

酸性河川と微生物の働き

松 本 順 一 郎

1. 序 説

旧松尾鉱山は岩手山の西北方八幡平の中腹に位置しており、鉱山の地質は主として第4紀の安山岩質熔岩、凝灰岩などで構成され、その中に塊状鉱床が賦存している。鉱床は、上昇した硫黄ガスまたは熱水溶液の作用で分解した母岩のなかに、硫黄または硫化鉄鉱が鉱染交代したものと考えられている。鉱床の上部は硫化鉄鉱、下部は、硫黄鉱からなっている。

大正3年に松尾鉱業所が操業開始し、これまで採掘した鉱石は3000万トン、製錬された硫黄は250万トンにのぼり、日本の鉱山いおうの約1/3、硫化鉄の1/10を占めていた。しかし、松尾鉱業所は1969年（昭44）にいおう製錬ならびに坑内採掘を中止し、1972年（昭47）に鉱業権を放棄して閉山した。

しかしながら、多年の鉱業活動に起因して、鉱山地帯から酸性毒水が発生し、そのため北上川は多年に亘って大規模に酸性汚濁し、水利用の価値が失われ、農業、水産業、土木施設、発電施設など各方面に被害がみられた。また、鉄を多量に含む鉱毒水の流入によって、河川水ならびに河床は、水酸化第2鉄の生成・沈殿によって赤褐色を呈し、景観が著しく阻害された。

その後、岩手県および国（建設省、通産省）の協力によって、水質改善のための事業が進められ、その効果には見るべきものがある。

一般に、硫化鉄山や瀝青炭鉱山の表流水と坑内水、硫化鉄物を含む地質を流れる水は、硫化鉄物が空気と水によって分解されるため、硫酸酸性で還元型鉄イオンを多量に含んでいる。さて、このような排水を受ける河川では、水酸化第2鉄の赤褐色沈殿を生じ、また低pHのため、数種の微生物を除いて水生生物は棲息できないため死の川となり、上水、農業用水、工業用水の水源として利用できなくなる。また、この排水は、金属やコンクリートを腐食して、河川構造物などに大きな被害を与える。

2. バクテリア・リーチング

鉱山の坑内水のような特殊な環境に生育している細菌を利用して、鉱石中に含まれている金属成分を溶出し、有効に回収しようとする技術は、バクテリア・リーチングとよばれる。

現在、バクテリア・リーチングに利用されている微生物は *Ferrobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus ferrooxidans* などの鉄酸化細菌と、*Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus concretivorus* などの硫黄酸化細菌が主なるものである。これらの細菌の一般的特性を整理してみると、表-2・1に示すようになる。彼等に共通な一般的特長は、いずれも巾が 0.5μ 程度、長さが $1.0\sim 2.0\mu$ 程度の桿菌であること、普通の細菌は生存できないような、かなり強酸性の坑内水中においても生育していること、い

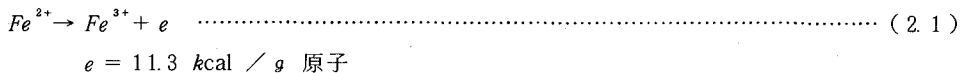
表-2.1 バクテリア・リーチングに利用されている細菌の一般的特性

	<i>T. thiooxidans</i>	<i>T. concretivorus</i>	<i>T. ferrooxidans</i>	<i>F. ferrooxidans</i>
細菌の大きさ(μ)	0.6×1.0	$0.5 \times (1.5 \sim 2.0)$	0.5×1.0	$(0.6 \sim 1.0) \times (1.0 \sim 1.6)$
最適温度($^{\circ}\text{C}$)	28~30	28	30	15~20, 28
最適pH値	2.0~3.5	2.0~4.0	2.5~3.8	3.5
グラム染色	-	-	-	-
運動性	+	+	+	+

ずれもグラム陰性であり、運動性をもっていることである。

(1) 鉄酸化細菌

T. ferroxidans と *F. ferroxidans* は、ともに第 1 鉄を第 2 鉄に酸化し、その間のエネルギーを生活エネルギーとして生育するが、



代替エネルギー源としての硫黄の化合物に対しては、*T. ferroxidans* はチオ硫酸塩を酸化し利用できるが、*F. ferroxidans* は何らの硫黄化合物も利用できない点でことなっている。

これらの 2 種の細菌は、生理学的には何れも化学無機独立栄養細菌で、エネルギー源および栄養源として第 1 鉄または無機の硫黄および CO_2 を利用し、窒素源として無機の窒素を利用していると考えられていた。ところがその後、*T. ferroxidans* はブドウ糖や特定のアミノ酸をエネルギー源ならびに炭素源に利用できることが明かにされ、この細菌は無機栄養的にも有機栄養的にも生育できる通性無機独立栄養細菌であると考えられるようになった。

(2) 硫黄酸化細菌

T. thiooxidans, *T. concretivorus* などの *Thiobacillus* 属の細菌は、元素硫黄あるいは無機硫黄化合物を酸化する際生ずるエネルギーを利用して、空気中の CO_2 を固定し、増殖していく好気性の独立栄養細菌である。

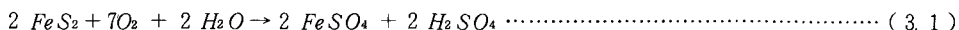
栄養源として *T. thiooxidans* は硫酸アンモニウムのみを利用するが、*T. concretivorus* は硫酸アンモニウムの他に硝酸ナトリウムも利用することができる。

硫黄酸化細菌が元素硫黄を酸化して硫酸を生成する機構に関しては、まだ確定的な結論は得られていないようである。

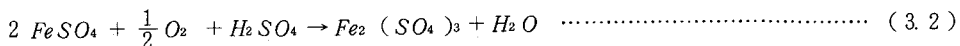
3. 鉄酸化細菌による酸化^{1), 2)}

(1) 黄鉄鉱の酸化

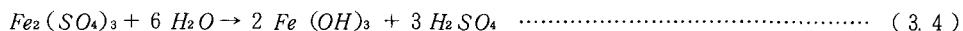
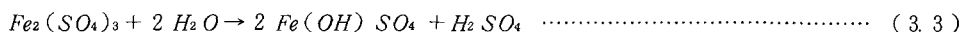
黄鉄鉱は (3.1) 式で示す反応によって、硫酸第 1 鉄と硫酸を生ずる。この反応は一般に遅いが、黄鉄鉱の結晶が不完全な場合、および酸素に代る酸化剤が存在する場合、酸化が促進される。白鉄鉱や磁硫化鉄鉱は酸化されやすい。



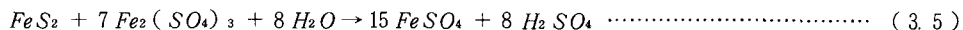
(3.1) 式によって生成した硫酸第 1 鉄は、鉄酸化細菌によって、(3.2) 式に示すように、硫酸第 2 鉄に酸化される。(3.2) 式は無機化学的におきにくいものであるが、鉄酸化細菌によっては 10.5 倍に酸化が進行する。



生成した硫酸第 2 鉄は、 pH が上昇するにともない、加水分解され、(3.3) 式および (3.4) 式によって、塩基性硫酸第 2 鉄さらには水酸第 2 鉄の沈殿物となる。



硫酸第 2 鉄は、さらに黄鉄鉱を (3.5) 式によって溶解する。



(2) 第 1 鉄濃度の影響

初期 pH を 2.0, 初期第 1 鉄濃度を $50.2 \sim 1578.8 \text{ mg} / \ell$, 水温 25°C とし, 9 K 培地で 25°C で馴養した菌を用いて、振とう培養による回分実験を行った。

初期基質（第1鉄）濃度（ S_0 ）と比生成速度（ ν ）との関係を示したのが図-3.1である。これから、鉄酸化活生はMichaelis-Menten式に従うことがわかる。Lineweaver-Burk プロットによって、次式が与えられる。

$$\nu = \frac{\nu_{\max} \cdot S}{K_m + S} = \frac{3.6 \times 10^{-9} S}{140.2 + S}$$

..... (3.6)

ここで、

ν = 比生成速度 ($\text{mg Fe}^{2+} / \text{個} \cdot \text{hr}$)

$\nu_{\max}$ = 最大比生成速度

($\text{mg Fe}^{2+} / \text{個} \cdot \text{hr}$)

S = 基質濃度 (mg / ℓ)

K_m = Michaelis 定数 (mg / ℓ)

である。 $K_m \ll S$ の時は $\nu = 3.6 \times 10^{-9}$ ($\text{mg Fe}^{2+} / \text{個} \cdot \text{hr}$) となり、0次反応になる。 $K_m \gg S$ の時は

$$\nu = \frac{3.6 \times 10^{-9} S}{140.2}$$

となり、1次反応となる。

(3) 水温および pH の影響

T. ferroxidans による第1鉄から第2鉄への酸化の主要な外的環境因子は水温と pH である。旧松尾鉱山を流域にもつ赤川から採取した鉄酸化細菌を、表-3.1に示す9K培地で通気培養し、これを種菌とした。

表-3.1 9 K 培 地

成 分	量
(NH ₄) ₂ SO ₄	3.0 g
KCℓ	0.1 g
K ₂ HPO ₄	0.5 g
MgSO ₄ ・7H ₂ O	0.5 g
Ca(NO ₃) ₂	0.01 g
蒸 溜 水	700 ml
10 N・H ₂ SO ₄	1.0 ml
FeSO ₄ ・7H ₂ O	14.74% (W/V) 溶液 300 ml

表-3.2 基質組成 (1 ℓ 中)

成 分	量
FeSO ₄ ・7H ₂ O	15.0 g
(NH ₄) ₂ SO ₄	3.0 g
MgSO ₄ ・7H ₂ O	0.5 g
K ₂ HPO ₄	0.5 g
KCℓ	0.1 g
Ca(NO ₃) ₂	0.01 g
10 N・H ₂ SO ₄	適 宣

次に、表-3.2に示す基質組成で振とう培養（振とう巾 3.5 cm，速度 80 rpm）し、経時的に Fe^{2+} 濃度を測定した。水温は 6～40℃ の範囲で 8 段階とし、各水温について初期 pH を 1.3～3.0 の範囲で 6 段階にして実験を行った。植種菌は各水温で 1 週間以上馴養し、その増殖相を一定にするため、培地の残存 Fe^{2+} 濃度が 50 mg / ℓ 以上になったものを用いた。

図-3.2 に初期比基質利用速度 ν と水温との関係を、初期 pH をパラメーターにして示した。但し、 ν は次式によって求めた。

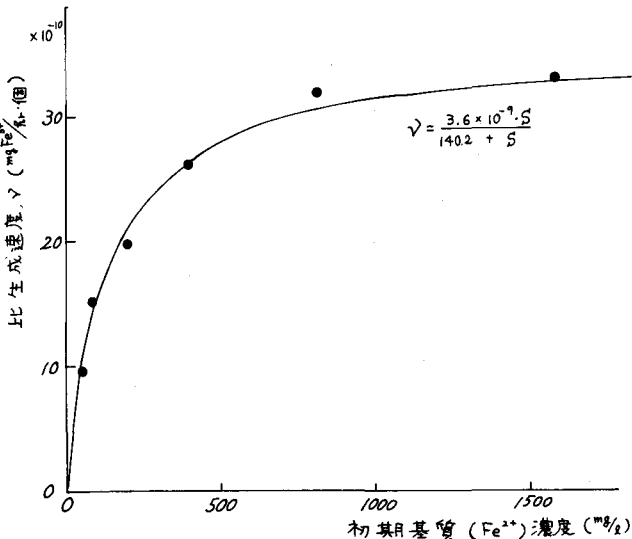


図-3.1 初期 Fe^{2+} 濃度対比生成速度

$$\nu = \frac{P}{X_0 \cdot t}$$

ここで、 ν = 初期比基質

利用速度

($\text{mg Fe}^{3+} / \text{個} \cdot \text{hr}$)

P = 10 hr 後の Fe^{3+}

濃度 (mg / ℓ)

X_0 = 初期菌数

($\text{個} / \text{ml}$)

t = 時間 (hr)

であり、 6°C を除いて $t =$

10 hr とし、 6°C では $t = 11$

hr とした。この図から、鉄

酸化細菌の Fe^{2+} 酸化活性は

低温では pH よりも水温の

影響が大きく、高温では温

度より pH の影響が大きいことがわかった。また、至適水温は pH に依存し、低 pH では低く、 pH の上昇につれて高くなることがわかった。最大初期比基質利用速度は 30°C , $\text{pH} 2.0$ の時の $3.6 \times 10^{-9} \text{ mg Fe}^{2+} / \text{個} \cdot \text{hr}$ であった。

鉄酸化速度を化学反応の速度と温度の関係式である Arrhenius 式によって検討する。

$$\frac{d \ln k}{dt} = \frac{E}{RT^2} \quad (3.7)$$

ここで

k = 反応速度定数

R = 気体定数 ($1.987 \text{ cal} / \text{モル} \cdot ^\circ\text{K}$)

T = 絶対温度 ($^\circ\text{K}$)

E = 活性化エネルギー ($\text{k cal} / \text{モル}$)

である。上式を積分すると、

$$\log k = \frac{-E}{2.3 RT} + C \quad (3.8)$$

となり、 $\log k$ を $1/T$ に対してプロットすれば、活性化エネルギー E を求めることができる。

反応速度の温度依存性を、実用的な式である Streeter- Phelps 式によって検討してみる。

$$K_{t_2} = K_{t_1} \cdot \theta^{t_1 - t_2} \quad (3.9)$$

K_{t_1} = 温度 t_1 における反応速度定数

K_{t_2} = 温度 t_2 における反応速度定数

θ = 温度係数

である。故に、

$$\log \theta = \frac{\log K_{t_2} - \log K_{t_1}}{t_1 - t_2} \quad (3.10)$$

から、 θ の値が求められる。

また、

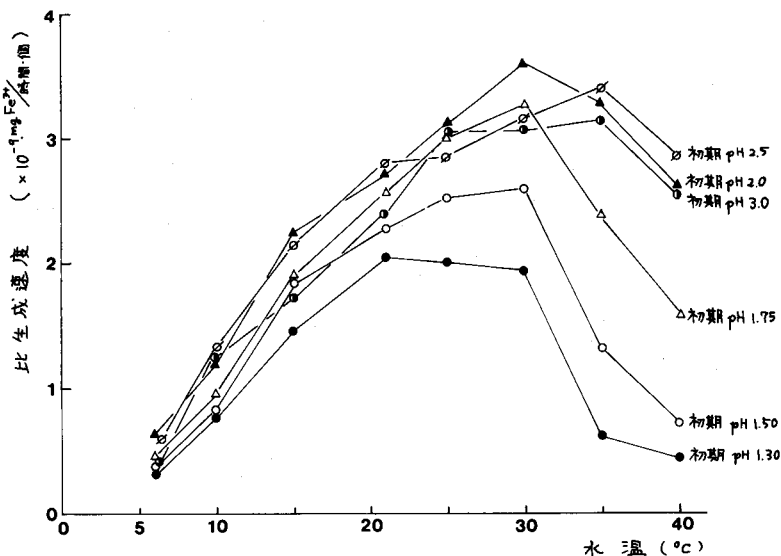


図-3.2 水温対比生成速度

$$Q_{10} = \frac{K_{t_2}}{K_{t_1}} = \theta^{10} \dots\dots\dots (3.11)$$

として Q_{10} を、すなわち 10°C 温度が上昇したとき反応速度が何倍になるかを、求めることができる。

表-3.3 に活性化エネルギー E 、温度係数 θ および Q_{10} を示した。これから、鉄酸化細菌は中温性微生物であり、 $15\sim 30^{\circ}\text{C}$ が最適水温であることがわかる。

(4) グルコースの影響

前項と同様に、赤川から採取し、これを 9 K 培地で通気培養したものを種菌とした。次に、表-3.2 に示す組成の培養液を用い、 30°C 、 $p\text{H}2.0$ で振とう培養を行った。

図-3.3 に示すとおり、グルコースは濃度 4% (w/v) で 12%、濃度 6% で 58% ほど鉄

の酸化を阻害するが、濃度 3% 以下では阻害せず、むしろ酸化を促進することがわかる。鉄酸化を最も促進する濃度は 0.1% であるが、促進の程度はさほど著しくない。また、鉄酸化終了時までの菌数および収率については、グルコース濃度が 3% 以下の場合には、グルコース添加の効

果は余りないが、4% では前述のように酸化を阻害するが、増殖は著しくなり、収率は 2 倍以上になった。

鉄酸化終了後には、グルコースを添加したものの菌数が増加しはじめ、濃度 0.02% では鉄酸化終了

表-3.3 活性化エネルギーと温度係数

初 期 PH	温 度 範 囲 ($^{\circ}\text{C}$)	E (kcal/モ ル)	θ	Q_{10}
1.3	6~15	28.6	1.21	6.73
	15~28	4.6	1.03	1.34
	28~40	27.0		
1.5	6~15	27.8	1.20	6.19
	15~30	3.9	1.02	1.22
	30~40	24.7		
1.75	6~15	25.1	1.18	5.23
	15~30	5.4	1.04	1.48
	30~40	9.1		
2.0	6~15	21.5	1.15	4.05
	15~32	5.4	1.03	1.34
	32~40	9.1		
2.5	6~12	29.7	1.22	7.30
	12~33	5.7	1.03	1.34
	33~40	6.9		
3.0	6~11	42.5	1.32	16.06
	11~33	6.1	1.04	1.48
	33~40	7.6		

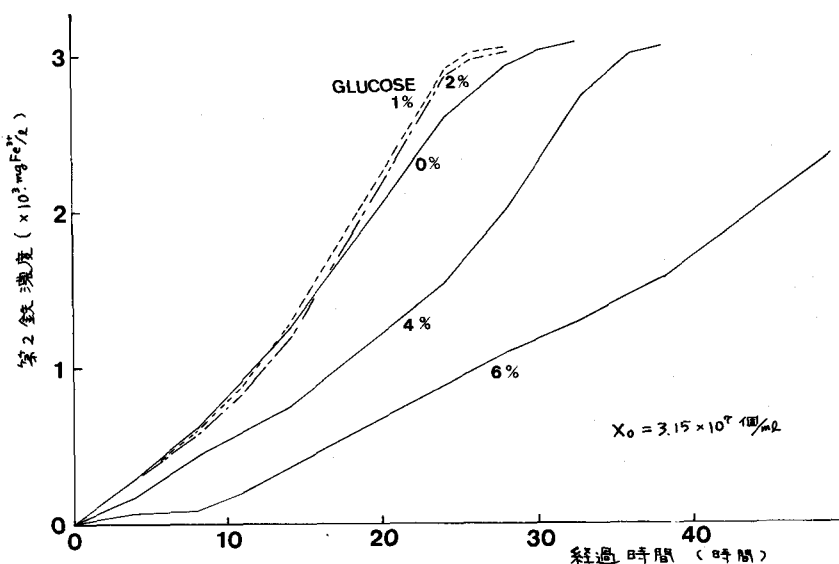
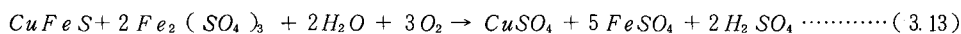
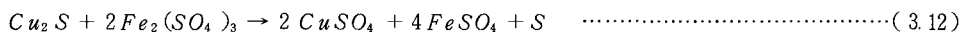


図-3.3 経過時間対 Fe^{3+} 生成速度

時の5倍、その他は10～30倍以上になることが、図-3.4からわかる。これはグルコースを利用して増加したものと考えられ、無機エネルギー源がないとき、鉄酸化細菌は従属栄養的な生育を行うことがわかる。

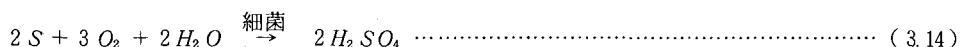
(5) 金属硫化鉱物の溶出

(3.2)式の反応によって生成された硫酸第2鉄は、金属硫化鉱物に作用して金属を金属硫酸塩の形で溶出する。例えば、輝銅鉱(Cu_2S)や黄銅鉱(CuFeS_2)に作用した場合には、(3.12)式、(3.13)式に示す反応が行われ、硫酸銅、硫酸第1鉄、硫酸黄あるいは硫酸を生成する。



また、(3.5)式の反応によって、黄鉄鉱は硫酸第2鉄と作用して硫酸第1鉄と硫酸を生成する。(3.5)式、(3.12)式、(3.13)式の反応で生成した硫酸第1鉄は鉄酸化細菌によって再び酸化され、[(3.2)式]、硫酸第2鉄となる。従って、このような反応がサイクル的に繰返されつつ金属の浸出が進行していくことになる。

もし硫黄酸化細菌が存在していれば、(3.12)式の反応で生成した硫黄はこれらの細菌によって酸化され、次式の反応によって硫酸を生成し、この硫酸も浸出剤として有効な浸出作用を行うことになる。



4. 河川中での鉄酸化細菌の働き³⁾

赤川は八幡平にその源を発し、旧松尾鉱山の区域を貫流する北上川の2次支川である。その名が示すように、古来、自然の酸性河川であった上に、旧松尾鉱山から発生する坑内水の流入をうけ、強酸性の河川となっている。これは、坑内の硫化鉄鉱が黄鉄鉱のほかには化学的に不安定な白鉄鉱を多量に含有しているため、(3.1)式で示したような化学変化をうけて、坑内水が高濃度の硫酸と硫酸第1鉄を含有し、 $\text{pH}2$ 以下となるためである。

また、赤川の河床には鉄酸化細菌 *Thiobacillus ferrooxidans* が生息していて、(3.1)式で生成した FeSO_4 を(3.2)式のように酸化するという一種の自浄作用が行われている。

そこで、赤川における鉄酸化細菌による第1鉄の酸化作用について調査した。採水地点は図-4.1に示す通りで、112m坑内水が流入するやや上流部の赤川源流から、約3250m下流にある中和処理場取水口までの10ヶ所である。調査結果を示すと表-4.1～4.3の通りである。ここで酸化率Fは次式で算出した。

$$F = \frac{(\text{Fe}^{2+})_{\text{Na}3} - (\text{Fe}^{2+})_{\text{Na}x}}{(\text{Fe}^{2+})_{\text{Na}3}} \times 100 (\%) \quad \dots\dots\dots (4.1)$$

112m坑内水合流後から取水口入口まで通しての酸化率は、第1回調査で97.3%、第2回調査で93.9

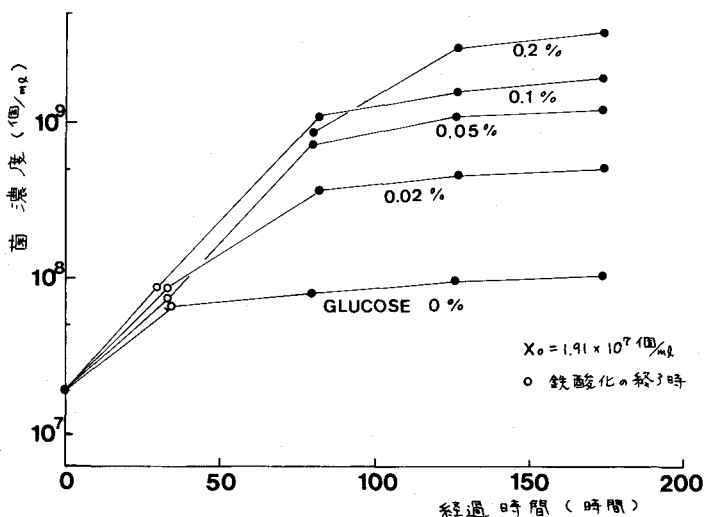


図-3.4 経過時間対菌濃度

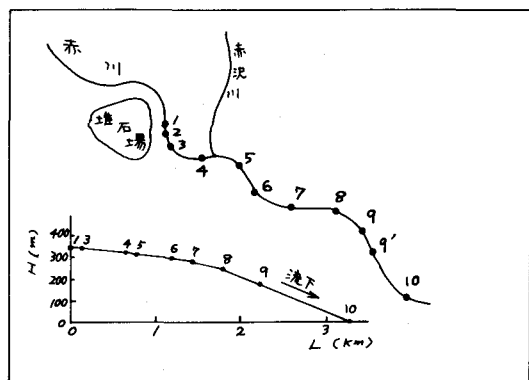


図-4.1 赤川調査地点

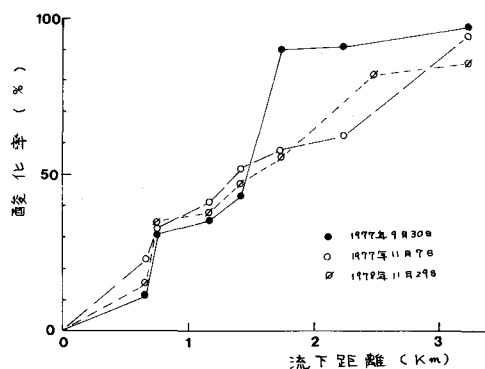


図-4.2 流下距離対酸化率

表-4.1 第1回赤川水質調査結果 (S52.9.30)

採水地点	流下距離(m)	流量(mg/分)	水温(℃)	PH	Fe ²⁺ (mg/l)	全Fe(mg/l)	酸化率(%)
1 赤川源流	0	10.84	19.4	2.86	240	500	
2 112m坑内水		14.60	18.8	1.85	563	667	
3 坑内水合流後	125.7	25.44	18.4	1.90	511	541	0
4 赤沢川流入前	663.1	26.22	17.8	1.90	454	500	11.1
5 赤沢川合流後	751.5	27.90	18.2	1.98	352	500	31.1
6 滝直下	1176.8			2.02	331	458	35.2
7 ズリ山付近	1427.2	37.56	18.5	2.10	289	450	43.4
8	1728.8	34.71	17.8	2.20	49	440	90.4
9	2233.8	34.40	17.8	2.24	42	440	91.8
10 取水口入口	3249.8		17.5	2.20	14	425	97.3

表-4.2 第2回赤川水質調査結果 (S52.11.7)

採水地点	流下距離(m)	流量(m ³ /分)	水温(℃)	PH	Fe ²⁺ (mg/l)	全Fe(mg/l)	酸化率(%)
1 赤川源流	0	0.16	8.6	2.55	255	510	
2 112m坑内水		16.55		1.46	584	839	
3 坑内水合流後	125.7	16.72	16.5	1.50	557	730	0
4 赤沢川流入前	663.1	21.89	15.0	1.66	429	693	23.0
5 赤沢川合流後	751.5	22.89	14.2	1.68	374	620	32.9
6 滝直下	1176.8		14.0		328		41.1
7 ズリ山付近	1427.2	31.31	13.3	1.74	265	584	52.4
8	1728.8	33.94	13.5		237		57.5
9	2233.8		13.5	1.82	210	584	62.3
10 取水口入口	3249.8		13.5	1.90	34	510	93.9

表-4.3 第3回赤川水質調査結果 (S53.11.29)

採水地点	流下距離(m)	流量(m^3 /分)	水温($^{\circ}C$)	PH	Fe^{2+} (mg/ ℓ)	全Fe(mg/ ℓ)	酸化率(%)
1 赤川源流	0	3.18	5.3	2.62	370	469	
2 112m坑内水		16.56	18.2	1.89	618	618	
3 坑内水合流後	125.7	19.74	15.4	1.97	539	583	0
4 赤沢川流入前	663.1	28.38	14.0	2.03	456	556	15.4
5 赤沢川流入後	751.5	35.04	11.8	2.12	354	442	34.3
6 滝直下	1176.8		11.8	2.16	337	451	37.5
7 ズリ山付近	1427.2	35.26	11.2	2.18	285	442	47.1
8	1728.8	34.62	10.5	2.21	233	432	56.8
9	2468.8	39.18	9.3	2.30	99	393	81.6
10 取水口入口	3249.8		9.2	2.31	79	390	85.3

%, 第3回調査で85.3%となり、水温の低下に伴って低下している。流下距離と酸化率の関係を図-4.2に示した。

また、昭和53年における東北地建岩手工事事務所の水質調査結果を表-4.4に示した。この表から、水温が低下する1~4月および11月に Fe^{2+} 濃度が135~192mg/ ℓ になり、水温の上昇する6~10月に7~97mg/ ℓ になっており、水温の低下に伴って酸化率が低下することがわかる。

赤川の河床には海線状の粘質物が付着している。これを調べ

表-4.4 昭和53年月別水質変化 (値は月平均)

月	赤川源流 Fe^{2+} (mg/ ℓ)	112m坑内水 Fe^{2+} (mg/ ℓ)	取水口入口 Fe^{2+} (mg/ ℓ)	取水口入口 水温($^{\circ}C$)	取水口入口 流量(m^3 /分)
1	343	632	192	4.6	34.2
2	311	626	169	4.7	31.0
3	286	614	154	6.1	30.5
4	346	627	162	3.6	68.7
5	125	711	143	8.8	102.3
6	178	718	96	15.3	70.2
7	225	683	7	18.7	45.5
8	226	639	97	18.2	46.3
9	241	613	72	14.7	36.2
10	305	604	51	10.6	33.0
11	383	593	135	5.7	33.3

たところ、その中に鉄酸化細菌が共生していることがわかった。さらに、粘質物が混入している赤川河水を静置させてえられる上澄液50ml(A)、上澄液28mlに粘質物22mlを加えて50mlとしたもの(B)の両者を、9K培地450mlに接種して回分実験を行った結果を図-4.3に示す。この図からも粘質物が第1鉄を酸化する力を持っていることがわかる。この粘質物は従属栄養細菌によって生成したもので、これに好酸性独立栄養細菌である鉄酸化細菌が共生したものであることがわかる。

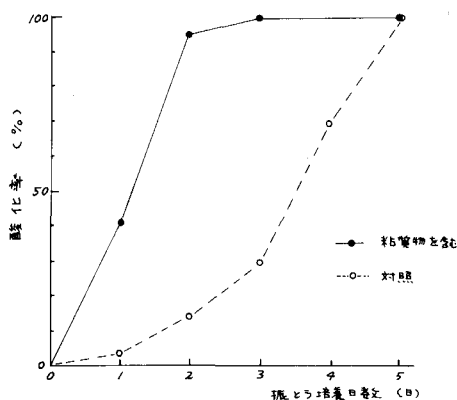


図-4.3 粘質物の影響

5. 回転円板法による強酸性含鉄排水処理^{2), 3)}

(1) 炭カル中和

酸性鉱山排水の中和剤としては古くから石灰が用いられてきたが、近年炭酸カルシウムの優秀性が認められ多くの鉱山で採用されるにいたった。

炭カル中和は石灰中和にくらべて、(1)薬品代が安価である、(2)殿物の沈降速度が大きく沈降容積が小さい、(3)殿物の濾過特性がよい等の利点がある。しかし、炭カルは排水の主成分である鉄分が Fe^{2+} の時には、これとほとんど反応しないという欠点をもっている。人工鉱水として $Fe_2(SO_4)_3$ 溶液を使用し、 $NaOH$ 、 $Ca(OH)_2$ 、 $CaCO_3$ で中和した時の殿物の沈降特性を図-5.1に示した。これから炭カル中和の有効性が認められる。

旧松尾鉱山の坑内水の中和処理には、鉄酸化細菌を利用して、第1鉄を第2鉄に酸化してから、炭カル中和を行うことが効果的であることがわかるであろう。

(2) 滞留時間の影響

回転円板を図-5.2に、装置諸元を表-5.1に示した。流入 Fe^{2+} 濃度は 500 mg/l 、無機塩類量は表-3.2の1/20、流入水 pH は2.7、滞留時間を24~300分の範囲で9段階に変え、各滞留時間において定常状態になるまで運転した。

酸化率は連続運転開始から3~5日のlagの後上昇ははじめ、15日目頃から定常状態に達し、また酸化率は円板付着菌数と対応して上昇することが図-5.3からわかる。

定常状態における槽内浮遊菌数と滞留時間との関係を図-5.4に示す。200分の時に最大で 2.52×10^6 個/mlであり、滞留時間の減少にともなって減少することがわかる。完全混合連続攪拌槽と考えると、定常状態では

$$\mu = D = \frac{1}{\theta}$$

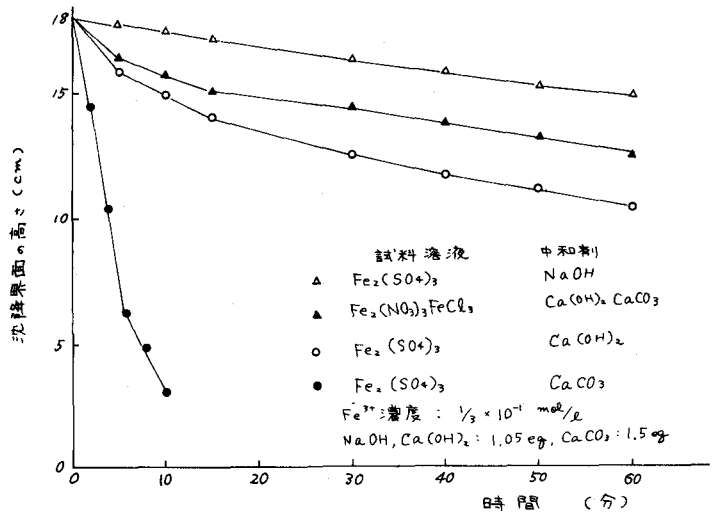


図-5.1 炭カル中和と沈降分離 (下飯坂)

表-5.1 装置諸元

槽実容積	2.4ℓ
円板直径	20 cm
枚数	6枚
材質	塩化ビニール
間隔	2 cm
浸漬率	39.2%
回転数	15 r. p. m.
処理段数	1
水温	$20 \pm 2^\circ C$

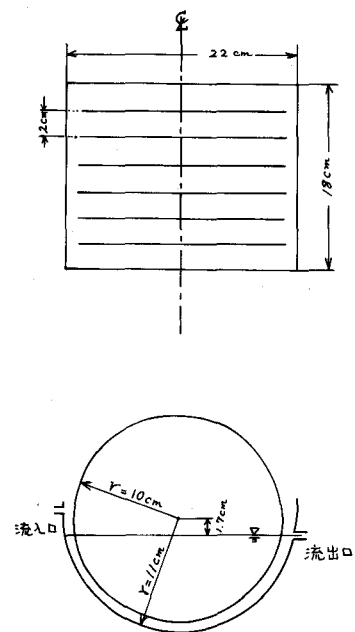


図-5.2 回転円板

ここで μ = 比増殖速度 (hr^{-1})
 D = 希釈率 (hr^{-1})
 θ = 滞留時間 (hr)

である。また、

$$\mu = \frac{\ln 2}{g} = \frac{0.693}{g}$$

ここで g = 世代時間 (hr)
 である。 g の値としてこれまで報告されている値の 5.3 ~ 9.6 hr の最小値を用いれば

$$\mu = \frac{0.693}{5.3} = 0.13 \text{ (hr}^{-1}\text{)}$$

となる。本実験では最大滞留時間 $\theta = 300 \text{ 分} = 5 \text{ hr}$ のとき $D = 0.2$ であり、 $\mu < D$ となり、浮遊状態では増殖できないことがわかる。また、円板付着菌数と浮遊菌数の比は $10 \sim 10^3$ であり、酸化が付着菌によって行われていることがわかる。

図-5.5 ~ 5.6 に、定常状態における滞留時間と酸化率との関係を示している。これらの図から、酸化率は、滞留時間 2 hr までは、滞留時間の増加にともなって対数的に上昇していることがわかる。鉄酸化が 1 次反応に従うと考えると

$$\frac{dS}{dt} = -k S$$

ここで $S = \text{Fe}^{2+} \text{ 濃度 (mg/l)}$

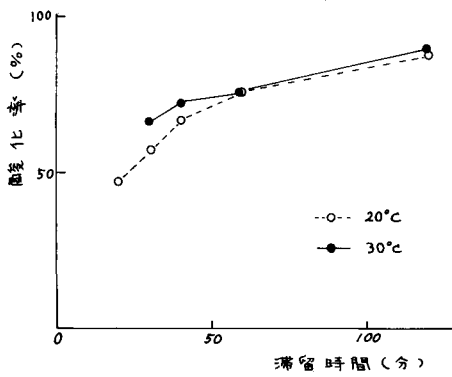


図-5.6 滞留時間対酸化率 (その2)

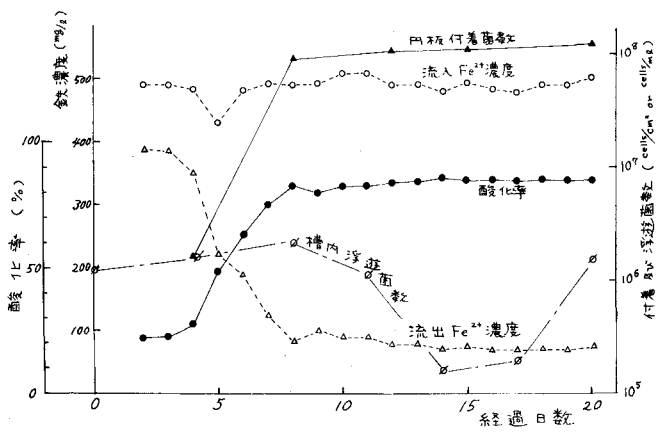


図-5.3 回転円板法の連続実験

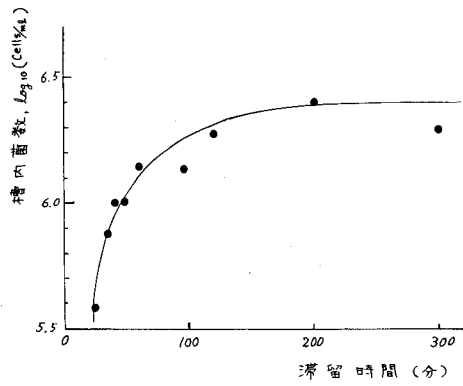


図-5.4 滞留時間と槽内浮遊菌数

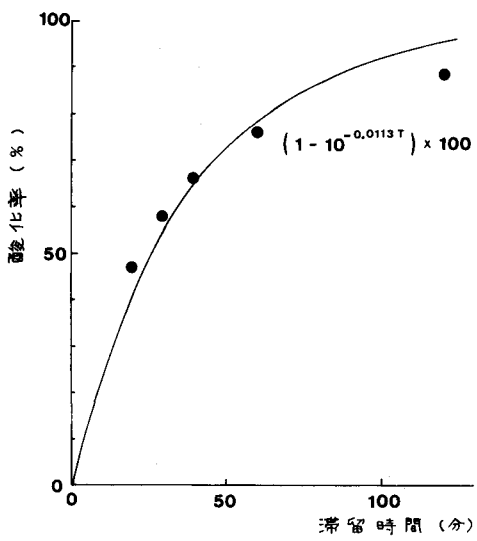


図-5.5 滞留時間対酸化率 (その1)

t = 滞留時間 (hr)

k = 反応速度定数 (hr^{-1})

である。これを積分して、

$$\log \frac{S}{S_0} = -kt$$

ここで S_0 = 流入水 Fe^{2+} 濃度 (mg/ℓ)

S = 流出水 Fe^{2+} 濃度 (mg/ℓ)

である。酸化率 F は、

$$F = (1 - 10^{0.0113t}) \times 100 (\%)$$

となる。

(3) 付着菌数の影響

Fe^{2+} 負荷と付着菌数との関係を図-5.7 に示した。本実験は流入 Fe^{2+} 濃度は一定にしており、

$$\text{Fe}^{2+} \text{ 負荷 } (\text{g Fe}^{2+} / \text{m}^2 \cdot \text{day}) = \frac{1}{2} \text{ 水量負荷 } (\ell / \text{m}^2 \cdot \text{day})$$

の関係がある。図からわかるよう

に、 Fe^{2+} 負荷は付着菌数と正の相関をもっている。

また、付着菌あたりの酸化量と Fe^{2+} 負荷の関係を調べてみると、 Fe^{2+} 負荷の全範囲ではほぼ一定であった。高水量負荷時でも鉄酸化細菌の活性が低下しないことがわかる。

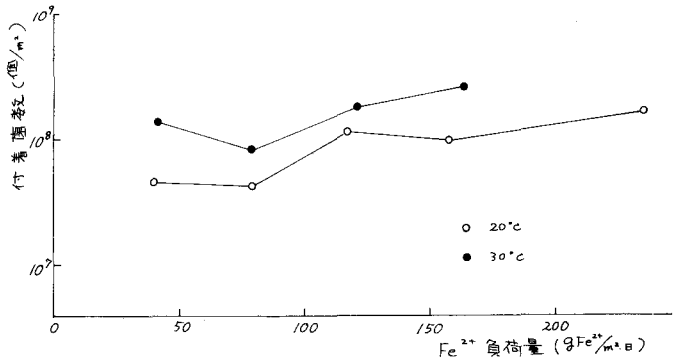


図-5.7 Fe^{2+} 負荷対付着菌数

(4) 水温の影響

図-5.6. および図-5.7. からわかるように、水温の高いことは酸

化および菌の増殖に有利であるが、滞留時間が60分以上の場合には、酸化に及ぼす影響が20°Cと30°Cでは、余り認められないことがわかる。

参 考 文 献

- 1) 伊藤一郎：バクテリア リーチング，講談社，1976年
- 2) 海田，松本，野池：鉄バクテリアによる強酸性含鉄排水処理に関する研究，土木学会年講Ⅱ-111，1978年
- 3) 野池，近藤，中村：鉄バクテリアによる強酸性含鉄排水処理について，土木学会東北支部技術研究発表会，pp 119 ~ 120，1979年