いられる。

6) アルカリニティ、アシディティ及び硫酸塩濃度

アルカリニティとアシディティ、坑廃水の硫酸含有量に基づく分類。

上記の分類方法は、全ての坑廃水に適用できるものではない。例えば、ヒ素、アンチモン、水銀、シアン化合物などの濃度が高い坑廃水対しては適用できず、多くの坑廃水の主たる成分となっている鉄、マンガン、アルミニウムが考慮されていない。参考として、pH に基づく坑廃水の分類を、**第 2.6 表**に示す。

第 2.5 表 坑廃水に関する主要なパラメータ

パラメータ	内容
Eh:酸化還元電位	溶液の酸化－還元電位。サンプル中の Fe^{2+} や Fe^{3+} などの複合的な酸化還元種の濃度を決定することにより、坑水の酸化還元状態を解析する。単位はボルト。
pH	水素活量の負対数; $-\log[\text{H}^+]$
電気伝導率、導電率 (EC)	溶液中の荷電イオン量に基づき電流を通す能力。 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ で表される。淡水に対しては、伝導率は次式によりほぼ全蒸発残留物(全固形分)(TDS)に関係づけられている。 $\text{EC}/0.65=\text{mg}/\text{l TDS}$
硬度	水から硬質粒子として沈殿するイオンの総量。 CaCO_3 mg/l で表され、次式によって、カルシウムとマグネシウムイオンの合計と関係づけられている。 $\text{CaCO}_3 \text{ mg}/\text{l} = 2.5\text{Ca mg}/\text{l} + 4.1 \text{ Mg mg}/\text{l}$
アルカリニティ	溶液の酸を中和する能力。例えば、pH4.5 など特定の pH まで酸の濃度を滴定によって下げることににより決定される。ほとんどの自然水では、アルカリニティは重炭酸塩及び炭酸塩イオンの合計と等しくなる。アンモニア、ホウ酸塩、ケイ酸塩、二硫化物、有機陰イオン、水酸化イオンなどのイオンは、水素と結合することが出来るので、アルカリニティを増す。アルカリニティは、 $\text{CaCO}_3 \text{ mg}/\text{l}$ あるいは $\text{HCO}_3^- \text{ mg}/\text{l}$ で表される。
アシディティ	溶液に陽子を供給する能力。例えば、pH8.3 など特定の pH までベースを滴定によって上げることににより決定される。多くの溶解イオン(H^+ 、 Fe^{2+} 、 HSO_4^-)、ガス(CO_2 、 H_2S)、フミン酸、フルボン酸、浮遊物質(金属水酸化物、粘土)は、酸性を増す方向に作用する。坑廃水は一般的に、有機酸量が非常に少ない。アシディティは、 $\text{CaCO}_3 \text{ mg}/\text{l}$ あるいは $\text{HCO}_3^- \text{ mg}/\text{l}$ で表される。
全蒸発残留物(総溶解固形物)(TDS)	溶解固形物の量。液体を蒸発させ、残留物の重さを量って決定される。単位は mg/l 。
溶存酸素(DO)	溶液に溶存している酸素の量。単位は mg/l 。
濁度	水中で巨視的かつ目視できる浮遊物の量。経験的な数目盛りを用いて決定される。
温度	$^{\circ}\text{C}$
塩分濃度	水に溶けている塩の量。淡水は 1000 あるいは 1500 mg/l TDS 以下、汽水は 1000～10000 mg/l TDS、塩水は、さらに塩分が高い。

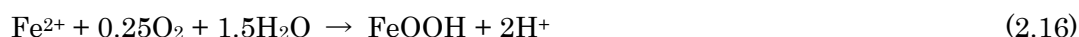
第 2.6 表 pH に基づく坑廃水の分類

分類	特徴
極めて酸性	pH<1 硫化物の酸化と加水分解によって生じた酸性の極端な例。岩石は黄鉄鉱が密に凝縮し、中和鉱物が存在しない状態。
酸性	pH<5.5 鉄に富む硫化物の酸化によって酸が生ずる。一般に、卑金属、金、石炭鉱山に見られる。
中性～アルカリ性	pH6～10 酸の生成と中和のバランスが取れているか、鉄に富む硫化物が存在しない場合。酸化鉱物あるいは中和鉱物の消費に応じて、坑廃水は時間とともに酸性あるいはアルカリ性となる。炭酸塩、酸化アルカリ、水酸化物、ケイ酸塩などが溶解することにより高レベルのアルカリ性を示すことがある。一般的に、ダイヤモンド、卑金属、金、ウラン、鉄、石炭、鉱物砂などの鉱床で見られる。
塩水	水溶性イオンの濃度によって pH は広範囲に変化する。炭酸カリウム、岩塩、ホウ酸塩などの蒸発残留岩を含む、石炭や工業材料の採掘に伴う。

2.4.3 アシディティ(Acidity)とアルカリニティ(Alkalinity)

1) アシディティ

坑廃水のアシディティに関係する要素として、1)溶存二酸化炭素と溶解炭酸塩、2)水素イオン、3)溶解金属イオンがあげられる。このなかで二酸化炭素は、pH が 5 以上の場合にアシディティに貢献するが、坑廃水が大気に曝されると蒸発するので、それほど重要ではない。アシディティに対して重要なのは、水素イオンと鉄、アルミニウム、マンガンなどの溶解金属イオンである。先に述べたように、これらの金属イオンは、加水分解反応により水素イオンを放出する。



これらの式は、坑廃水のトータルアシディティを計算するときに用いられる。すなわち、pH と溶解金属イオンのミリグラム当量の合計を用いて、アシディティは以下の式で計算される。

$$\text{Acid}_{\text{cals}} = 50(2\text{Fe}^{2+}/56 + 3\text{Fe}^{3+}/56 + 3\text{Al}/27 + 2\text{Mn}/55 + 1000(10^{-\text{pH}})) \quad (2.20)$$

全ての成分濃度の単位は、mg/l である。(2.20)式の右辺括弧内第 1 項の $2\text{Fe}^{2+}/56$ は、 Fe^{2+} のミリグラム当量を計算する項である。すなわち、 Fe^{2+} は 2 価で、鉄の分子量は 56 であるから、 Fe^{2+} のグラム当量は $56/2$ となる。 Fe^{2+} の濃度を $56/2$ で割ると、1 リットル中の Fe^{2+} のグラム当量数が求められる。ただし、 Fe^{2+} は mg/l の単位を有しているので、この値はミリグラム当量数となる。同様に、Al は 3 価で分子量は 27、マンガンは 2 価で分子量は 55 であるから、それぞれ $3\text{Al}/27$ 、 $2\text{Mn}/55$ によってそれぞれのミリグラム当量数が求められる。また、 H^+ は、 $[\text{H}^+] = 10^{-\text{pH}}$ で表され、単位は mol/l である。水素原子のモル質量は 1.0g すなわち 1000mg だから、 $1000(10^{-\text{pH}})$ となる。さらに、 CaCO_3 相当に換算するために、 CaCO_3 は 2 価で質量が 100 であることから、全体に $100/2 (=50)$ を掛けている。(2.20)式は、

$$\text{Acid}_{\text{cals}} = 1.79\text{Fe}^{2+} + 2.68\text{Fe}^{3+} + 5.56\text{Al} + 1.82\text{Mn} + 50,000(10^{-\text{pH}}) \quad (2.21)$$

となる。

また、 $50,000(10^{-\text{pH}})$ より、pH と CaCO_3 換算アシディティとの関係を求め、第 2.7 表に示す。pH が 4 以上の場合、pH はアシディティにほとんど貢献しないことが分かる。

第 2.7 表 pH と CaCO_3 換算アシディティとの関係

pH	CaCO_3 換算アシディティ (mg/l as CaCO_3)
6.0	0.05
5.0	0.5
4.5	1.6
4.0	5
3.5	16
3.0	50
2.5	158
2.0	500

2) アルカリニティ

坑廃水は、pH が 4.5 以上の時には、酸を中和する能力を有する。アルカリニティは、水酸基イオン (OH^-)、炭酸塩 (CO_3^{2-})、ケイ酸塩 (SiO_4^{4-})、ホウ酸塩 ($\text{B}(\text{OH})_4^-$)、有機配位子、リン酸塩 (PO_4^{3-})、アンモニアに依存する。このうち坑廃水に最も関係が深いのは炭酸塩で、重炭酸塩 (HCO_3^-) あるいは炭酸塩 (CO_3^{2-}) の形で存在する。



特に無酸素水では、多くの金属を含む硬水が炭酸塩によってアルカリ性を示すことがある。

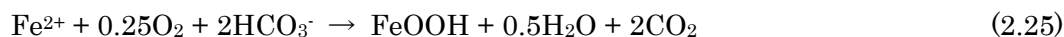
2.4.4 ネットアシディティとネットアルカリニティ

アルカリニティとアシディティは、相互に関連があり、一般に坑廃水には、アルカリニティとアシディティを有する。アルカリニティとアシディティの計測結果を比較することによって、坑廃水がネットアルカリニティ (net alkalinity : アルカリニティ > アシディティ) か、ネットアシディティ (net acidity : アシディティ > アルカリニティ) かが決まる。坑廃水がいずれの性質を示すかによって、採用するパッシブ・トリートメントの方式が大きく異なる。そのため、ネットアシディティとネットアルカリニティは、パッシブ・トリートメント方式を選択するための重要な性質である。

ネットアシディティは、次式で表される。

$$\text{Net Adicity}_{\text{calculated}} = 50[1000(10^{-\text{pH}}) + 2(\text{Fe}^{2+})/56 + 3(\text{Fe}^{3+})/56 + 2(\text{Mn})/55 + 3(\text{Al})/27] - \text{Alkalinity}_{\text{measured}} \quad (2.24)$$

ネットアルカリニティを示す坑廃水は、鉄やマンガンによって生ずる酸性を中和する働きをなす。 Fe^{2+} を含む坑廃水の反応は、次式で示される。



(2.25)式は、溶解する Fe^{2+} 1.0mg/l に対して、アルカリニティが少なくとも 1.8mg/l 必要であることを示している。すなわち、 Fe^{2+} 1 モル (56 グラム) を還元するためには、 HCO_3^- が 2 モル (2x61 グラム) 必要となる

ため、 $\text{Fe}^{2+}1\text{mg/l}$ に対する HCO_3^- 必要量は 2.18gm/l となる。これを CaCO_3 換算するには、50/61 を掛けることになるので ((2.20)式参照)、 CaCO_3 換算された HCO_3^- の必要量は、 1.8mg/l となる。

2.4.5 AMD に与える微生物の影響

AMD には、バクテリア、菌類、酵母菌、藻類、古細菌、原虫などの微生物が、豊富に存在する。例えば、スペインの悪名高い酸性水の Tito 川には、1,300 種類以上の微生物が見い出されている。

AMD から、アシディチオバチルス・チオオキシダンス (*Acidithiobacillus thiooxidans*)、アシディチオバチルス・フェロオキシダンス (*Acidithiobacillus ferrooxidans*)、レプトスピリラム・フェロオキシダンス (*Leptospirillum ferrooxidans*)、チオバシラス・チオパルス (*Thiobacillus thioparus*) などのバクテリアが見い出されている。これらのバクテリアは、酸性 ($\text{pH}<4$) で好気性環境において、活発に活動する。バクテリアは、代謝作用のために少量の窒素とリンを必要とし、 Fe^{2+} 、硫化水素、チオ硫酸塩、硫黄、金属硫化物をエネルギー源としている。

AMD には藻類が存在し、金属や半金属を除去している。さらに、原生生物ユーグレナ・ムタビリス (*Euglena mutabilis* : ミドリムシの一種) などの藻類は、光合成によって、坑水に酸素を供給する。これによって鉄が酸化されて沈殿するので、藻類は間接的に AMD 水から鉄を除去していることになる。微生物が、AMD 水で生存・成長する条件は、

- (a) 金属や半金属の濃度が高くとも耐えることが出来、
 - (b) 化学的な酸化反応をエネルギーとして自身の成長に使っている、
- ことである。微生物は、吸着や沈殿を通して、AMD から元素を除去する能力も有している。

さらに微生物は、吸着や沈殿によって、AMD から金属を除去する。例えば、アシディチオバチルス・フェロオキシダンスは、 Fe^{2+} を酸化し、酸化鉄や水酸化鉄として沈殿させることができる。他の微生物は、酸素を発生し、硫酸塩を硫化物に還元し、金属を細胞の外で沈殿させたり、あるいは細胞構造内に取込んだりする。また、いくつかの微生物は、AMD 水内のフェリハイドライト、シュベルトマナイト、ヒドロジンサイトなどの“微生物”鉱物の形成を促す能力がある。

このようなことから、微生物は AMD 水に含まれる金属や半金属の可溶化や固定化に対し、重要な役割をなしているといえる。

2.5 AMD による環境影響

稼働中の鉱山及び休廃止鉱山から AMD がそのまま環境に放出されると、河川や土壌、地下水などが汚染される可能性がある。これによって、河川に魚などが住めなくなるとともに、川や地下の水が利用できなくなり、人々の生活に対しても大きな影響を与えるなど、環境に様々な影響を及ぼす (第 2.8 表)。我が国においても、後述する松尾鉱山の例に見られるように、過去には坑廃水による鉱害が大きな社会問題となり、現在でも多大な費用をかけて浄化を行っている。

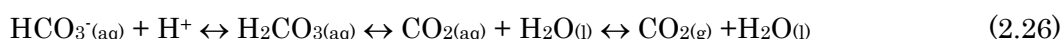
2.5.1 地表水の汚染

高濃度の重金属や塩を含む AMD が未処理のまま河川に放出されると、人の健康を脅かすとともに、下流で行われている漁業や農業、鉱業に対して悪影響を及ぼす。一度河川が汚染されると、その修復には莫大な費用と時間がかかるため、国が定めた飲料水の水質基準を満足するよう、AMD を処理しなければならない。

坑廃水の漏洩より、大事故につながった例も多い。例えば、中国福建省では、銅鉱山からの坑廃水の漏洩により、1890 トンの魚が死亡したとの報告もある。

2.5.2 水中生物に与える影響

自然界に存在する重炭酸塩は、河川等の水の pH を一定の範囲に保つ役割をなしている。酸性度が高い AMD が流入すると、重炭酸塩の働きを阻害する。過剰な水素イオンが供給されると、重炭酸塩は炭酸塩に、さらに水と二酸化炭素に変わる ((2.26)式)。



水生生物が光合成する際、重炭酸塩を無機炭素源として使用している。また、多くの水生生物は、pH が 4.3 以下では生息できない。したがって、重炭酸塩が失われると、水生生物は大きな影響を受ける。さらに、AMD に含まれる高濃度の金属は、イオンの形で存在するため、有機物や植物にも影響を与える。高い生物学的利用可能濃度*を示す重金属や半金属は、水生生物に致命的な影響を与えると同時に、人や動物の健康

にも影響を与える。pH が低いときには、水銀や他の金属、半金属がメチル化し、さらに毒性の強い形に変わる。

＊生物学的利用能とは、薬剤学において、服用した薬物が全身循環に到達する割合をあらわす定数である。定義上、薬物が静脈内に投与される場合、そのバイオアベイラビリティは 100%となる。一方、薬物がそれ以外の経路（例えば経口摂取など）により投与される場合は、全身循環に到達するまでに不十分な吸収などを受けるため、そのバイオアベイラビリティは減少することになる

2.5.3 河川堆積物の汚染

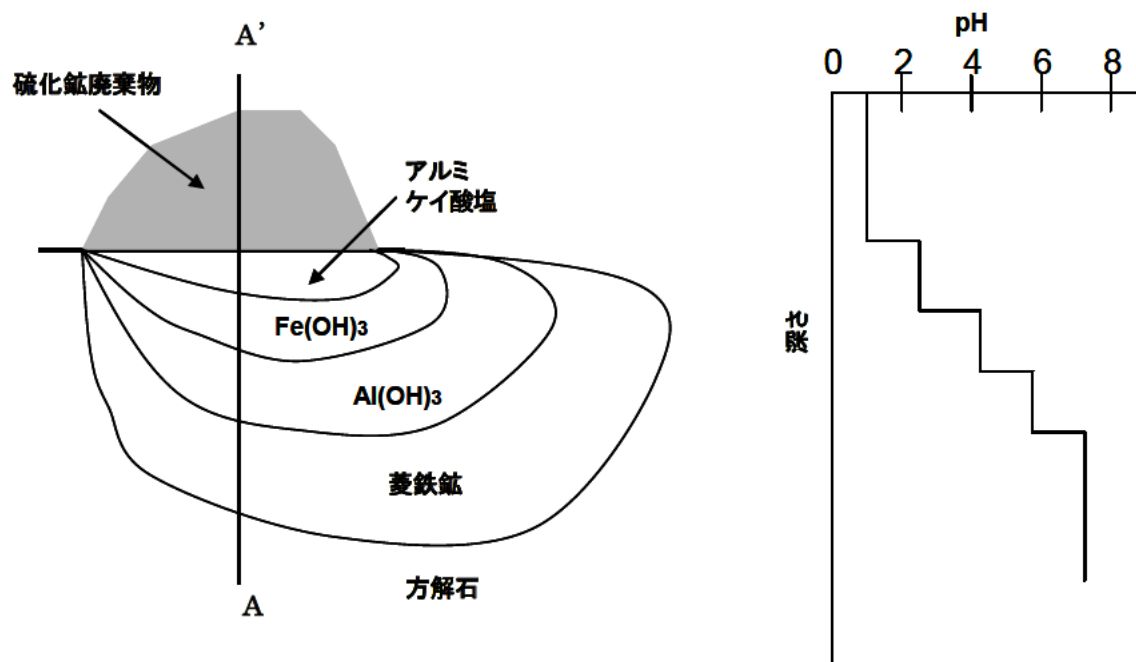
採鉱、選鉱及び冶金の段階で、適切な処理せずに坑廃水を河川に放流すると、汚染が広がる。坑廃水が、地域の河川に流入すると、含まれる成分によって環境に対してさまざまな影響を与える（第 2.8 表）。水に溶解していた金属成分は沈殿し、沈殿物によって川底が色とりどりに染まる。第 2.5 図は、米国コロラド州において坑廃水に含まれる鉄やアルミの沈殿物によって、汚染され変色した川を示す。

2.5.4 地下水の汚染

AMD が流入すると、地下水も大きな影響を受ける。例えば、ズリや尾鉱ダム底のライニング等の遮水が十分でなく、基盤をなす地層の透水係数が高い場合には、AMD が帯水層に流入する可能性が高い。採掘現場や廃棄物堆積場、貯水池からの高濃度の硫化鉱、金属、半金属などの汚染物質が、地下水中でプルーム状になって認められた例もある。このプルームは、時間とともに拡大し、地表に流出して、地表水を汚染する可能性もある。プルームの移動速度は、帯水層と汚染物質の物理的性質や化学的性質に依存する。反応性の低い汚染物質(SO_4^{2-} など)は、地下水と同じ速度で動く。一方、反応性の高い重金属、半金属などは、地下水の速度に比べて動きが遅い。第 2.4 図に、汚染物質によるプルームの拡散状況及び pH の分布を示す。

第 2.8 表 AMD の主たる特徴とその環境影響

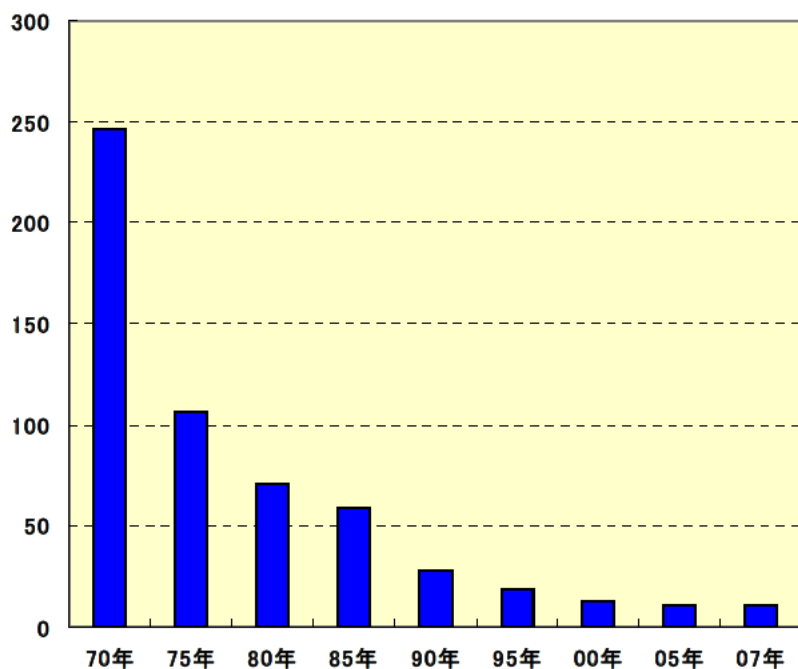
性質	化学種	溶液中の濃度範囲	環境影響
酸性	H^+	$\text{pH} < 4.5$	光合成有機物に対する重炭酸塩の減少、動植物の劣化および死滅、飲料水品質の低下、金属イオンの可動化、人工建造物の腐食
鉄沈殿物	Fe^{3+} 、 Fe^{2+} 、 $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$	100～ $1-9 \times 10^3 \text{ mg/l}$	pH の増加や第 2 鉄塩の沈殿による河川等の変色や濁り、底生生物の窒息や魚のえらの閉塞、水柱を透過する光の減少、人工建造物の被覆
溶解重金属および半金属	Cu、Pb、Zn、Cd、Co、 Ni、Hg、As、Sb	0.01～ $1-9 \times 10^3 \text{ mg/l}$	動植物の劣化や死滅、生物濃縮、飲料水の品質低下、土壌汚染
全蒸発残留物	Ca、Mg、K、Na、Fe、 Al、 Si、Mn、硫酸塩	100～ $1-9 \times 10^3 \text{ mg/l}$ 以上	飲料水の品質低下、貯水の品質低下、全蒸発残留物が塩としての沈殿することによる人工建造物の被覆、土壌汚染



第 2.4 図 硫化鉱の廃石堆積所の断面と地下に浸透する AMD のプルーム(左図)
AA'断面におけるプルームの pH の変化 (右図)

3. 我が国における休廃止鉱山の坑廃水处理

かつて日本では、多くの金属鉱山が存在していた。鉱山から取り出された金、銀、銅、鉛、亜鉛などの金属が、いろいろな産業に使用され、産業と経済の発展に大いに貢献した。しかし、資源の枯渇、金属価格の低迷などの理由で、多くの鉱山が閉山した。第 3.1 図から分かるように、1970 年には 246 もあった金属鉱山数は、2007 年には 11 となった。しかも現在、大規模な鉱山は、住友金属鉱山(株)の菱刈鉱山のみである。



第 3.1 図 日本における金属鉱山数
(経済産業省ホームページより)

その結果、日本には採掘活動を終了したいわゆる休廃止鉱山が多く存在する。これらの鉱山においては、主として硫化鉱物を採掘していたため、閉山後においても、採掘跡に黄鉄鉱 (FeS_2)、黄銅鉱 (CuFeS_2)、閃亜鉛鉱 (ZnS)、方鉛鉱 (PbS) などの鉱物が残っている。これらの鉱物が水や空気中の酸素と反応して、酸性で重金属を含んだ AMD が生成される。また、採掘や選鉱の過程で発生する尾鉱やズリの堆積場から、雨水などによって金属が溶出することもある。このような坑廃水が流出すると、河川などを汚染し、鉱害を引き起こす。

3.1 義務者存在鉱山と義務者不存在鉱山

日本の休廃止鉱山は、過去に鉱山を経営していた企業が引き続き現在も管理し、鉱害防止対策が行われている「義務者存在鉱山」と経営していた企業が既に消滅し、管理業者がいない「義務者不存在鉱山」に分けられる。管理業者のいない義務者不存在鉱山の鉱害防止対策は、地方自治体に任されている。第 3.2 図に対象鉱山を示す。鉱害防止事業の対象となっているのは、義務者存在鉱山 61 鉱山と義務者不存在鉱山 36 鉱山である。

◆対象鉱山数◆

➤「義務者不存在」:36鉱山

➤「義務者存在」:61鉱山

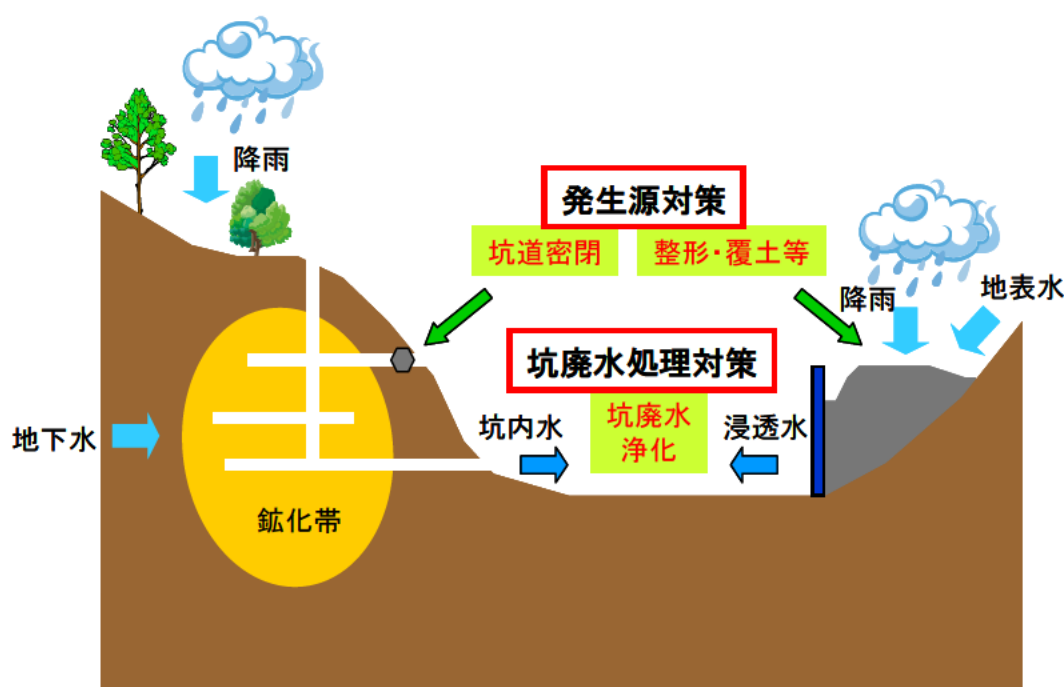


第3.2図 対象休廃止鉱山位置図
(経済産業省資料)

3.2 鉱害防止事業

ほぼ 40 年前、休廃止鉱山からの鉱害の発生を未然に防止することを目的に、鉱害防止事業が始まった。現在、2003 年から 2012 年にわたる第 4 次基本計画が実施されているところである。この事業は、義務者不存鉱山に対して、国が 3/4 の補助金を地方自治体に交付し、地方自治体が主体となって、鉱害防止を実施するものである。また、義務者存在鉱山に対しては、自然由来及び他者が原因となって生ずる汚染の処理費を国と地方公共団体が負担している。

具体的な対策技術としては、第 3.3 図に示すように、坑廃水の湧出を抑制する「発生源対策」と湧出する坑廃水を浄化する「坑廃水処理対策」が中心である。鉱害防止事業を実施するに当たり、JOGMEC（石油天然ガス・金属鉱物資源機構）が、経済産業省の委託を受け、技術的な支援を行っている。鉱害防止事業は昭和 48 年に開始され、平成 24 年度で第 4 次基本方針が終了する（第 3.1 表）。平成 25 年度以降も新たな基本方針のもとに鉱害防止事業は継続される予定である。



第 3.3 図 鉱害防止事業の技術対策
(JOGMEC の資料をもとに作成)

第 3.1 表 鉱害防止事業費の推移
(中央鉱山保安協議会資料：平成 24 年 11 月)

		第 1 次		第 2 次	第 3 次	第 4 次
期間		昭和 48 年～ 57 年度	昭和 53 年～ 57 年度(見直し)	昭和 58 年～ 平成 4 年度	平成 5 年～ 14 年度	平成 15 年～ 24 年度
鉱害防止 工事	義務者 不存在	90 億円 (138 鉱山)	290 億円 (180 鉱山)	185 億円 (93 鉱山)	228 億円 (86 鉱山)	107 億円 (32 鉱山)
	義務者 存在	240 億円 (601 鉱山)	170 億円 (255 鉱山)	35 億円 (39 鉱山)	22 億円 (30 鉱山)	8 億円 (19 鉱山)
坑廃水 処理	義務者 不存在				18 億円/年 (24 鉱山)	16 億円/年 (24 鉱山)
	義務者 存在				27 億円/年 (56 鉱山)	16 億円/年 (56 鉱山)

3.3 松尾鉱山における坑廃水処理

休廃止鉱山の一つである旧松尾鉱山は、八幡平の中腹、海拔 1,000m に位置する東洋最大の硫黄鉱山である。1940 年に硫黄鉱床の大露頭が発見されて以来、大規模な硫黄の生産を続けた。一時は、日本の硫黄生産の 30%、黄鉄鉱生産の 15% を占め、東洋一の産出量を誇った。その後、1968 年に硫黄酸化物が「大気汚染防止法」に基づき規制を受け、重油から硫黄が回収され始めた結果、安い回収硫黄が市場に出回るようになり、鉱山の経営が悪化し、1972 年についに閉山した。

鉱山から大量の強酸性の坑廃水が、閉山後も付近の赤川に流出し続けた。これを中和するために赤川に直接、中和剤を投入した結果、茶色く濁った水が下流の北上川を汚染したため、大きな社会問題となった（第 3.4 図）。廃坑から流出した坑廃水は、ヒ素を含む pH2 前後の強酸性を示した。また、その量も毎分 17～24 トンと非常に多かった。

そこで、この坑水を処理するために、1976 年に大規模中和処理施設を建設することが決定され、1982 年 4 月から本格的な稼働を開始した。第 3.5 図は、建設された中和処理施設を示す。

第 3.6 図に中和処理施設の処理フロー、第 3.2 表に原水と処理水の水質を示す。中和には比較的安価な炭酸カルシウムを用いている。炭酸カルシウムは、pH4 のもとで Fe^{3+} と反応することから、まず酸化槽において鉄バクテリアを用いて Fe^{2+} を Fe^{3+} に酸化している。その後、中和槽で炭酸カルシウムを投入して中和する。中和された水は、固液分離槽において凝集剤を加えて、水酸化第 2 鉄や硫酸カルシウムとして沈殿するので、これを貯泥ダムに送る。ヒ素は、鉄の殿物中に取り込まれることから、特別な処理は行われていない。固液分離槽の上澄み液は、環境基準値を満たしているので、河川に放流される。この中和処理施設は、建設に約 100 億円要した。また、運転管理に年間約 4.6 億円が使われている。



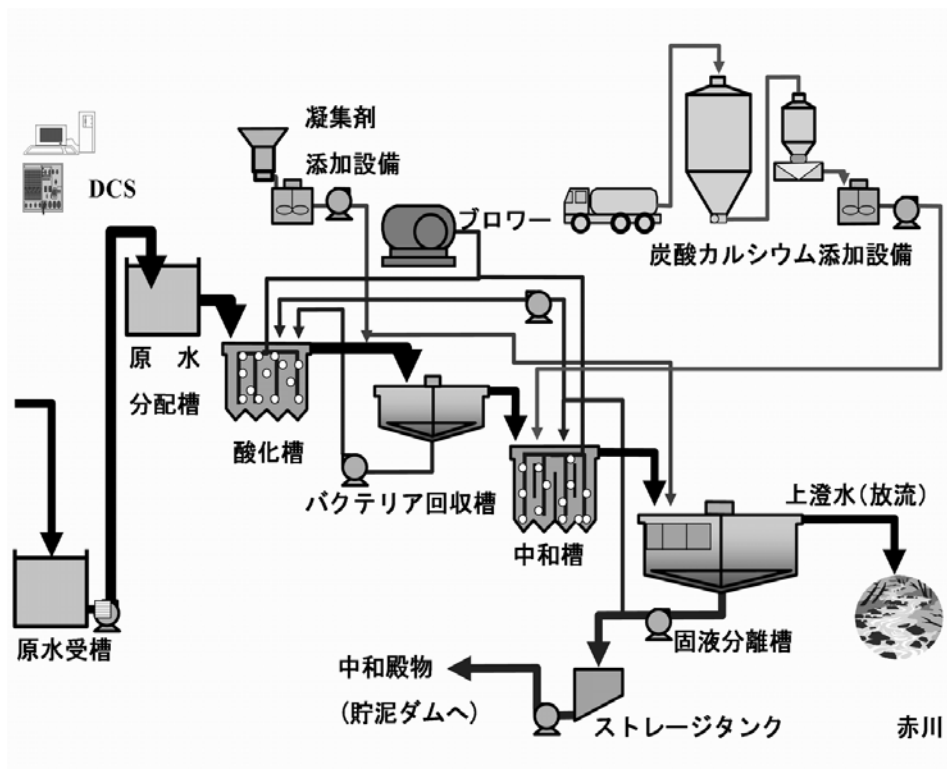
第 3.4 図 汚染された松川(赤川の下流)と北上川の合流点 (閉山当時)
(JOGMEC ホームページ :

http://www.jogmec.go.jp/mp_control/matsuo_mine_001.html)



第 3.5 図 松尾鉱山の坑廃水中和処理施設

(JOGMEC ホームページ : http://www.jogmec.go.jp/mp_control/matsuo_mine_001.html)



第 3.6 図 中和処理施設の処理フロー

(JOGMEC : <http://www.pref.iwate.jp/kankyou/hozen/mizushigen/19190/049546.html>)

3.4 経済産業省が目指す休廃止鉱山鉱害防止事業の方向性

1973 年に金属鉱業等鉱害対策特別措置法が制定されて以来、これまでに鉱害対策に 1,000 億円を超える国費が投じられている。この鉱害対策によって、初期に見られた鉱害による多大な被害は解消し、坑廃水処理の対象となっている原水の水量は減少し、水質も良化傾向を示した。しかし、多くの坑廃水は排水基準を満たしておらず、その処理を将来ともに続けなければならない、大きな財政負担を負っている。今後、これらの費用をいかに削減するかが、大きな課題である。このため、経済産業省に休廃止鉱山鉱害防止対策研究会が設けられ、休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性が検討されている。2010 年 6 月の中間報告によれば、今後の鉱害防止事業の在り方として、以下の方向性が示されている。

1) 発生源対策－自然回帰

①発生源対策実施によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山

2) 坑廃水処理－自然回帰

②水質管理目標が弾力的運用によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山

③新技術の導入によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山

3) 坑廃水処理施設継続

④設備更新、新技術の導入によって坑廃水処理費の低減を目指すべき鉱山

⑤リサイクル、新エネ導入等によって自立化を目指すべき鉱山

*その他、坑廃水処理費の低減を目指すべき鉱山

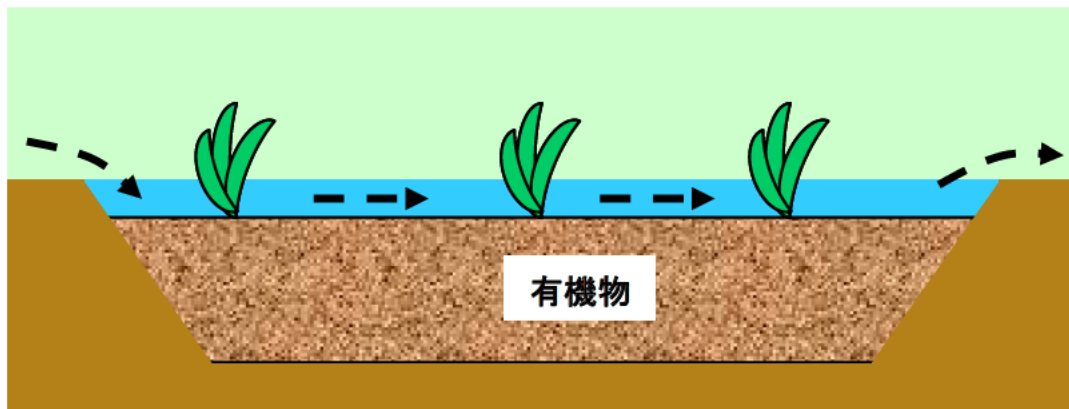
これらのうち、1)③新技術の導入によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山については、「これまで坑廃水処理を実施してきた鉱山で、処理原水が少なく、汚濁負荷量も比較的小さい鉱山の中には、パッシブ・トリートメントと呼ばれる生物(植物、微生物等)の生態特性や化学・地化学反応等、自然界の有する浄化能力を活用した処理方法へ転換することによって、従来の機械設備や薬剤等を使用した能動的な処理方法が不要になる鉱山もあると考えられる。具体的には、欧米で既に実績のある人工湿地や透過性反応壁の設置により、自然回帰を計るという取組である。」としている。

パッシブ・トリートメントは、海外で多くの事例が見られるが、我が国は実用化された例がない。経済産業省がその導入に向けて、JOGMEC や民間に委託して、現場実験を行っているところである。

4. AMD のパッシブ・トリートメントについて

AMD の処理には、これまで化学薬品が用いられてきた。化学処理は、費用がかかるうえ、長期間にわたって維持管理を必要とするという問題点がある。そこで、天然の浄化作用を模したパッシブ・トリートメントが注目された。アメリカのオハイオ州とウェストバージニア州において、AMD が天然の *Sphagnum* 沼地を通して流れる間に浄化されていることが発見された。1987 年のことである。さらに、*Typha* 湿地でも同様の現象が起きていることが分かった。これらの湿地帯に生育する植物は、酸性が強く高濃度の金属を含む環境にもかかわらず、長期間にわたって成長を続けていた。しかし、AMD を直接天然湿地に流し込むと、湿地の水質が悪化することから、AMD を天然湿地で処理することは、湿地保護の観点から連邦法によって禁じられた。この法律は、水処理のために人工的につくられた湿地を、AMD の処理に使用することを制約していない。そこで、AMD の処理コストや処理施設の維持管理費の削減を目指し、AMD 処理に人工湿地を利用するという取り組みが始まった。人工湿地には、好気性、嫌気性などいくつかの方式があるので、それらを紹介する。

4.1 好気性人工湿地 (Aerobic Wetlands)



第 4.1 図 好気性人工湿地

好気性人工湿地は一般的に、ネットアルカリニティを有する坑廃水に対して用いられる。湿地表面に坑廃水を流して空気に曝し、坑廃水に含まれる金属を沈殿させて、除去する方式である（第 4.1 図）。鉄とマンガンは、酸化して沈殿し、沈殿物は人工湿地や下流の川に留まる。人工湿地には、湿地内の水の流れを一樣にし、基層を安定化し、微生物の個体数を保持し、有機物を添加するとともに、湿地の景観を保つために、ガマ (*Typha*)、イグサ (*Juncus*)、スゲ (*Scirpus*) などの植物が植えられる。

好気的人工湿地では、金属の酸化や加水分解を促進するために、坑廃水が湿地内に留まる時間(滞留時間)を十分とる必要がある。鉄、アルミニウム、マンガンなどの金属をどの程度除去できるかは、坑廃水の溶解金属の濃度、溶存酸素濃度、pH、ネットアルカリニティ、微生物の存在、人工湿地内における滞留時間に依存する。特に、pH とネットアルカリニティは重要である。pH は、金属の水酸化沈殿物の溶解性と金属の酸化及び水酸化に対する反応速度に影響を与える。金属の加水分解によって H^+ が生成するが、水がアルカリ性を有しているために中和され、金属は継続的に沈殿する。鉄は、酸化された後、水酸化される。マンガンの酸化は $pH > 8$ で起こるが、微生物が存在する場合には $pH > 6$ で起こる。 Fe^{2+} が存在すると、マンガンの酸化が阻害される。したがって、鉄が酸化した後でマンガンは酸化する。すなわち、好気性のネットアルカリニティを有する湿地では、マンガンの沈殿は、鉄が沈殿した後で起こる。

坑廃水が酸性の場合は、好気性人工湿地の処理能力は極端に落ちる。例えば、Rougeux No.1 サイトでは、流量 5.2 g/min、 $pH 2.9$ 、ネットアシディティ 445 mg/l as $CaCO_3$ 、鉄 45 mg/l、マンガン 70 mg/l、アルミ 24 mg/l の AMD を、2 つのセルから成る好気性人工湿地で処理したところ、アシディティは 43%、鉄 50%、マンガン 17%、アルミ 83% 減少したが、pH は 2.3 に減少し、この地域の環境基準を満足することはできなかった。ただし、pH が 4.5~6.3 で、Fe 70 mg/l、Mn 17 mg/l、Al 30 mg/l を含む AMD を効率的に好気性人工湿地で処理したところ、排水基準を満たす処理水が得られたという報告もある (Brodie)。Rougeux #1 サイトでは、 $pH 2.9$ 、アシディティ 445 mg/l、鉄 45 mg/l、マンガン 70 mg/l、アルミ 24 mg/l で、流量 20 l/min の AMD を 2 つの好気性人工湿地セルで処理した。その結果、pH は 2.9 から 3.2 へ増加し、アシディティは 43%、鉄は 50%、マンガンは 17%、アルミは 83% 減少した (Hellier)。

ネットアシディティを有する AMD に対しては、好気性人工湿地と他のパッシブ・トリートメント方式とを組み合わせ、使用されることが多い。例えば、Tennessee Valley Authority (TVA)は、AMD に嫌気性石灰添加水路 (ALD) を用いてアルカリを添加し、沈殿池で鉄ブロックを溜め、その後で鉄とマンガンを除去するため、2～3 つの好気的人工湿地を使用した。これによって、鉄分が高く (>170 mg/l)、ネットアルカリニティを有しない AMD を処理したが、さらに処理が必要となり、この後に ALD を加えた例がある。

アルカリ水を処理するために必要な湿地の大きさは、鉄に対して 10～20 g/m²/day、マンガンに対しては 0.5～1 g/m²/day をもとに求めている例がある(Hedin)。

好気的人工湿地で処理できる坑廃水は、結果的に以下の条件を満たすと効率が良い。

- ・ pH : 5.5 以上
- ・ ネットアルカリニティ : アシディティは 100 mg/l 以下、
- ・ 低い金属濃度 : 鉄 < 50mg/l、マンガン < 15mg/l、
- ・ 少ない流量。

また、好気性人工湿地の利点として、以下の項目があげられる。

- ・ 比較的費用が安い。植栽なしで 12 ドル/m²、植栽付きで 36 ドル/m²、
- ・ アクティブ法に比べて、保守の必要性が低い。

欠点として、

- ・ pH が 8.0 以上の時、金属負荷は条件として、鉄が 10～20 g/m²/day、マンガンは 2 g/m²/day、
- ・ 金属が除去されるに伴い pH が下がる、
- ・ 必要となる面積は非常に大きい、
- ・ 寿命に限りがある。基層が金属で飽和されると、補充するか入れ換えなければならない。寿命は一般的に、15 年から 25 年である

ことなどがあげられる。

アメリカにおける好気性人工湿地の結果をまとめ、第 4.1 表に示す。

第 4.1 表 アメリカにおける好気性人工湿地の実績

サイト	流量 l/s	pH		ネットアシディティ		酸処理量 t/年	規模 m ²	運転 年数	建設費 \$	設計運転 年数	除去効率 g/m ² /日	費用効率 \$/t/年
		原水	処理水	原水	処理水							
				mg/l				年		年		
WV-2a	2.3	6.7	7.2	-55	-200	11.6	1,952	4	5,432	20	14.8	23
WV-7b	25.8	6.5	6.7	-105	-135	27.0	1,376	3	12,712	20	48.8	24
WV-7a	24.6	6.8	6.8	-135	-151	13.8	1,464	3	13,552	20	23.4	49
WV-2b	0.1	7.2	7.5	-74	-219	0.5	1,478	4	4,116	20	0.8	412
WV-10a	0.9	2.5	2.7	1664	1620	1.4	348	1	12,093	20	9.3	432
WV-7c	0.7	6.6	6.7	-237	-240	0.1	1,673	3	15,484	20	0.2	7742

(出典 : 文献 18)

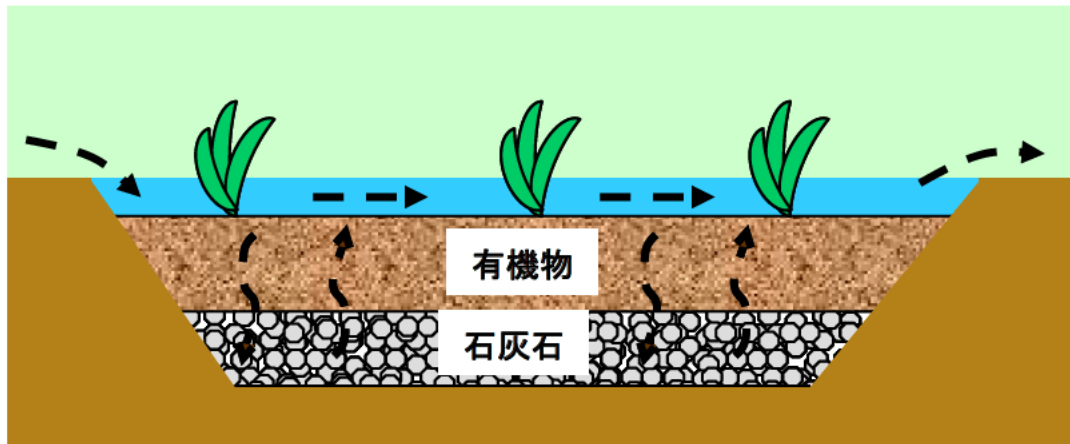
4.2 嫌気性人工湿地 (コンポスト湿地) (Anaerobic Wetland)

嫌気的人工湿地では、AMD が有機物に富む基層*の上を流れ、さらにその一部が有機基層とその下に設けられた石灰石あるいは石灰石と有機物の混合層に浸透するよう設計されている(第 4.2 図)。Fe³⁺、アルミ及び溶存酸素の濃度が 1mg/l 以上で、ネットアシディティを有する AMD に適しているといわれている。

*substrate : 基層、文献によっては、土壌と訳している例もあるが、有機物が substrate になり有機コンポストといわれることもあるので、基層とした

嫌気性人工湿地において、バクテリアの活動と石灰石の溶解によってアルカリが生成される。デスルホビブリオ(Desulfovibrio)やデスルホトマクulum(Desulfotomaculum)などの嫌気性硫酸還元菌は、炭素源として有機基層、電子受容体として硫酸塩を利用して生育してする。バクテリアは、硫酸塩を硫化水素に変える際に重炭酸塩アルカリを生成する。





第 4.2 図 嫌気性人工湿地

また、有機基層の下に敷かれた石灰石が、以下のように酸と反応することによってアルカリを生成する。



pH7 の無酸素水では、第 1 鉄は比較的良好に溶解する。したがって、水酸化第 1 鉄の生成や沈殿が起こらないので、石灰石はコーティングされず、長時間にわたって石灰石が溶解する。しかし、pH が低くなると、第 1 鉄が酸化されて第 2 鉄となる。この第 2 鉄は加水分解し、水酸化鉄となって沈殿し、石灰石をコーティングする。

嫌気性人工湿地の表層は、好気的条件となっており、金属の酸化と加水分解が促進される。一方、水面下においては、石灰石や微生物による還元反応が起こり、酸が中和される。基層は、生物化学的酸素要求量 (BOD) が高いため嫌気性を示す。基層では、金属硫化物の生成と沈殿、金属の交換及び錯体形成反応、微生物による還元反応に基づくアルカリの生成、無酸素状態のもとでの石灰石の溶解による炭酸塩アルカリの連続的な生成などが起こり、AMD が処理される。

嫌気性人工湿地は、酸性で、pH が低く、鉄分に富み、溶存酸素量が多い (>2 mg/l) AMD に適用される。長期間にわたって AMD を処理するためには、微生物によるアルカリ生成が非常に重要となる。水質がそれほど悪くなく、少ない流量の AMD を処理するために嫌気性人工湿地を用いると、成功率がよく上がる。鉄の除去を目的とした場合、その規模は 10 g/m²/day が適切であるとされている。

有機基層には、好気的人工湿地と同様に、基層の安定化や有機物の供給のため、植物が植えられる。人工湿地に対してどのような植物種が効果的であるかに関する報告がいくつかある。人工湿地が開発された初期段階では、Sphagnum (ミズゴケ) が非常に有効であり、鉄を摂取する能力が高いといわれていた。しかし、Sphagnum は、1 度成長すると鉄によって飽和され、それ以上鉄を摂取しないことが分かった (Spratt ら)。結果的に、Sphagnum が効果を発揮した例はあまりない。その後、Cattails (Typha : ガマ) が、Sphagnum よりも環境に対する耐性があることが分かった。その理由として、Cattails は金属を摂取しても、それを組織内に集積しないことである。

藻類と他の湿地植物種は、開花時期に金属を除去することが観察され、注目を集めた。コロラド州においては、藻類が好气的に鉱山排水からマンガン除去していることが認められた。これは、藻類が光合成によって酸素を放出し、pH が高められたことによると考えられている。

AMD 処理システムにおいて、湿地植物の最も重要な役割は、微生物を活性する能力である。植物は、微生物に対して、住む場所を提供し、酸素を供給し、有機物質を与えている。

有機基盤として廃マッシュルームコンポスト (SMC : キノコの生育に使用された後のコンポスト。麦わら、干し草、トウモロコシの穂軸、綿実のさや、石こう、鶏糞などから成る) が、一般的に使用される。廃マッシュルームコンポストは、CaCO₃ が多く含まれるが (乾燥重量にして約 10%)、アルカリ生成量をさらに増やすために、CaCO₃ を加えることもある。コンポストの厚さは、30~45cm 程度である。基層の厚さが 45cm の場合、面積 1m² 当たり約 0.3 トンのコンポストが必要となる。

嫌気性人工湿地では、ほとんどの AMD がコンポストの上を流れるが、その際発生するアルカリは、m² 当たり 1 日約 2~12g である。この値は、季節によって変わり、冬の方が夏に比べて酸の除去率は小さい。また、実際にアルカリが発生するのは、コンポストや石灰層の表面であるため、どうしても大きな規模が必要となる。

湿地のサイズは、処理水の水質と金属濃度に依存する。米国鉱山局による標準的な湿地サイズは、1 日 m² 当たり、アシディティを 6 g、鉄を 12 g、マンガン を 0.6 g 除去できるという考えのもとで決められている。

ネットアシディティ水に対して、アシディティの除去率を $0.3\text{g/m}^2/\text{day}$ として、必要な面積を計算する考え方もある (Hedin)。

ウェストバージニア州にある 5 つの嫌気性人工湿地では、流量 $4\sim 98\text{ l/min}$ 、アシディティ $110\sim 2,400\text{ mg/l}$ の AMD を処理し、アシディティを $3\sim 76\%$ 、鉄を $62\sim 80\%$ 減少させた (Faulkner)。ケンタッキー州、ペンシルベニア州、オハイオ州、テネシー州でも同様の結果が得られている。嫌気的人工湿地を他の方法、例えば ALD と組み合わせる用いれば、1 日 m^2 当たり、鉄を 24 g 除去することも可能である。

嫌気的人工湿地に対する原水の基準は、

- ・ ネットアシディティレベルが $300\sim 500\text{ mg/l}$ の坑廃水、
- ・ 中程度から高濃度の第 1 鉄及び第 2 鉄 ($\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ が 0.25 mg/l 以上)、アルミ、溶存酸素 (5 mg/l 以上)
- ・ 流量は比較的低い、
- ・ pH の下限は約 4.0、

である。この方式の利点は、

- ・ 重金属濃度等が与えられた条件を満足すれば、ほとんどのアシディティを中和できる、
 - ・ 嫌気的人工湿地を複数用いたり、他の処理システムと組み合わせたりして、効率を向上することができる、
- ことである。また問題点として、
- ・ 金属濃度が高い場合、金属の除去率が一定しない
 - ・ 好気的人工湿地よりも大きな面積を必要とする
 - ・ 寿命が限られている。基層が金属で飽和されると、石灰を補給したり、基層を取り替えたりしなければならない。一般的に寿命は、 $15\sim 20$ 年である

ことなどがあげられる。

オハイオ州 Coshocton 近くの Simco 人工湿地において、わずかにネットアシディティを示す水 ($\text{Fe } 89\text{ mg/l}$ 、ネットアシディティ 40 mg/l as CaCO_3) を、多段階で構成される嫌気性人工湿地により、長期間にわたって処理できたとの報告がある。この人工湿地は 1985 年に建設されて以来、改良を続け、1990 年以降は化学処理を必要としなくなった。Cattails の密度は、 1m^2 当たり 17 株となった。

ウェストバージニア州には 5 つの嫌気性人工湿地があり、流量 $4\sim 98\text{ l/min}$ のネットアシディティ水 ($110\sim 2,400\text{ mg/l as CaCO}_3$ 、鉄 $10\sim 376\text{ mg/l}$) を処理したところ、アシディティが $3\sim 76\%$ 、鉄の濃度が $62\sim 80\%$ 減少した。Keister 人工湿地においては、流量が 17 l/min のとき、アシディティが 252 から 59 mg/l as CaCO_3 へ減少し (76% の減少)、pH が 3.1 から 5.4 に増加した。さらに、鉄は 23 から 9 mg/l へ (62%)、マンガンは 23 から 20 mg/l (11%)、アルミは 27 から 13 mg/l (52%) へ減少した。Pierce 人工湿地では、石灰石の上に有機基層を設けており、 98 l/min の流量の水を処理している。流入水の pH は 3.3、アシディティは $118\text{ mg/l as CaCO}_3$ 、金属濃度は、鉄 10 mg/l 、マンガン 8 mg/l 、アルミ 9 mg/l である。処理された水の pH は 4.4、アシディティは 52 mg/l as CaCO_3 (52%)、鉄は 2 mg/l に減少し (80%)、マンガンは 11% 、アルミは 25% 減少した。

人工湿地システムは、6 個の人工湿地セル (全面積 $2,500\text{m}^2$) と堆積ベースンから成り、pH3.0、酸性度 $217\text{ mg/l as CaCO}_3$ 、鉄 27 mg/l 、アルミ 12 mg/l 、マンガン 2 mg/l の AMD 水を小流量 (5 l/min) 受け入れている。ペンシルベニア州にあるこのサイトでは、人工湿地を通った AMD は、pH が 5.1 まで上昇し、ネット・アルカリ度は 16 mg/l as CaCO_3 となり、鉄が 46% 、アルミが 56% 除去された。

ケンタッキー州に、pH3.3、酸性度 $2,280\text{ mg/l as CaCO}_3$ 、鉄 962 mg/l 、マンガン 11 mg/l 、アルミ 14 mg/l の AMD を 37 l/min 処理するために、表面積 $1,022\text{m}^2$ の人工湿地を建設した。1989 年に建設が終了した後、最初の 6 ヶ月間は AMD の金属濃度が減少したが、その後人工湿地面積の不足や過大な金属負荷のために、システムは稼働しなくなった。1995 年に、ALD と、有機物のコンポストの下に置かれた石灰石層を垂直方向に流れるような一連の嫌気的排水堰 (SAPS と類似) を使用した 2 段階から成る革新プロジェクトが始められた。今日までの結果、pH が 6.4 となり、ネット・アルカリ度は 15 mg/l as CaCO_3 とわずかにアルカリ性を示し、鉄が 96% 、マンガンが 50% 、アルミが 100% 除去された。

ウェストバージニア州 Douglas にある大規模な嫌気性人工湿地により、1 年間にわたり $1,000\text{ l/min}$ の AMD を処理した。原水は、pH3.0、アシディティ $500\text{ mg/l as CaCO}_3$ 、鉄 30 mg/l 、アルミ 40 mg/l で、処理水の平均ネットアルカリニティは $127\text{ mg/l as CaCO}_3$ となった。

第 4.2 表にアメリカにおける嫌気性人工湿地の実績例を示す。

第 4.2 表 アメリカにおける嫌気性人工湿地の実績

サイト	流量 l/s	pH		ネットアシディティ		酸処理量 t/年	規模 m ²	運転 年数	建設費 \$	設計運転 年数	除去効率 g/m ² /日	費用効率 \$/t/年
		原水	処理水	原水	処理水							
				mg/l				年		年		
WV-25a	0.3	3.0	3.0	136	163	0	558	10	100,000	20	0	0
WV-28d	1.5	5.8	5.8	226	267	0	130	9	47,529	20	0	0
WV-22b	0.4	6.5	5.5	-168	28	0	149	5	1	20	0	0
WV-2d	2.4	6.7	6.8	-200	-162	0	920	4	38,549	20	0	0
WV-28c	1.9	5.7	5.7	98	173	0	130	9	23,823	20	0	0
WV-34	1.7	2.9	2.9	1410	1040	22.0	1,412	10	150,219	20	38.8	341
WV-35b	0.9	2.5	2.6	1112	588	16.5	862	10	116,184	20	47.6	352
WV-30k	0.6	4.6	5.2	231	96	2.8	223	5	20,000	20	32.2	357
WV-6	10.9	3.0	4.9	259	81	67.9	5,064	7	549,901	20	33.3	405
WV-16b	1.2	6.0	6.2	0	-15	0.6	40	4	4,947	20	37.3	412
WV-2c	2.4	7.2	7.1	-162	-177	1.3	334	4	14,026	20	9.6	539
WV-4b	4.4	5.9	6.2	74	25	7.5	4,740	4	97,925	20	3.9	653
WV-30l	0.6	4.3	6.0	83	-2	1.2	297	5	20,000	20	10.0	833
WV-29	1.9	3.0	3.7	147	90	3.8	812	10	97,143	20	11.6	1,278
WV-1h	0.6	3.0	4.6	134	45	1.8	1,568	5	125,187	20	2.9	3,477
WV-11	0.4	2.9	3.4	357	239	1.6	1,185	10	152,375	20	3.6	4,762

(出典：文献 18)

4.3 嫌気性石灰添加水路 (ALD : Anoxic Limestone Drains)

嫌気性石灰添加水路 (ALD) は、第 4.3 図に示すように、地中に埋められた石灰石のトレンチの中を AMD が流れるような構造を有している。石灰石によって AMD が中和され、pH が上がる。石灰石トレンチは無酸素状態なので、pH が 6.0 以下の条件では Fe²⁺が Fe(OH)₂ となって沈殿することはなく、水酸化鉄の沈殿によって石灰石がコーティングされることはない。

ALD は、テネシー州水質制御部 (TDWPC) によって考案された。また、TVA (Tennessee Valley Authority) は、石炭の廃滓ダムから浸出した AMD が、ダムの下に位置する古い運搬坑道内の石灰石によって、自然に処理されていることを発見した。TVA と TDWPC は共同で、人工湿地に流入する AMD の前処理に用いるために、ALD の建設を 1989 年に開始した。1990 年以降、特に深部鉱山の坑口から浸出する AMD の処理のため、独立したシステムとして ALD を建設した。

ALD は、設計通りの性能を発揮すれば、人工湿地よりもコストパフォーマンスが高い。しかし、AMD の成分によって ALD によって処理できないものもある。AMD に含まれる O₂、Al³⁺、Fe³⁺の濃度が高い場合、pH が 4.5 以上になると、FeOOH や Al(OH)₃ などの金属水酸化物が沈殿する。AMD に過剰の Fe³⁺が含まれたり、O₂ の存在し Fe²⁺から Fe³⁺が生成されたりする場合、Fe³⁺はオキシ水酸化鉄となって沈殿する。

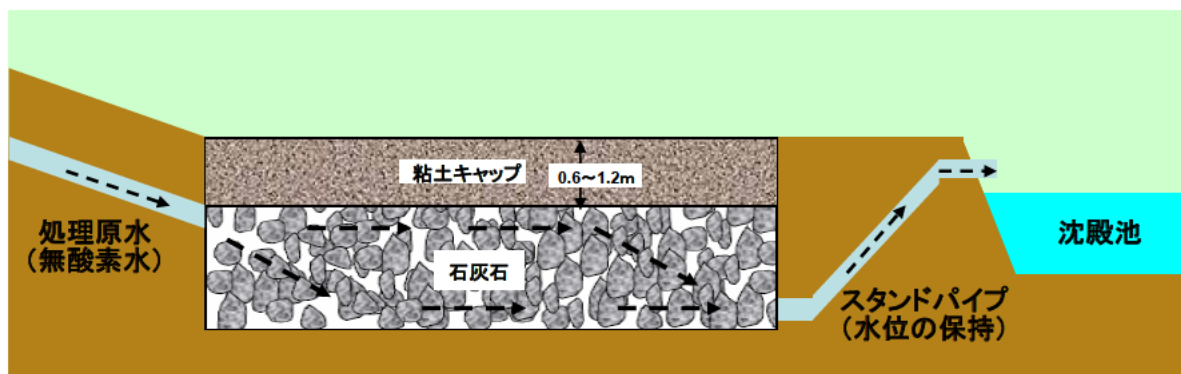


一方、アルミは酸素が存在しなくとも、pH が増加すると沈殿する。



ALD で大量の沈殿物が発生すると、沈殿物のフロックが石灰石の間隙に入り込み、AMD の流路が閉塞する。流路が閉塞すると、ALD は機能しなくなり、石灰石層を入れ換えるか、修復するか、廃棄するかを選択になる。

ALD が設計通りに機能すれば、pH は約 6.3 となるので、水酸化第 1 鉄は沈殿しない。しかし、この pH においては、水酸化第 2 鉄と水酸化アルミニウムは沈殿するので、これを避けるために AMD の溶存酸素、第 2 鉄イオン、アルミの濃度をすべて 1 mg/l 以下に保つ必要がある。そうすると、流路を閉塞させることなく、ALD が効率よく稼働する。



第 4.3 図 嫌気性石灰添加水路 (ALD)

石灰石と AMD とが接触する面積をできるだけ大きくするため、石灰石は破碎して使用される。一般に石灰石の粒径は、2cm～4cm である。あまり粒径が小さいと、AMD が流れる石灰石の間隙が狭くなり、目詰まりを起こす可能性がある。粒径が 8cm～25cm という大きな石灰石が使用された例もある。AMD を処理に必要な石灰石の量は、

$$M = (Q \cdot r_b \cdot t_d / V_v) + (Q \cdot C / x) \quad (4.5)$$

で求められる。(4.5)式右边第 1 項は設計した滞留時間に必要な石灰石の量、右边第 2 項は設計した ALD の耐用年数に必要な石灰石の量である。ここで、 Q は流量(m^3/day)、 r_b は石灰石の密度(t/m^3)、 t_d は滞留時間(day)、 V_v はバルク空隙率(無次元: $\phi / (1 - \phi)$ ϕ は間隙率)、 C は流出水のアルカリ濃度(t/m^3)、 T は ALD の耐用年数(day)、 x は石灰石の CaCO_3 含有率(無次元: 一般に 0.82～0.99)である。ALD 内の AMD の滞留時間は、15～20 時間あるいは 14～23 時間として設計されている例がある。

(4.5)式において、滞留時間を 15 時間、耐用年数を 25 年 (9,125 日) とし、アルカリ度 C の値 300 mg/l を達成するために必要な石灰石の量を求めてみる。ここで、流量 $Q = 1,500 \text{ l/h}$ 、石灰石の密度 $r_b = 1.6 \text{ kg/l}$ 、滞留時間 $t_d = 15$ 時間、バルク空隙率 = 0.5(この場合の間隙率は 33%となる)、ALD の寿命 $T = 175,320$ 時間(=20 年)、 $x = 0.90$ とすると、(4.5)式から、必要な石灰量 M は、

$$\begin{aligned} M &= \{(1,500 \text{ l/h}) \cdot (1.6 \text{ kg/l}) \cdot (15 \text{ h}) / 0.5\} + \{(1,500 \text{ l/h}) \cdot (300 \cdot 10^{-6} \text{ kg/l}) \cdot (175,320 \text{ h}) / 0.9\} \\ &= 72,000 + 87660 \text{ kg} = 159,660 \text{ kg} \\ &= 159.7 \text{ トン} \end{aligned} \quad (4.6)$$

となる。

第 4.3 表に、アメリカで用いられた原水の流量と ALD のサイズを示す。

第 4.3 表 ALD の流量とサイズとの関係の例

場所	流量 (l/min)	サイズ (幅×長さ×深さ)あるいは石灰石の量
アラバマ州	155	4.5m x 80m x 1.5m
テネシー州	1855	1.5m x 425m x 3m
ウェストバージニア州 (19 の ALD)	4～87	8～250t
アパラチア地方 (21 の ALD)	0.5～265	35～945t
ペンシルベニア州	7.5	70t

(REVIEW OF PASSIVE SYSTEMS FOR TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGEより)

石灰石は、プラスチックカバーによって覆われ、酸素の侵入を防いでいる。厚さ 0.25mm の 2 層のプラスチックが理想的だが、厚さ 0.5mm のプラスチックでもよい。さらに、プラスチックカバーを化学繊維シート

で覆うと、プラスチックカバー自身が保護されるとともに、木の根が石灰石層に浸入することを防止することができる。

これまで実施された研究によれば、ALDに適したAMDを処理し、かつALDが適切に設計・建設されていれば、ALDは20年から80年、場合によっては100年以上稼働するとの報告もある。石灰石が消費尽くされると、ALDの寿命が終わる。

ウェストバージニア州において、11のALDによってAMDを処理した。その結果、いずれのALDにおいてもpHは上がったが、3箇所においては（いずれも原水のpHは5以下）ALDが十分に機能しなかった。AMDのアシディティは、170～2200mg/lと広範囲にわたり、ALD処理によってこの値が50～80%減少した。鉄とアルミは、ALD内に沈殿した。

Howe BridgeとMorisonのALDでは、アルカリニティがそれぞれ128mg/lと248mg/l増加し、CO₂の圧力はほぼ0.1気圧、カルサイトは飽和に近い10%であった。ここ8年間、MorrisonのALD・湿地システムの処理水は、常に排水基準であるpH6～9、鉄3mg/l以下を満足した。Howe BridgeのALD・湿地システムは、7年間にわたって鉄を平均70%除去した。

21のALDについて、処理水のアルカリニティを測定したところ、最大値は469mg/lで、通常150～300mg/lであった。アルカリニティのレベルは、原水の水質、CO₂の圧力、石灰石との接触時間に依存した。また、アルカリ生成のためには、15時間という接触時間が最も良いことが分かった（Watzlaf）。

ALDに適する原水は、

- ・ネットアシディティ：300 mg/l as CaCO₃、
- ・pH：6以下、
- ・アルミと第2鉄イオン：Al < 1 mg/l、Fe³⁺ < 1 mg/l、
- ・第1鉄イオン：Fe²⁺の形で存在するならば、20 mg/l以上、
- ・溶存酸素量：DO < 1 mg/l、

である。利点として、

- ・AMDの中和に有効な方法である、
 - ・他の処理システムと組み合わせることによって、効率が上がる。例えば、人工湿地のAMDの前処理としてALDを用いることができる。さらに、アルカリを添加するための後処理としても、利用できる、
 - ・処理面積を大幅に削減できる、
- などがあげられる。しかし、
- ・処理水のアルカリ度が多岐にわたる、
 - ・処理水のpHを長期間にわたって維持することはむずかしい、
 - ・AMDのアルミと鉄の濃度、および溶存酸素量に制限がある、

などの問題点もある。

第4.4表にアメリカにおけるALDの実績例を示す。

第 4.4 表 アメリカにおける ALD の実績

サイト	流量 l/s	pH		ネットアシディティ		酸 処理量 t/年	規模 m ²	運転 年数 年	建設費 \$	設計運 転年数 年	滞留 時間 hr	除去効率 g/m ² /日	費用効率 \$/t/年
		原水	処理水	原水	処理水								
				mg/l									
WV-23a	10.2	3.8	3.0	104	308	0	8	8	12,298	20	1	0	0
WV-23b	0.8	3.1	3.0	420	44	0	15	9	18,876	20	2	0	0
WV-30f	0.3	6.1	6.3	9	196	0	140	5	3,779	20	37	0	0
WV-28b	1.5	3.1	5.8	591	226	19.1	250	9	2,656	20	13	190.0	7
WV-4a	3.0	2.9	5.9	405	74	34.8	409	4	11,041	20	11	211.7	16
OH-1c	1.7	2.9	4.7	712	157	33.0	720	2	18,154	20	34	114.0	27
WV-32	0.4	2.9	4.9	1064	340	10.1	215	4	5,747	20	43	116.7	28
WV-7d	0.6	5.8	6.6	18	-173	4.0	88	3	2,377	20	12	113.1	30
WV-30b	0.6	6.3	6.6	50	-214	5.5	123	5	3,321	20	16	111.2	30
WV-26	0.1	3.0	6.6	1515	-41	5.4	128	8	3,488	20	102	104.9	32
WV-1a	12.9	3.7	6.8	96	-186	127.3	4,267	5	115,207	20	26	74.2	45
WV-30g	0.3	2.9	6.3	631	14	6.4	315	5	8,505	20	84	50.5	66
WV-22a	0.4	2.7	6.5	730	-168	12.5	652	5	17,299	20	130	47.7	69
WV-1b	11.9	3.7	6.6	96	-195	121.1	6,222	5	167,994	20	42	53.5	69
WV-23f	0.2	3.6	6.6	416	-142	3.8	14	8	5,365	20	6	675.2	70
WV-2c	2.3	4.1	6.3	307	-53	28.9	1,583	4	42,743	20	55	45.4	74
WV-19a	0.4	3.3	6.9	1020	-210	17.2	972	3	26,301	20	194	44.0	76
WV-1d	1.9	3.7	6.1	96	-37	8.8	517	5	13,957	20	22	46.6	79
WV-28a	1.9	3.0	5.7	396	98	19.8	97	9	6,829	20	4	507.8	86
WV-30c	0.3	4.3	5.8	88	-38	1.3	90	5	2,430	20	24	35.9	93
WV-35a	0.2	2.9	5.9	2389	1277	7.8	600	1	15,903	20	240	29.9	102
WV-19b	0.3	3.3	5.5	1020	188	8.7	702	3	19,050	20	187	30.8	109
WV-23h	2.3	3.4	5.1	434	337	7.8	51	9	17,446	20	2	380.5	112
MD-3a	1.0	4.0	6.4	299	73	7.9	770	5	20,790	20	62	25.5	132
WV-5	3.8	3.8	5.8	79	10	9.2	955	2	25,783	20	20	24.7	139
WV-16a	1.0	3.3	6.2	201	-107	10.7	1,194	4	32,238	20	96	22.3	151
WV-30a	0.2	5.2	6.7	139	-93	1.6	276	5	7,452	20	110	14.4	233
WV-23d	0.1	3.9	4.1	874	641	0.8	66	9	4,004	20	53	30.2	250
WV-7c	3.7	4.1	6.3	66	-157	28.8	6,285	3	169,695	20	136	11.4	295
WV-23c	0.1	3.8	3.8	963	874	0.3	43	9	2,574	20	34	17.4	429
WV-8a	1.5	3.5	5.5	668	594	3.9	1,265	5	34,208	20	67	7.7	438
WV-30d	0.1	6.3	6.3	216	117	0.3	110	5	2,969	20	88	7.5	495
WV-17	2.6	3.1	7.0	131	-59	17.2	6,930	12	187,110	20	213	6.2	544
WV-8b	0.8	3.4	5.9	718	648	1.9	940	5	25,099	20	94	5.0	661
WV-1c	0.6	3.9	6.3	898	-25	2.5	1,480	5	39,961	20	197	4.6	799
WV-23c	0.1	3.4	3.7	531	465	0	118	9	4,290	20	94	4.2	1,072

(出典：文献 18)

4.4 連続アルカリ添加システム (SAPS : Successive Alkalinity Producing System) 鉛直流湿地システム (VFW : Vertical Flow Wetland)

連続アルカリ添加システム (SAPS) は、鉛直流湿地システム (VFW) と呼ばれ、ALD と嫌気性有機コンポストを組み合わせて、一つのシステムにしたものである。この方式は、RAPS(Reducing and Alkalinity Producing System)とも呼ばれる。ALD は AMD の成分によっては適用できないこともあるので、これを解決するために、SAPS は厚さ 0.5~1.0m の石灰石層の上に、厚さ 0.2~0.3m の有機コンポストを設けている (第 4.4 図)。石灰石層を通った AMD は、底部に設置された排水パイプ(ストレーナ管)を通して、好気性の沈殿池に導かれるようになっている。有機コンポストでは、生分解性の有機物を栄養源とした好気性バクテリアによって AMD から溶存酸素を除去している。



さらに、硫酸還元菌がアルカリを生成するとともに、AMD から金属が硫化物として取り除かれる。



ここで、MSは硫化金属である。

有機コンポストは、溶存酸素濃度を 1mg/l まで低下させ、石灰石層の閉塞を防ぎ、硫酸塩を還元する。石灰石層においては、有機コンポストから流出した酸性で無酸素の水によって $CaCO_3$ が溶解する。



SAPS によって処理された AMD は、河川への放流の前に金属を沈殿させるために、沈殿池へ送られる。 Fe^{3+} の濃度が非常に高いか、多くの沈殿物を含む AMD に対しては、有機コンポストの上に固体が堆積するのを防止するために、SAPS の前に沈殿池あるいは嫌気性人工湿地で AMD を処理する必要がある。アシディティの高い AMD を処理するために、SAPS を直列に並べ、その間に沈殿池を設ける方法もある。

長期間にわたって SAPS の性能を維持するためには、石灰石層内に鉄やアルミの金属フロックが蓄積しないようにすることが重要である。そのため、アンダードレインフラッシングシステムを SAPS に備える方式が提案された。第 4.5 図に示すように、石灰石層の下部に設けたストレーナ管を分岐し、バルブ付きのパイプをスタンドパイプより低い位置に設ける。このバルブを開放すると、水頭圧によって排水管(ストレーナ管)や石灰石層の隙間に溜まっている Al や Fe のフロックが、急激に沈殿池に押し出される。この作業は、定期的に行われる。フラッシングに十分な水頭圧を得るために、水のレベルを有機コンポストから 1~2m 上に保つことが望ましい。フラッシュによって金属のフロックが排出されるように、AMD の流れを考慮して、システムの設計を行うことも重要である。

SAPS のサイズは、原水の滞留時間と酸の除去率に基づいて決められる。これまでの経験から、1 日 m^2 当たり約 35 g の酸が除去できるとされている。

SAPS が処理できるのは、

- ・原水はネットアシディティで、処理できる最大レベルは、300~500 mg/l、
- ・中程度から高濃度の第 1 鉄及び第 2 鉄 (Fe^{3+}/Fe^{2+} が 0.25 mg/l 以上)、アルミ、溶存酸素 (5 mg/l 以上)
- ・流量は比較的低い (0.2 m^3/min 以下)、

である。この方式の利点は、

- ・必要な面積は、比較的小さくてすむ、
- ・他の方式に比べて、水質が悪くとも処理できる、

ことである。欠点としては、

- ・アルミと第 2 鉄イオンの濃度が高いため、排水システムが制限を受ける、
- ・システムから硫化水素の悪臭が漂うことがある、

ことがあげられる。

SAPS を長期間安定して運転されるために、有機コンポストも重要な要素である。システムを適切に運転するには、有機コンポストで十分な生分解が生じ、かつ水が石灰層に流れ込むために、コンポストの透水性を高く保つ必要がある。有機コンポストの機能は、微生物の生分解能力が落ち、隙間にフロックが蓄積することにより、時間とともに低下する。コンポストの材料としてこれまで有効であったのは、廃マッシュルームコンポスト、堆肥肥料、コンポスト材と腐敗した干し草などの混合物である。設計ガイドラインによると、コンポストの厚さは、15~60cm である。コンポストを設置するに当たっては、よく混合し、石灰石層表面に均一に敷くようにしなければならない。コンポスト内に短絡した流れができると効率が落ちるので、設置作業の際に突き固めをすることなどの物理的な攪乱は、避けるべきである。

SAPS は、AMD と石灰石が強制的に接触するようになっているので、人工湿地などに比べて中和速度が速く、滞留時間が短く、設備の規模も小さくてすむ。システムの規模に関するガイドラインに関して、Jage ら (Journal of Environmental Quality 30:1015-1022) の提案がある。

最初にマンガン以外のアシディティ (NMA : non-manganese acidity) を計算する。

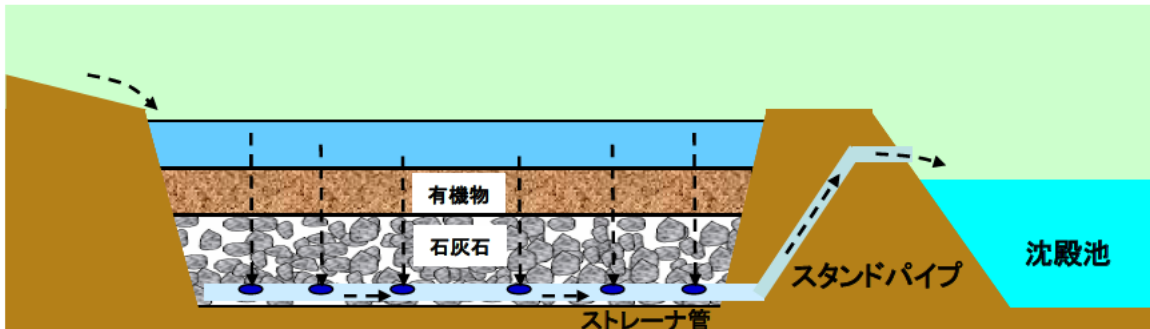
$$NMA = A - 100 * Mn / 55 \quad (4.8)$$

ここで、A は AMD の(2.20)式の $Acid_{calc}$ (mg/l as $CaCO_3$)を示し、Mn はマンガンの濃度(mg/l)である。SAPS の規模の計算のベースに NMA を用いるのは、ほとんどの SAPS でマンガンが効果的に処理するのがむずかしいからである。必要となるアルカリの生成速度が決まると、AMD の石灰石層における滞留時間は、NMA を用いて以下の式で与えられる。

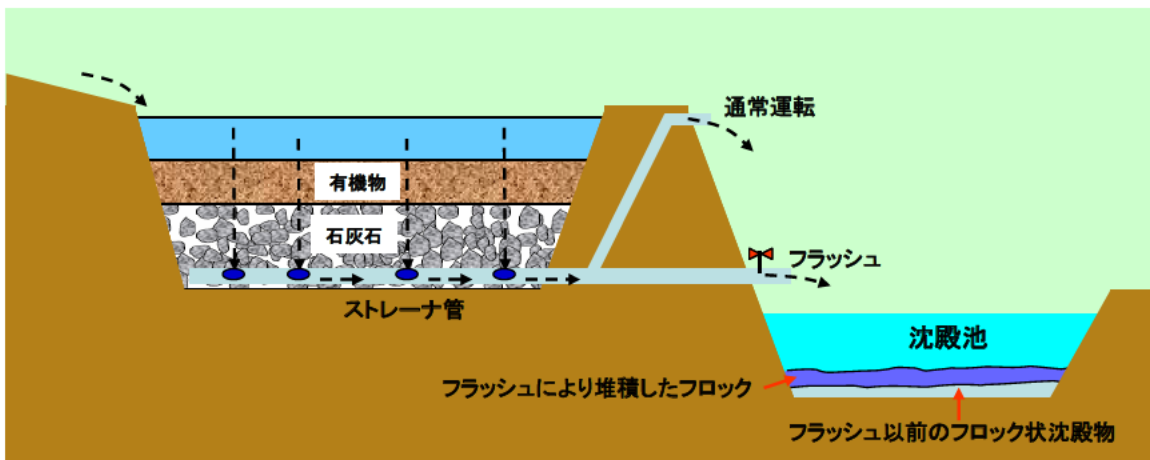
$$\text{Alk} = 99.3 \cdot \log_{10}(t_r) + 0.76 \cdot \text{Fe} + 0.23 \cdot \text{NMA} - 58.02 \quad (4.9)$$

ここで、Alk は生成されるアルカリ (mg/l as CaCO₃)、Fe は AMD に含まれる全鉄分 (mg/l)、 t_r は石灰石内における AMD の平均滞留時間 (hr) である。この式は、18 個所の SAPS により、Fe<300mg/l、Al<60mg/l、NMA<500mg/l の成分を有する AMD を処理した際得られたデータをもとに、構築したものである。

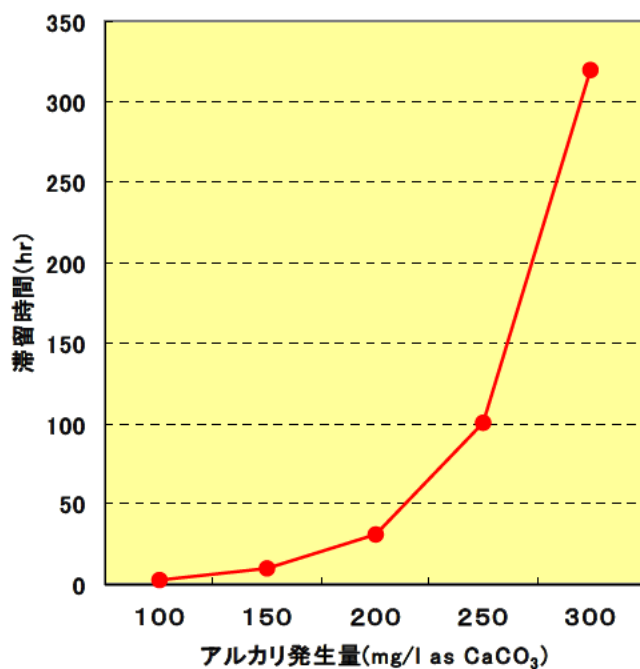
例えば、Fe=60mg/l、Mn=20mg/l、総アシディティ(total acidity)=300mg/l の AMD を処理するのに必要なアルカリを得るための石灰石層内の AMD の滞留時間を求め、第 4.6 図に示した。この図から、アルカリの生成量が増えると必要な滞留時間は急激に増加することが分かる。例えば、300mg/l のアルカリを得るためには、320 時間の滞留時間が必要となる。この場合、SAPS を 2 つ直列に設け、その間に沈殿池を置くシステムを考えると、それぞれの SAPS で発生するアルカリは半分、すなわち 150mg/l となる。その場合の滞留時間は、第 4.6 図から 10 時間余りとなり、実用的な数値が得られる。



第 4.4 図 連続アルカリ添加システム (SAPS)

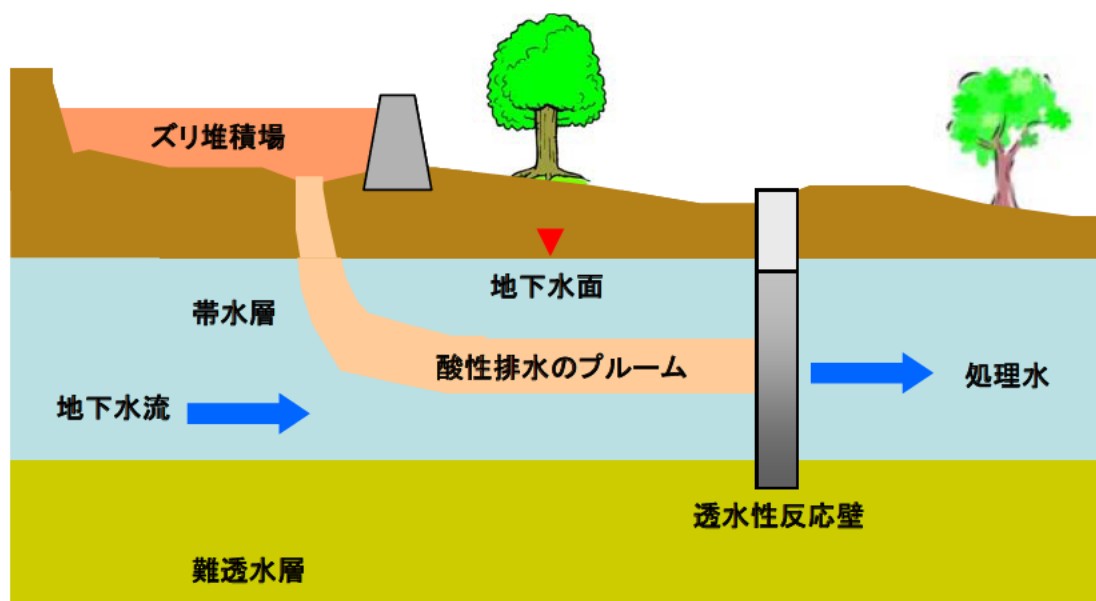


第 4.5 図 坑廃水のフラッシングシステムを備えた SAPS



第 4.6 図 AMD の滞留時間とアルカリ発生量との関係

4.5 透過性反応壁 (PRB : Permeable Reactive Barriers)



第 4.7 図 透過性反応壁

透過性反応壁は、地下水に流入した AMD の浄化を目的とした硫酸還元型バイオリアクターで、反応の原理は SAPS と同じである。第 4.7 図に示すように、有機物のコンポストや石灰石などから成る充填物で満たした反応壁を地中に設置し、AMD を含む地下水が反応壁を通過する際、AMD を処理する方式である。

反応壁を設計するに当たって、反応壁の反応性を高めながら、透水性をいかに保つかポイントとなる。そのために、反応壁に充填する粒子の大きさが重要な選択肢となる。同じ化学成分の充填剤を用いた場合、粒子径が小さいと反応は活発に起こるが、透水性が悪くなる。現在、処理すべき水量を通すことができるような透水性を保つことができ、そのうえで必要となる化学成分の浄化が可能となる理想的な粒子径を模索している。

充填剤として、いろいろな物質が使用されている。ゼオライトは、金属を吸着によって捕捉する。炭酸塩や高炉スラッグは pH を高め、金属を吸着及び加水分解し、水酸化物として沈殿させる。有機物質はバクテリア

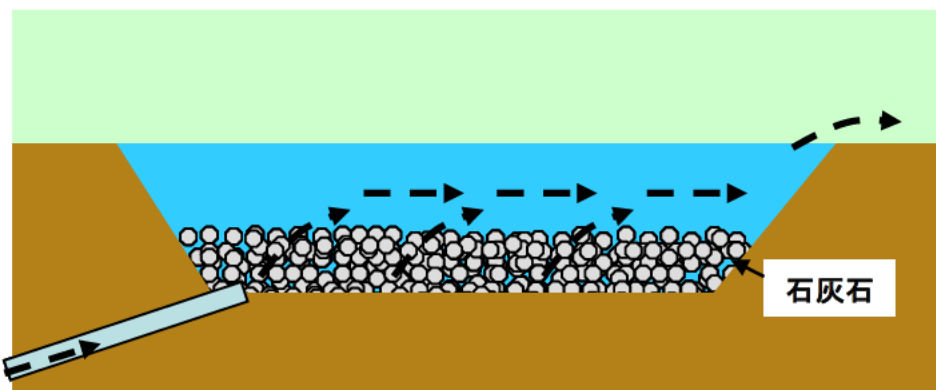
による硫酸還元を促進し、金属硫化物として沈殿させる。充填物の反応性も、重要なポイントである。充填物は、AMD を処理するに十分な溶解度を保つことが必要である一方、溶解が速すぎると設計された寿命を満たすことができなくなる。イギリス・ノーサンバーランド州では、石灰石 50%、有機コンポスト 25%、スラリーニングされたスラリー25%の混合物が、充填剤として最も有効であったとの報告もある。

4.6 その他のパッシブ・トリートメント

4.6.1 石灰石池 (Limestone Pond)

石灰石池は、AMD が湧出している場所などに建設される。第 4.8 図に示すように、石灰石が池の底に敷かれ、AMD は石灰石の中を流れて上方に流れ出るようになっている。一般的に、石灰石層の厚さは 0.3~1m、池全体の深さは 1~3m である。石灰石が溶解し、浸出水と石灰石が水に浸されるために、池の規模は、AMD の滞留時間が 1~2 日得られるように設計される。

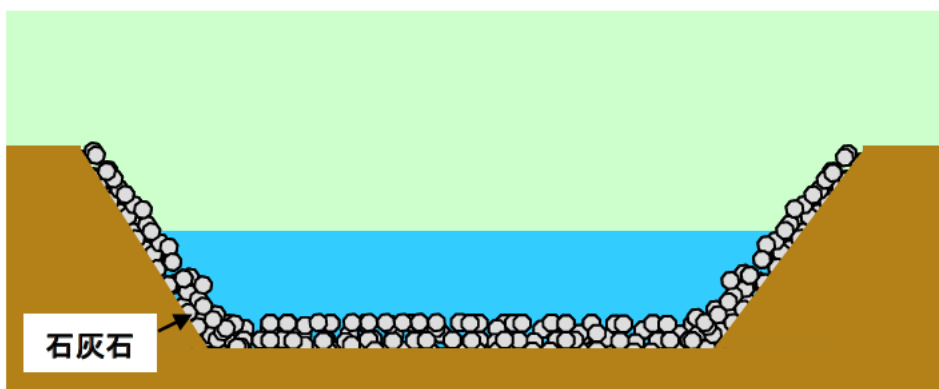
ALD と同様に石灰石池は、溶存酸素が低く、 Fe^{3+} や Al^{3+} を含まない AMD の処理に適している。このシステムの利点は、石灰石が埋設されていないので、コーティングされているかどうかを、オペレータが直接観察できることである。コーティングされた場合には、バックホーを用いて池をかき回し、沈殿物を石灰石から除去すればよい。石灰石が使い果たされたら、池に石灰石を加えればよい。



第 4.8 図 石灰石池

4.6.2 開放型石灰石水路 (OLC : Open Limestone Channels)

開放型石灰石水路 (OLC) は、第 4.9 図に示すように、底面及び側面を石灰石で覆ったトレンチに AMD を流し、酸を石灰石の溶解によって中和する方法である。水路を流れる AMD の流れが速いと、乱流が生じて沈殿物が懸濁状になり、石灰石表面がコーティングされない。また、AMD を効率的に処理するためには、ある程度の滞留時間が必要となる。したがって、トレンチの長さや傾斜が設計の重要なポイントとなる。トレンチの最適な傾斜については、いろいろな提案がなされている。20%以上 (文献 3) とされている一方、12%が理想的である (文献 17) との考えもある。トレンチの最適な長さや傾斜の選択は、今後の課題である。



第 4.9 図 開放型石灰石水路

石灰石は沈殿した鉄やアルミの水酸化物によってコーティングされると、もはや溶解しなくなるのではない

かと考えられていた。しかし、石灰石がコーティングされても、pH やコーティングの厚さなどの条件によって異なるが、コーティングされる前の 20～50%の割合で石灰石が溶解し続けることが実験によって示された (Pearson)。石灰石がコーティングされても、アシディティを 10～60%減少させた例もある (Ziemkiewics)。

Casselman River Restoration プロジェクトにおいては、OLC が 3 箇所建設された。そのうちの一つは、長さ 400m、傾斜 8%の OLC により、pH 2.7、アシディティ 1,290 mg/l as CaCO₃、鉄 622 mg/l、マンガン 49 mg/l、アルミ 158 mg/l を含む AMD を毎分 60 リットルの割合で処理している。2 年後に処理水の pH は 2.9、アシディティ 884 mg/l as CaCO₃ (31%減少) となり、鉄 210 mg/l (66%減少)、マンガン 42 mg/l (14%減少)、アルミ 103 mg/l (35%減少) となった。

ペンシルベニア州 Brandy Camp サイトでは、長さ 15m、傾斜 10%の OLC によって、pH4.3、アシディティ 162 mg/l as CaCO₃、鉄 60 mg/l、マンガン 10 mg/l、アルミ 5 mg/l の AMD を処理した。処理水は、pH4.8、アシディティ 50 mg/l as CaCO₃、鉄 17 mg/l、マンガン 8 mg/l、アルミ 3 mg/l となった。これにより、鉄 72%、マンガン 20%、アルミ 20%が除去された。

第 4.5 表にアメリカにおける OLC の実績を示す。

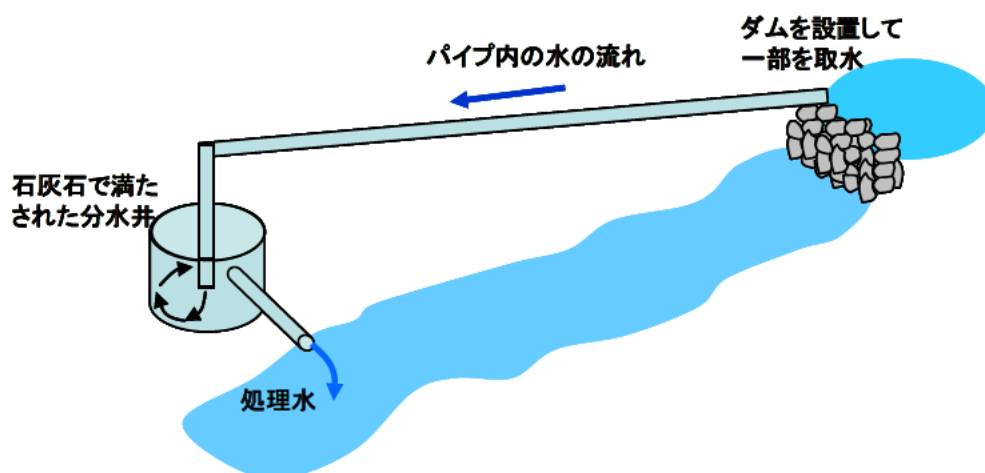
第 4.5 表 アメリカにおける OLC の実績

サイト	流量 l/s	pH		ネットアシディティ		酸処理量 t/年	規模 m ²	運転 年数	建設費 \$	設計運転 年数	除去効率 g/m ² /日	費用効率 \$/t/年
		原水	処理水	原水	処理水							
				mg/l				年		年		
WV-12a	8.0	3.5	3.4	66	87	0	2350	2	34,992	20	0	0
WV-36a	41.7	5.5	5.7	20	10	14.6	300	1	7,500	20	121.1	26
WV-14	10.9	3.7	3.9	212	141	27.1	889	6	24,004	20	75.8	44
WV-31	1.3	2.9	4.5	692	55	28.9	2,711	4	73,184	20	26.5	127
WV-12c	12.2	4.2	5.5	76	56	9	892	2	28,099	20	26.4	163
WV-24	11.9	4.0	5.5	41	7	14.1	1,785	2	46,272	20	19.6	164
WV-11	1.8	2.5	2.6	849	727	7.6	1,248	3	36,192	20	15.1	238
WV-36b	9.9	5.6	6.0	8	2	2.1	450	1	11,250	20	11.6	268
WV-12b	2.1	3.5	5.3	66	30	2.6	1,170	2	31,590	20	5.5	607
WV-33c	0.3	5.1	5.5	28	12	0.1	600	5	15,046	20	0.4	7,523

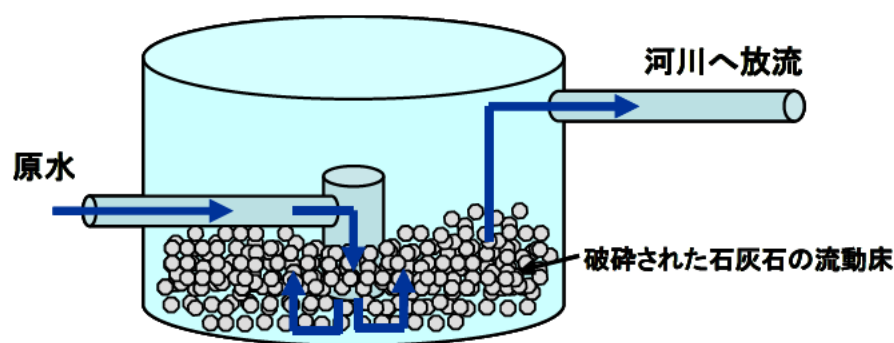
(出典：文献 18)

4.6.3 分水井 (Diversion Wells)

分水井は、ノルウェーやスウェーデンにおいて、酸性雨によって酸性化した河川の処理のため開発された方法である。この方法によって、アルカリと pH を上げることができることから、米国東部で AMD 処理のために用いられた。直径 1.5 から 1.8m、高さ 2.5 から 4m の金属あるいはコンクリート製で、内部に石灰石で満たしたタンクが用いられる(第 4.10 図)。



第 4.10 a 分水井の概念図



第 4.10 b 図 分水井タンク内の水の流れ

直径 20～30cm のパイプが、取水部となる上流のダムや鉱山の坑口からタンクまで設置される。このパイプは、タンク中心部で鉛直パイプにつながっており、パイプを通して流れ込んだ AMD は、タンク底部から 5cm 程度の高さで開放される。取水口とタンク底部との間には、AMD の流速を確保し、石灰石を攪拌（流動化）するために、少なくとも 2.5m の水頭圧が必要となる。そのために、背の高いタンクが用いられている。パイプを通して流れてきた水は、タンクの底部近くで流れ出る。その後、円筒内に敷かれた石灰石の間を通り、タンク上部に取り付けられたパイプから河川に放流される。AMD が流れる際、石灰石が溶解してアルカリが生成されるので、金属が加水分解と中和反応を受け、金属フロックが生成される。このフロックは、河川に放流される。水に懸濁している金属フロックは、下流の池で沈殿する。

この方法は、AMD の流量が少ない場合に適しており、季節によって流量が大きく変化するところには不向きである。また、1 週間あるいは 2 週間毎に、流入した岩石の破片を除去し、タンクに石灰石を満たす必要がある。

4.6.4 石灰石浸出床 (LLB : Limestone Leach Bed)

LLB は、AMD を直接中和するのではなく、AMD 発生源に流れ込む淡水にアルカリを供給する目的を有する。水溜となる池を建設し、大きさの異なる石灰石を満たす。これに金属を含まない淡水を流し込むと石灰石は徐々に溶解し、淡水のアルカリニティは 50～80 mg/l as CaCO_3 となる。これを AMD に流し込んで中和する。

アラバマ州には、石灰石浸出床が建設された。底部に設置された直径 20cm のパイプを通して水が供給され、アルカリが加えられた水は、表面の 3 本のパイプを通して、下流の池に送られる。

この方式は、石灰石がすべて溶解したときは、水溜となる池に石灰石を加えることで対処でき、また建設や修復が簡単であるという特長を有している。

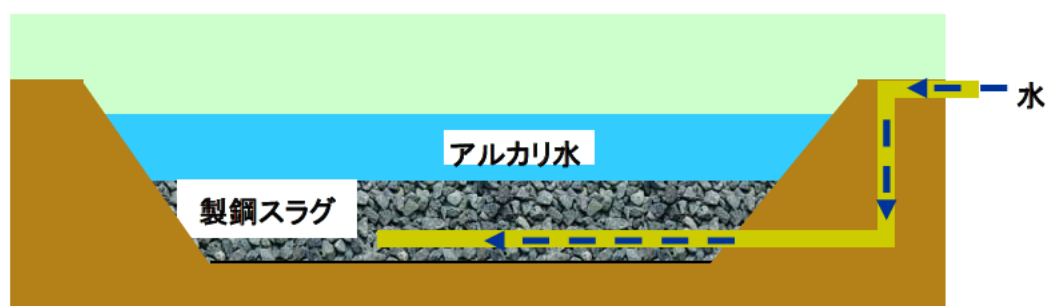
第 4.6 表に、アメリカにおける LLB の実績を示す。

第 4.6 表 アメリカにおける LLB の実績

サイト	流量 l/s	pH		ネットアシディティ		酸 処理量 t/年	規模 m ²	運転 年数	建設費 \$	設計運 転年数	滞留 時間 hr	除去効率 g/m ² /日	費用効率 \$/t/年
		原水	処理水	原水	処理水								
TN-1d	19.1	3.0	5.4	118	28	60.1	3,737	2	93,436	20	16	40.0	78
AL-2b	7.3	7.0	6.8	-29	-72	10.9	730	4	17,527	20	8	37.1	80
WV-13a	0.4	3.1	6.0	432	-100	7.4	523	5	14,122	20	105	35.2	95
WV-13b	0.9	2.8	3.1	646	432	6.7	523	5	14,122	20	46	31.9	105
IN-1c	4.7	2.7	4.8	515	230	46.9	4,000	2	100,000	20	68	29.2	107
TN-1c	22.1	2.0	4.0	93	48	34.8	2,996	6	74,911	20	11	28.9	108
TN-1b	16.4	3.1	5.0	71	17	31.0	3,960	3	98,989	20	19	19.5	160
TN-2c	2.3	2.3	3.4	701	293	32.9	4,800	4	120,000	20	167	17.1	182
TN-2b	6.3	2.5	3.3	286	177	24.1	4,740	6	113,738	20	60	13.9	236
AL-1	1.6	3.8	7.5	92	-42	7.4	1,490	1	35,825	20	74	13.6	242
WV-9	0.2	3.3	7.0	262	-46	2.1	414	4	10,350	20	166	12.6	246
WV-36d	11.8	5.6	4.4	8	-7	6.1	1,500	1	37,500	20	10	10.1	307
AL-2c	5.1	3.9	7.6	26	-33	10.5	4,210	4	100,997	20	66	6.2	481
AL-2a	2.8	6.7	7.6	-28	-56	2.7	1,560	4	37,667	20	44	4.3	697
TN-2d	0.9	2.6	3.5	359	103	8.1	4,530	3	113,437	20	403	4.5	700
TN-1a	1.6	3.2	6.2	70	-44	6.3	4,375	4	104,991	20	219	3.6	833
TN-2a	0.6	2.9	4.1	245	188	1.2	9,250	8	150,530	20	833	0.5	6,272

(出典：文献 18)

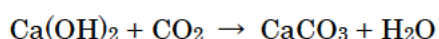
4.6.5 製鋼スラグ浸出床 (SLB : Steel Slag Leach Bed)



第 4.11 図 製鋼スラグ浸出床 (SLB)

SLB も LLB と同様、淡水にアルカリを加え、これによって AMD を処理する目的を有しているため、AMD の上流に設置される。SLB は第 4.12 図に示されるように、河川等の水を製鋼スラグの下部に設置されたパイプを通して注入する。この水が製鋼スラグを通る際、アルカリ化される。

製鋼スラグは、水で溶解して、カルシウムやマンガンの酸化物を放出し、pH を 10 以上に高める。スラグはガラス状で、最小粒径は 3mm である。スラグ層の透水係数は、約 4.5×10^{-2} cm/sec とかなり大きい。また、石灰石のように空気中の CO₂ を吸収することはない。したがって、水酸化カルシウムが CO₂ と反応して、比較的不溶性の炭酸カルシウムに変わることがないので、長期間にわたって、効率よくアルカリを生成することができる。



一般的に、製鋼スラグは同じ重量の石灰石に比べて、数 100 倍ものアルカリを生成するといわれている。ただし、SLB に金属を含む水を流入すると、金属が沈殿してスラグが閉塞する可能性があるため、金属を含まない淡水に対して使用すべきである。

また、SLB は、建設や修復が簡単であるという特長を有している。

第 4.7 表にアメリカにおける SLB の実績を示す。

第 4.7 表 アメリカにおける SLB の実績例

サイト	流量 l/s	pH		ネットアシディティ		酸処理量 t/年	規模 m ²	運転 年数	建設費 \$	設計運転 年数	除去効率 g/m ² /日	費用効率 \$/t/年
		原水	処理水	原水	処理水							
OH-1a	37.8	3.7	4.3	173	72	133.6	75	2	77,239	20	4,431	28
WV-37	6.6	4.4	6.4	46	-37	19.1	200	1	31,970	20	237.0	84

(出典：文献 18)

4.7 パッシブ・トリートメント方式の比較と選択

第 4.8 表にいろいろなパッシブ・トリートメント方式の必要条件、特長、設計要素をまとめる。

第 4.8 表 パッシブ・トリートメントの必要事件と設計要素

処理方式	必要条件	特長	設計要素	発表者(年)
好気性人工湿地	ネットアルカリニティ	表面流 ガマなどの植栽	10-20 g Fe/m ² /day 0.5-1 g Mn/m ² /day	Herdin(1994)
嫌気性人工湿地	ネットアシディティ 小流量	表面流と 基層内の流れ	3.5 g acidity/m ² /day	Herdin(1994) Wideman(1993) Eiger(1993) Watzlar(2000)
硫酸還元 バイオリアクター	ネットアシディティ 小流量	基層内の流れ	原水の滞留時間 24 時間	Wildeman(1993)
ALD	ネットアシディティ DO、Fe、Al の濃度小	石灰岩層内の流れ	原水の滞留時間 15 時間	Herdin(1994)
VFW	ネットアシディティ	鉛直流	有機物層の厚さ 15-30cm 石灰層内の滞留時間 15 時間 20 g acidity/m ² /day	Kepler(1994) Kepler(1997) Watzlaf(2000)
OLC	傾斜 10%以上	石灰石を敷いた 水路	酸の負荷と滞留時間	Ziemkiewicz(1997)
LLB	原水 pH 3.0 以下	石灰石層内の流れ	滞留時間 1.5 時間	Black(1999)
SLB	金属を含まない原水	製鋼スラグ内の流れ	滞留時間 1~3 時間	Simmons(2002)

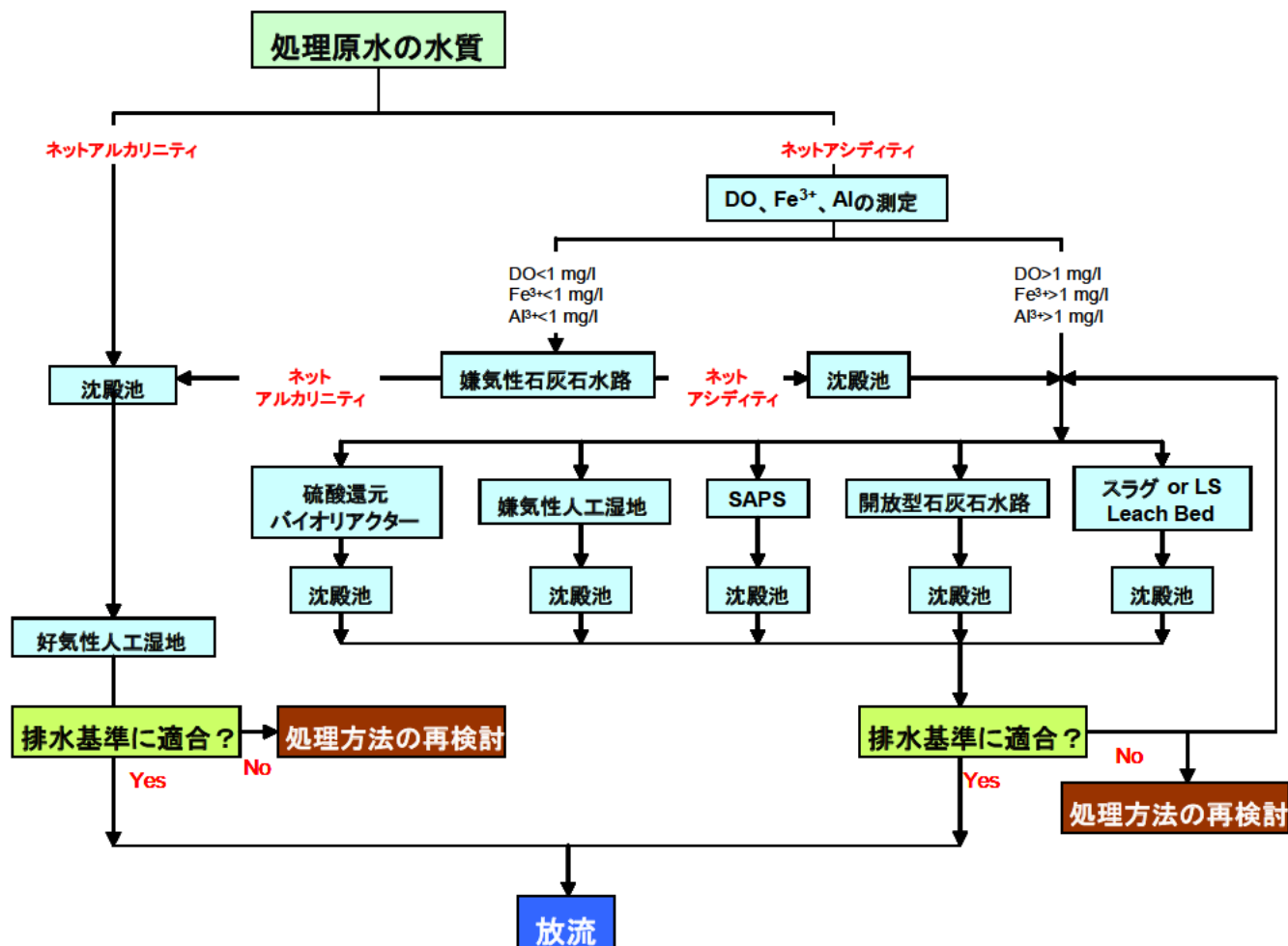
坑廃水を処理するため、どのようなパッシブ・トリートメントを選択するかは、その水質や流量、サイトの地形や特長による。Ziemkiewicz は、一般的に方式を選択するためのガイドラインとして、第 4.13 図に示すフローを提案した(文献 18)。

まず、坑廃水がネットアルカリニティかネットアシディティを有するかによって、大きく処理方式が分けられる。ネットアルカリニティを有する場合には、原水は沈殿池を通った後、好気性人工湿地で処理される。

ネットアシディティの場合には、溶存酸素、Fe³⁺、Al の濃度によって選択する方式が分かれる。まず、溶存酸素、Fe³⁺及び Al がいずれも 1mg/l 以下か 1mg/l を超えるかで分ける。1mg/l 以下の場合には、ALD によって、アルカリを添加する。これによって処理された原水が、ネットアルカリニティを示す場合には、ネットアルカリニティを有する原水と同じ系統で処理される。ネットアシディティを示す場合は、沈殿池を通した後、1mg/l 以上の原水と同じ処理がなされる。

酸素、Fe³⁺及び Al がいずれも 1mg/l を超える場合、第 4.13 図に示すように、硫酸還元バイオリアクター、嫌気性人工湿地、SAPS などの方式のいずれかを選択することとなる。いずれの方式を採用しても、原水は沈殿池に送られる。

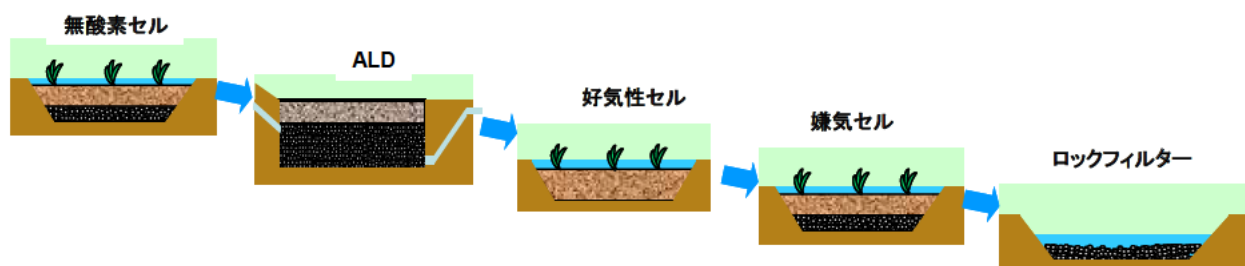
以上のプロセスによって処理された原水は、河川等に放流される前に排水基準を満たしているかどうかをチェックする必要がある。もし、基準を満たしていればそのまま放流するが、満たしていない場合には、処理方法を再検討し、処理水が排水基準を満たすようにする必要がある。



第 4.12 図 パッシブ・トリートメント方式の選択フローチャート
(Ziemkiewicz による)

第 4.12 図に示したフローチャートは、一つの考え方を示すもので、普遍的なものではない。例えば、文献 9 では坑廃水の溶存酸素量 (DO)、 Fe^{2+} と Fe^{3+} の比などによってフローを変えている。すなわち、DO が 2mg/l 以下、 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ が 0.1 以下、 Al^{3+} が 1mg/l 以下の時は ALD、DO が $2\sim 5\text{mg/l}$ 、 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ が $0.1\sim 0.25$ の時は嫌気性人工湿地または SAPS、DO が 5mg/l 以上、 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ が 0.25 以上の時は、流量が $0.03\text{m}^3/\text{s}$ 以下では曝気した後嫌気性人工湿地、OLC など、流量が $0.03\text{m}^3/\text{s}$ 以上では OLC を選択するようなフローチャートとなっている。

また、一つのパッシブ・トリートメント方式のみにより AMD の処理を行うのではなく、同じ方式を直列に並べたり、いくつかの方式を組み合わせたりして原水を処理しているケースも多い。第 4.13 図に、その一例を示す。



第 4.13 図 いろいろな方式を組み合わせたパッシブ・トリートメントの例

4.8 パッシブ・トリートメントのコスト

パッシブ・トリートメントによるコストの試算例を第 4.9 表に示す。コストは、処理を行うサイトの特性によって異なり、これまで得られたデータが不足していることなどにより、正確に試算することは非常にむずかしい。以下の表に示すコストは、大まかな試算であり、方式による違いを比較することのみ意味がある。

第 4.9 表 坑廃水のパッシブ・トリートメントによるコストの比較

システムタイプ	ユニット数	平均酸処理量 (t/yr)	平均全コスト \$	平均除去量	平均コスト \$/t/yr
好気性湿地	6	9.1	10,565	16.3 g/m ² /day	59
ALD	17	13.4	29,726	86.1 g/day/t	96
OLC	10	10.6	30,813	30.2 g/day/t	145
SLB	2	76.3	54,604	2334 g/day/t	36
LLB	17	17.6	72,835	18.1 g/m ² /day	207
VFW	16	11.6	51,151	87.5 g/m ² /day	220
嫌気性湿地	17	8.0	94,515	16.4 g/m ² /day	591

(出典：文献 18)

5. あとがき

鉱山、特に金属鉱山は我が国のかつての産業の根幹を支え、工業・経済及び社会の発展に大きな役割を果たしていた。しかし高度成長期以降に鉱量の枯渇や人件費の高騰及び鉱害問題の発生などにより次々と閉山し、現在日本の各地に 7,000 ヶ所にも及ぶ休廃止鉱山が存在し、そのうち約 450 ヶ所は、操業停止後の鉱害防止事業を実施中、或いはその必要があると報告されている。

坑廃水に関する処理・対策手法は鉱害問題の発生、環境基準による規制などから古くから取り組まれているが、現状では中和剤や共沈剤の投与による伝統的な化学的処理法が行われているサイトが多く、技術開発があまり進んでいない。従来の中和等によるアクティブな管理手法では、収益のない管理運営を半永続的に行う必要があり、いわば鉱山跡地は鉱産業の「負の遺産」でもある。加えて、中和後の沈殿物堆積場の残留容量逼迫問題や地震等による堆積場ダム決壊の恐れ、将来における新設堆積場の立地問題など様々な課題を抱えている。このため、坑廃水の処理技術を環境保全及び長期的な経済利益などの観点から、戦略的・体系的に研究開発を取り込んでいく必要があると考えられる。

本資料では、鉱害を引き起こす可能性の高い酸性鉱山排水（AMD）の生成メカニズムや鉱物による酸の緩衝作用などを解説するとともに、坑廃水の一般的な特性や分類及び AMD による環境影響を整理した。また、我が国における休廃止鉱山の管理現状と経済産業省が目指す休廃止鉱山鉱害防止事業の方向性を踏まえ、AMD のパッシブな処理方法として、好気性人工湿地、嫌気性人工湿地、嫌気性石灰石添加水路、連続アルカリ添加システム及び透過性反応壁などの原理を平易に解説し、アメリカを中心とした利用事例を収集・紹介した。本資料を AMD のパッシブな処理技術に関する更なる開発しようとする研究者、AMD のパッシブな処理技術に取り組もうとする休廃止鉱山管理者ならびに休廃止鉱山管理行政機関などの第一次系統的な基礎資料としてご活用されれば幸いである。

6. 参考文献

1. George R. Wazlar 他、The Passive Treatment of Coal Mine Drainage、DOE/NETL-2004/1202、2004 年
<http://www.facstaff.bucknell.edu/kirby/DOEPassiveTreatmentManualNETL-1202.pdf>
2. Jeff Skousen 他、Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage
West Virginia University Extension Service,
<http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/passtrt.htm>
3. Review of Passive Systems for Treatment of Acid Mine Drainage, MEND Report 3.14.1, 1999
<http://www.epa.gov/NE/superfund/sites/elizmine/43547mend.pdf>
4. C. Zipper 他、Passive Treatment of Acid-Mine Drainage, Virginia Cooperative Extension Publication No.460-133
<http://www.epa.gov/NE/superfund/sites/elizmine/43547mend.pdf>
5. K.L. Ford, Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage, U.S. Bureau of Land Management Papers, 2003
<http://digitalcommons.unl.edu/usblmpub/19/>
6. Development of the Global Acid Rock Drainage Guide, Chapter 7, INAP
http://www.gardguide.com/index.php/Main_Page
7. Operation and Maintenance for Passive Treatment systems, by Damariscotta, June 2003
<http://www.amrclearinghouse.org/Sub/AMDtreatment/OM%20Guidance%20Manual%20Damariscotta.pdf>
8. 小林幹男、北米における鉱山廃水処理へのパッシブ・トリートメント技術の適用状況に関する調査報告、金属資源レポート 9、2010年3月
9. Passive Treatment Methods for Acid Water in Pennsylvania, Pennsylvania State University, 2002
<http://pubs.cas.psu.edu/freepubs/pdfs/UH157.pdf>
10. Scott D Warner他、Ten Years of Permeable Reactive Barriers :Lessons Learned and Future Expectation、April 2001
<http://www.envirofac.org/Pre-prints/Vol%2041%20No%201/DNAPLs%203/p142.PDF>
11. 経済産業省原子力・保安院ホームページ
<http://www.enecho.meti.go.jp/energy/mineral/mineral3.htm>
12. 石油天然ガス・金属鉱物資源機構ホームページ
http://www.jogmec.go.jp/jogmec_activities/mp_control_metal/matsuo_mine/index.html
13. 休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性－国民経済的負担の軽減を目指して－（中間報告）休廃止鉱山鉱害防止対策研究会、2010年6月
<http://www.meti.go.jp/committee/materials2/downloadfiles/g100614e06j.pdf>
14. 特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針に係る答申、中央鉱山保安協議会(平成24年11月)
<http://www.meti.go.jp/press/2012/11/20121115002/20121115002-2.pdf>
15. P.L. Younger他、Passive treatment of acidic mine waters in subsurface-flow systems: exploring RAPS and permeable reactive barriers, Land Contamination & Reclamation, 11 (2), 2003
<http://epppublications.com/Documents/11-2-05.pdf>
16. B. Lawrence I他 Construction of novel Permeable Reactive Barriers (PRB) at Shilbottle, Northumberland, UK: engineering design considerations and preliminary performance assessment, 9th

International Mine Water Congress, March 2011

http://www.imwa.info/docs/imwa_2005/IMWA2005_053_Bowden.pdf

17. Sewage leakage kills slews of fish

http://www.china.org.cn/environment/2010-07/13/content_20483101.htm

18. J. Skousen他、Performance of 116 Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage, 2005 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation, June 2005

<http://anr.ext.wvu.edu/r/download/44882>

19. P.F. Ziemkiewics他、Long-term Performance of Passive Acid Mine Drainage Treatment Systems,

<http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/PTperform.pdf>

20. Hocking River Basin, Ohio Monday Creek Subbasin Ecosystem Restoration Project, Final Feasibility Report and Environmental Assessment, U.S. Army Corps of Engineers, June 2005

http://www.epa.gov/waters/tmdldocs/12248_monday-creek.pdf

21. P.F. Ziemkiewicz他、Adding Alkalinity by Limestone Leach Bed, West Virginia Univ. Spring 1999

<http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/leachbed.htm>

22. P.F. Ziemkiewicz, Steel Slag: Applications for AMD Control, Proceedings of the 1998 Conference on Hazardous Waste Research, 1998

<http://www.p2pays.org/ref/15/14703.pdf>

鉱山保安法

<http://www.lawdata.org/law/htmldata/H16/H16F15001000096.html>

水質汚濁防止法

<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S45/S45HO138.html>

参考資料

休廃止鉱山からの排水基準について

1. 水質保全法（経済企画庁：1968年公布）

昭和33年12月25日、排水規制を直接の目的とする公共用水域の水質の保全に関する法律(水質保全法)および工場排水等の規制に関する法律(工場排水規制法)が公布され、翌年3月1日から施行された。

まず水質保全法に基づき、経済企画庁官は、水質汚濁が原因となって公害が問題となっている水域を指定水域として指定し、この水域ごとに、工場排水、鉱山排水、水洗炭業排水および下水道からの放流水等について、水質基準を定める。

鉱山排水については、鉱山保安法に基づき、水質保全法により定められた水質基準が遵守されるようそれぞれの所管大臣が、監督、指導を行うこととしている。水質基準に関して、鉱山については鉱山保安法により通商産業省がそれらの排水について規制および監督を行うものとされている。

2. 水質汚濁防止法（環境庁：1971年施行）

これまで水質基準は、水質保全法により定められ、遵守強制のための措置は、事業上の種類毎、すなわち旧工場排水規制法、鉱山保安法などによるとされていた。その結果、単に規制根拠法が多岐にわたるのみでなく、排水基準遵守強制の仕組みも多様であり、行政の一元性を欠いていた。そこで、1971年に水質汚濁防止法が施行され、排水基準の設定とその遵守強制措置とは、原則としてすべて本法の定めるところによることとし、法体系の一元化が図られた。

3. 鉱山保安法施行規則

鉱山保安法では、第8条において、「鉱業権者は、鉱滓、坑水、廃水などについて、経済産業省令の定めるところにより、鉱害の防止のため必要な措置を講じなければならない」、第19条では、「鉱業権者は、坑道の坑口の閉そく、坑水又は廃水の処理施設の設置、その他の坑水又は廃水による鉱害を防止するための措置を講ずること」とされている。

さらに、第19条では、「公共水域または海域に排出する坑水や廃水は、水質汚濁防止法の基準に適合すること」、環境大臣が定める方法により坑水や排水の水質を測定・記録し、これを3年間保存すること」などが定められている。

金属鉱業等鉱害対策特別措置法

目的

金属鉱物等の採掘、選鉱、製錬等を使用した坑道および鉱滓等の集積場の使用後の鉱害防止について定められている。この法律は、金属鉱物等の採掘、選鉱、製錬その他の事業の用に供される坑道及び捨石又は鉱さいの集積場の使用の終了後における鉱害を防止するための事業の確実かつ永続的な実施を図るため、使用中のこれらの施設について鉱害防止積立金の制度を設けるとともに、使用済みのこれらの施設について鉱害防止事業基金及び指定鉱害防止事業機関の制度を設けて鉱害を防止するための事業を計画的に実施させるため必要な措置を講ずることにより、鉱山保安法と相まって、金属鉱業等による鉱害を防止し、もって国民の健康の保護及び生活環境の保全に寄与することを目的とする。

内容(抜粋)

1. 鉱害防止事業の実施に関する基本方針の策定

経済産業大臣は、環境大臣に協議し、かつ、中央鉱山保安協議会の意見をきき、坑道および捨石または鉱滓の集積場に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針を定め、これを公表する。

2. 鉱害防止積立金制度

採掘権者または租鉱権者は、使用中の特定施設について、鉱害防止に必要な資金を JOGMEC に鉱害防止積立金として積み立てる。

3. 鉱害防止事業基金制度

採掘権者または租鉱権者は、鉱害防止事業を実施した後においても、坑水または廃水の汚染の状態、量その他の状況が経済産業省令で定める基準に適合せず、または自然的および社会的条件に照らし、鉱害防止事業を確

実かつ永続的に実施することが必要であると見込まれる廃止鉱山の鉱害防止に必要な基金を、JOGMEC に設けられた鉱害防止事業基金として供出する。

3.指定鉱害防止事業機関

採掘権者または租鉱権者に代わり、経済産業大臣に指定された鉱害防止事業機関は、鉱害防止事業基金の運用収入によって鉱害防止事業を実施する。

謝辞

本報告書の執筆に当たり、(独)石油天然ガス・金属鉱物資源機構の関係者には、貴重な助言や資料提供をいただいた。ここに感謝の意を表する。