

(12) 下水汚泥中に生息する鉄酸化細菌による下水汚泥からの重金属の除去

Heavy metals removal from anaerobically digested sewage sludge
using indigenous iron-oxidizing bacteria

北田久美子*, 伊藤歩*, 相澤治郎*, 海田輝之*

Kumiko KITADA*, Ayumi ITO*, Jiro AIZAWA* and Teruyuki UMITA*

ABSTRACT ; The possibility of using indigenous iron-oxidizing bacteria for biological leaching was studied to remove heavy metals from sewage sludge economically. It was confirmed that the indigenous iron-oxidizing bacteria existed in anaerobically digested sewage sludge. The oxidation activities of ferrous iron of the indigenous iron-oxidizing bacteria and the pure species, *Thiobacillus ferrooxidans*, were nearly equal.

Biological leaching of heavy metals from metal sulfides such as CuS, CdS and ZnS and anaerobically digested sewage sludge was investigated at pH 3 using indigenous iron-oxidizing bacteria. The results showed that the inoculation of the bacteria accelerated the elution rate of Cu from copper sulfide and sewage sludge. It was concluded that the indigenous iron-oxidizing bacteria existing in sewage sludge has an important role to remove heavy metals from the sludge effectively.

KEYWORDS ; indigenous iron-oxidizing bacteria, anaerobically digested sewage sludge, heavy metals removal, metal sulfides

1.はじめに

下水道の普及に伴い、下水処理場から産出される汚泥量は増加しており、今後は埋立処分地の不足、処分費用の増大が予測される。現在、発生下水汚泥の30%程度が建設資材や肥料として再利用されている¹⁾が、安全性や経済性の問題からその利用は停滞しているのが現状である。下水汚泥は有機物や窒素、リン等を含むことから、その肥料化は「持続可能な循環利用」の概念に合致した方法といえるが、下水汚泥中の重金属の存在が利用を妨げている。従って、緑農地への下水汚泥投入による土壌や地下水の重金属汚染を未然に防ぐために、下水汚泥中の重金属濃度を低減させる必要がある。

下水汚泥からの重金属の除去方法として、酸、酸化剤またはキレート剤を添加して重金属を溶出させる化学的方法^{2)~4)}や、鉄酸化細菌あるいは硫黄酸化細菌を利用した生物学的方法^{5)~7)}が提案されている。これらの検討から、下水汚泥中のCd、Ni及びZnは汚泥のpHを2程度まで低下させることにより比較的高い溶出率が得られるが、Cuの大部分は硫化物態で存在し、pHを低下させただけでは溶出しにくく、鉄酸化細菌の利用によって溶出が促進されることが明らかになっている⁵⁾。これまでの研究では、9K培地で培養した純粋種の *Thiobacillus ferrooxidans* が用いられてきたが、下水汚泥中には鉄酸化細菌が存在し⁸⁾、下水汚泥に硫酸第一鉄を添加することにより、下水汚泥中の鉄酸化細菌の間接的な働きで下水汚泥のpHが低下し、重金属が溶出するとの報告がある⁹⁾。このことは、鉄酸化細菌を別個に培養・維持する必要がないことを示している。しかしながら、前述の報告では、下水汚泥中の鉄酸化細菌の鉄酸化活性や金属硫化物酸化活性、下水汚泥中の重金属の溶出に及ぼす直接的な効果などについては検討されていない。

*岩手大学工学部建設環境工学科 (Dept. of Civil & Environmental Engineering, Iwate University)

そこで、本研究では、消化脱水汚泥中に鉄酸化活性を有する細菌が存在することを確認し、下水汚泥から分離した鉄酸化細菌と *Thiobacillus ferrooxidans* との鉄酸化活性の比較を行った。次に、下水汚泥から分離した鉄酸化細菌が、下水汚泥中に硫化物として存在する重金属に対して酸化活性を持つかを確認するために、市販の金属硫化物を用いて重金属の溶出実験を行った。さらに、下水汚泥中に存在する鉄酸化細菌が下水汚泥からの金属の溶出に及ぼす直接的な効果を確認するために、下水汚泥から分離した鉄酸化細菌を下水汚泥に添加して重金属の溶出実験を行い、その際の基質としての硫酸第一鉄添加の影響及び汚泥濃度の影響について検討した。

2.下水汚泥中の鉄酸化細菌の確認

2.1 実験材料及び実験方法

本研究で使用した下水汚泥は、岩手県内の下水処理場から採取した嫌気性消化脱水汚泥であり、脱水には高分子凝集剤が用いられている。表-1 に実験条件を示す。乾熱滅菌した振とうフラスコを用いて汚泥と表-2 に示す組成の 9K 培地を混合し、25℃、120 回/分で振とう培養を行った。Run1 では汚泥を添加せず、Run2 ではオートクレーブを用いて 121℃で 30 分間滅菌した汚泥を添加し、Run3～Run5 では滅菌しない汚泥を表に示した量で添加した。培地の初期 pH は鉄酸化細菌の最適 pH である 2.0～2.5 であり、実験期間中、培地の pH を 2.0～2.5 に保った。1 日 1 回 pH を測定し、pH が変動している場合は硫酸を用いて調整したが、pH の変動はわずかであった。経日的に採水し、10000rpm で 10 分間遠心分離を行い、上澄み液中の Fe(Ⅱ)及び Fe(Ⅲ)濃度をフェナントロリン法¹⁰⁾により測定した。

2.2 実験結果及び考察

図-1、2 に Fe(Ⅱ)及び Fe(Ⅲ)濃度の経日変化をそれぞれ示す。汚泥を添加しない Run1 と滅菌後の汚泥を添加した Run2 では Fe(Ⅱ)濃度は殆ど減少しなかった。一方、滅菌しない汚泥を添加した Run3～Run5 では実験開始後 6 日目以降に Fe(Ⅱ)濃度が減少し、Fe(Ⅲ)濃度が増加した。Fe(Ⅱ)濃度の減少速度は添加した汚泥量が多いほど速くなった。Fe(Ⅱ)から Fe(Ⅲ)への酸化は汚泥中に存在する鉄酸化細菌によるものであり、汚泥の添加量が多いほど初期菌数が多く、Fe(Ⅱ)の減少速度が速くなったと考えられる。この結果から、消化脱水汚泥中には鉄酸化活性を有する細菌が存在し、汚泥と 9K 培地を混合し通気を行うことにより、細菌が活性化して Fe(Ⅱ)を酸化することが明らかになった。

表-1 実験条件

Run No.	汚泥量(g・湿潤)	溶液	pH
1	0.0	9K 培地 1l (9g・Fe(Ⅱ)/l)	2.0～2.5
2	10.0(滅菌汚泥)		
3	2.0		
4	10.0		
5	50.0		

表-2 9K 培地の組成

基質	栄養塩	
FeSO ₄ ・7H ₂ O 300ml [14.47%(w/v)]	(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	0.01g
	10N H ₂ SO ₄	1ml
	蒸留水	700ml

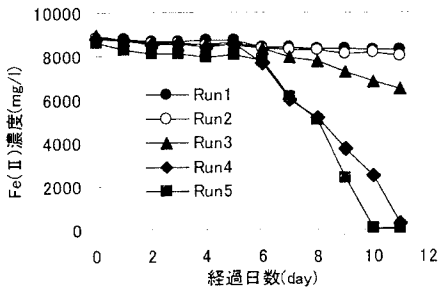


図-1 Fe(Ⅱ)濃度の経日変化

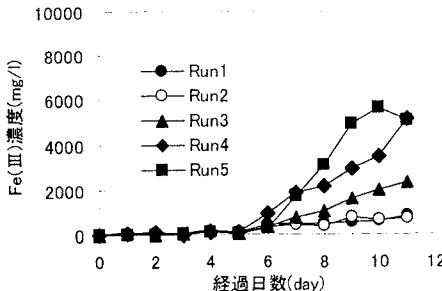


図-2 Fe(Ⅲ)濃度の経日変化

3.鉄酸化活性の比較

3.1 実験材料及び実験方法

下水汚泥から分離した鉄酸化活性を持つ細菌と、岩手県旧松尾鉱山跡新中和処理施設の酸化槽から採取した *Thiobacillus ferrooxidans* と同定されている菌株について鉄酸化活性の比較を行った。以降、前者を細菌 A、後者を細菌 B と称する。細菌 A は表-1 の Run5 の条件で増殖した菌を、9K 培地により継代培養したものである（寒天培地を用いた分離は行っていない）。それぞれの細菌を継代培養した培養液から 50ml ずつ採取し、9K 培地に植種した後、Fe(Ⅱ)濃度を経日的に測定し、Fe(Ⅱ)濃度が 100mg/l 以下になった時点で培養を止め、それぞれの細菌懸濁液 500ml をろ紙 No.1 でろ過し、ろ液を細菌植種液とした。植種液の細菌数はトーマの血球計数板を用いて測定し、初期菌数とした。

表-3 に実験条件を示す。9K 培地の栄養塩のみを含む液に、Fe(Ⅱ)濃度として 50、100、200、400、800、1600mg/l となるように硫酸第一鉄を添加し、初期 pH を硫酸で 2 に調整した。この培地の実際の Fe(Ⅱ)濃度をフェナントロリン法により測定し、初期 Fe(Ⅱ)濃度 S_0 とした。乾熱滅菌した振とうフラスコにこの培地を 400ml ずつ分取し、細菌 A 及び B の植種液を 25ml ずつ添加し、25℃、120 回/分で振とう培養した。経時的に採水し、10000rpm で 10 分間遠心分離を行い、上澄み液中の Fe(Ⅱ)濃度を測定した。

表-3 実験条件

Run No.	S ₀ =初期 Fe(Ⅱ) 濃度(mg/l)	植種液中の 細菌数	初期 pH
1	50.0	細菌 A 1.94×10 ⁸ cell/ml 25ml	2
2	98.2		
3	197.5		
4	398.9		
5	792.8		
6	1569.2		
7	50.0	細菌 B 1.54×10 ⁸ cell/ml 25ml	
8	98.2		
9	197.5		
10	398.9		
11	792.8		
12	1569.2		

3.2 実験結果及び考察

溶液中の Fe(Ⅱ)の減少量が、細菌による Fe(Ⅲ)の生成量と等しいものとして、それぞれの細菌について各 S_0 に対する Fe(Ⅲ)の初期比生成速度 v を求めた。 S_0 の逆数と v の逆数を Lineweaver-Burk プロット¹⁾⁾として図-3 に示す。これより細菌 A 及び B の鉄酸化活性は Michaelis-Menten 型に従い、細菌 A については、

$$v = \frac{3.236 \times 10^{-10}}{193 + S} S \quad (\text{mgFe(Ⅲ)/hr/cell}) \quad (1)$$

$K_m = 193 \text{ (mg/l)}$
 $V_{\max} = 3.236 \times 10^{-10} \text{ (mgFe(Ⅲ)/hr/cell)}$

同様に細菌 B については、

$$v = \frac{3.390 \times 10^{-10}}{181 + S} S \quad (\text{mgFe(Ⅲ)/hr/cell}) \quad (2)$$

$K_m = 181 \text{ (mg/l)}$
 $V_{\max} = 3.390 \times 10^{-10} \text{ (mgFe(Ⅲ)/hr/cell)}$

となった。

両細菌の Michaelis 定数 K_m 及び最大反応速度 $V_{\max}$ の値が近いことから、両細菌はほぼ同等の鉄酸化活性を持つことが分かった。以降、本論文では、下水汚泥から分離した鉄酸化活性を持つ細菌を、「*Thiobacillus ferrooxidans* と同等の鉄酸化活性を持つ細菌」という意味で「鉄酸化細菌」と称する。

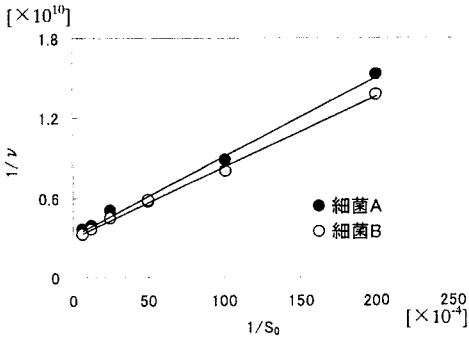


図-3 Lineweaver-Burkプロット

4. 下水汚泥から分離した鉄酸化細菌による金属硫化物の酸化

4.1 実験材料及び実験方法

表-4 に実験条件を示す。乾熱滅菌した振とうフラスコを用いて、9K 培地の栄養塩を 1/10 の濃度で含む溶液に、Run1～6 では金属硫化物の試薬（CuS：キシダ化学、CdS、ZnS：ナカライ）をそれぞれ 200mg/l となるように添加し、単一系とした。Run7、8 では、これら 3 種の試薬をそれぞれ 200mg/l ずつ添加し、混合

表-4 実験条件

Run No.	条件	溶液	鉄酸化細菌	pH
1	CuS 200mg/l	900ml (9K 培地の栄養塩を 1/10 の濃度で含む)	無植種	3
2			植種	
3	CdS 200mg/l		無植種	
4			植種	
5	ZnS 200mg/l		無植種	
6			植種	
7	CuS・CdS・ZnS それぞれ 200mg/l		無植種	
8			植種	

系とした。Run1、3、5、7 には鉄酸化細菌の硫黄酸化の阻害剤として NEM（N-エチルマレイミド：関東化学）を 10^{-3} M となるように添加し¹³⁾、Run2、4、6、8 には下水汚泥から分離した鉄酸化細菌の植種液（ 7.5×10^8 cell/ml）を 20ml ずつ植種した。植種液は、細菌培養液から遠心分離によって菌体を回収し、pH2 の希硫酸を用いて菌体外の代謝物を洗浄して作成した。NEM あるいは植種液を添加後、25℃ の恒温室内において 120 回/分で振とうを行った。初期 pH を 3.0 に調整し、1 日 1 回 pH を測定し、変動があった場合は硫酸または水酸化ナトリウムを用いて調整を行い、実験期間中 pH を 3.00 ± 0.05 に保った。経日的に採水し、 $0.1 \mu\text{m}$ のメンブレンフィルターでろ過したろ液について、各重金属濃度を ICP-MS（横河アナリティカルシステムズ、HP4500）により測定した。

4.2 実験結果及び考察

図-4、5 に単一系及び混合系における各重金属濃度の経日変化をそれぞれ示す。単一系の Cu では Run1、Run2 共に実験開始直後に約 30mg/l の溶出が見られたが、これは試薬 CuS の表面が空気酸化しており、その部分が溶媒と反応し溶出したためであると思われる。植種液を添加しない Run1 ではその後 Cu の溶出は見られなかったが、植種液を添加した Run2 では徐々に Cu が溶出した。これは、添加した細菌が直接的に CuS を酸化したためと考えられる。鉄酸化細菌による金属硫化物の直接的な酸化は、次式で表される。



Cd では Run3、Run4 共に溶出は殆ど見られず、細菌が CdS に対して酸化活性を持たないことが明らかになった。また、ZnS では植種液を添加した Run6 のみ溶出が見られたが、これは、Cu の場合と同様に細菌が直接的に ZnS を酸化したためと考えられる。

混合系においては、植種液を添加しない Run7 では Zn が溶出し、Cu 及び Cd は殆ど溶出しなかった。これは、単一系において Zn が殆ど溶出しなかった結果と異なっている。こ

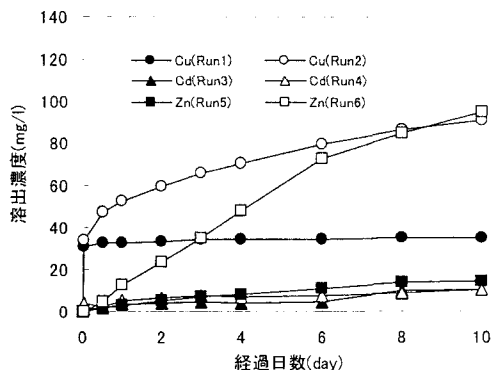


図-4 金属濃度の経日変化(単一系)

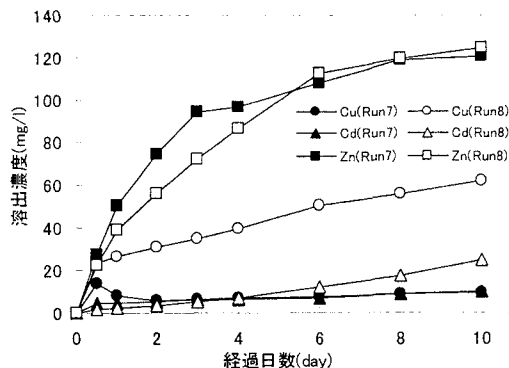
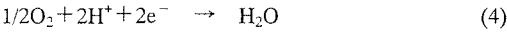
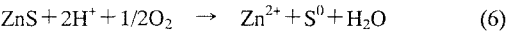


図-5 金属濃度の経日変化(混合系)

の理由としては、2種類の異なる硫化鉱物が酸性溶液中で接触すると、静止電圧の低い鉱物をアノード、高い鉱物をカソードとしたガルバニック電池を形成する¹³⁾ことが考えられる。酸性溶液中での静止電圧はCuS>ZnSであるため、カソードでは式(4)、アノードでは式(5)に示す反応が起こる。



式(4)と式(5)を合わせると、



となり、ZnS からの Zn の溶出が促進される。また、混合系において実験開始直後に Cu の溶出が見られなかったことは、溶出した Cu²⁺が ZnS 表面に吸着したためと考えられる。この吸着により、ZnS 表面はCuS となってガルバニック電池を形成し、Zn の溶出が促進されたと考えられる¹⁴⁾。

一方、植種液を添加した Run8 では、Cu の溶出が見られた。これは、添加した細菌が直接的に CuS を酸化したためと考えられる。Cd では実験後半期にわずかに植種液添加の効果が見られ、Zn は実験初期から溶出したが、前述したように植種液を添加しない条件においても溶出したため、植種液添加による溶出効果は得られなかった。

5.下水汚泥から分離した鉄酸化細菌による下水汚泥からの重金属の溶出

5.1 硫酸第一鉄添加の影響

5.1.1 実験材料及び実験方法

表-5 に実験条件を示す。乾熱滅菌した振とうフラスコに、固形物濃度が2%になるように蒸留水と下水消化脱水汚泥を添加した。この下水汚泥中の重金属含有量を表-6 の汚泥①に示す。Run1 には鉄酸化細菌の阻害剤として NEM を 10⁻³M となるように添加し、Run2～6 には下水汚泥から分離した鉄酸化細菌を植種した。また、Run3～6 には、硫酸第一鉄を Fe の濃度としてそれぞれ 0.5、1.0、2.0、5.0g/l となるように添加し、Run1 及び Run2 には硫酸第一鉄を添加しなかった。25℃の恒温室内において 120 回/分で振とうを行い、硫酸または水酸化ナトリウムを用いて、pH を実験期間中 3 に保った。経

表-5 実験条件

Run No.	汚泥濃度	第一鉄添加量	鉄酸化細菌	pH
1	2%	0.0g-Fe(Ⅱ)/l	無植種	3
2		0.5g-Fe(Ⅱ)/l	植種	
3				
4				
5				
6				

表-6 下水汚泥の含水率(%)及び重金属含有量(mg/kg)

	含水率	Al	Ca	Cr	Mn	Fe
汚泥①	82.6	24200	32300	36.0	706	17000
汚泥②	80.5	25300	30900	39.3	594	20300
	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
汚泥①	27.4	359	1050	8.96	2.40	52.1
汚泥②	46.2	425	1370	7.67	2.26	63.7

日的に採水し、10000rpm で 10 分間遠心分離した上澄み液について、溶解性 Fe(Ⅱ)及び Fe(Ⅲ)濃度をフェナントロリン法により測定した。さらにこの上澄み液を前処理した後¹⁵⁾、溶出した各金属濃度を ICP-MS により測定した。

5.1.2 実験結果及び考察

図-6、7 に Fe(Ⅱ)及び Fe(Ⅲ)濃度の経日変化をそれぞれ示す。Fe(Ⅱ)濃度の減少は植種した鉄酸化細菌による Fe(Ⅱ)の酸化のためと考えられる。また、Fe(Ⅲ)濃度は殆ど増加しなかったが、これは、溶液の pH が 3 であることから、生じた Fe(Ⅲ)の大部分が水酸化第二鉄となって沈殿したためであると考えられる。Fe(Ⅱ)を添加しない Run1、2 においても、汚泥からの Fe(Ⅱ)の溶出がわずかに見られ、細菌を添加した Run2 では Fe(Ⅱ)濃度が減少した。

図-8にCuの溶出率の経日変化を示す。Fe(Ⅱ)を添加せず鉄酸化細菌のみを添加した Run2 では、両方を添加しない Run1 よりも溶出率が高くなった。これは、(1)添加した細菌が下水汚泥中に硫化物として存在する Cu を直接的に酸化したため、(2)添加した細菌が汚泥から溶出した Fe(Ⅱ)を酸化し、それに伴い生じた Fe(Ⅲ)が酸化剤として働いたため、という2つの機構が考えられる。この2つの機構を明確に分離することは難しいが、鉄酸化細菌の添加のみでCuが効果的に溶出することが示された。

一方、Fe(Ⅱ)を添加した Run3～6 ではさらに溶出率が高くなったが、これは、Run2における機構と同様に、Fe(Ⅱ)を酸化して増殖した鉄酸化細菌の直接的な作用と、鉄酸化細菌によって生成された Fe(Ⅲ)が酸化剤として作用したことの相乗効果であると考えられる。特に、Fe(Ⅱ)の添加量が多い Run5、6 においては、図-6、7より、添加した Fe(Ⅱ)が実験初期に細菌によって急激に酸化され、溶解性の Fe(Ⅲ)がそれぞれ1日目、3日目に溶液中に存在していることが分かる。これは、Fe(Ⅲ)の生成速度が水酸化第二鉄となって沈殿する速度よりも大きいためと考えられる。この Fe(Ⅲ)の存在と Cu の溶出の時期がほぼ一致しているため、硫酸第一鉄を添加した条件における Cu の溶出は、Fe(Ⅲ)濃度に大きく影響を受けていると考えられる。また、Run4、5、6 では Cu の溶出率が殆ど変わらないことから、pHが3の場合は Fe(Ⅱ)の添加量は 1.0g/l で十分であることが示された。

図-9にAsの溶出率の経日変化を示す。Asでは、Run1、2で60%程度の溶出率が得られたが、Run3～Run6では実験初期に溶出し、その後溶出率が低下した。これは、鉄酸化細菌によって生成された Fe(Ⅲ)が水酸化第二鉄となって沈殿する際に As が共沈したためと考えられる。従って、As の溶出率の低下を防ぐためには、Fe(Ⅲ)が沈殿しないように更に pH を低下させる必要があると考えられる。

図-10にZnの溶出率の経日変化を示す。Znは、実験開始直後から溶出が起り、全ての Run で60～80%程度の溶出率が得られ、細菌を添加した Run2～Run6では細菌を添加しない Run1 よりも溶出率が高くなった。また、Ca、Mn、Ni、Cdでは、全ての Run で実験開始直後から溶出が起り、最終的な溶出率は Ca で約70%、Mn、Cd で約80～90%、Ni で約60%であった。しかし、これらの金属では細菌及び第一鉄添加による顕著な溶出効果は見られず、pH を低下させただけで比較的高い溶出率が得られることが確認された。また、Cr 及び

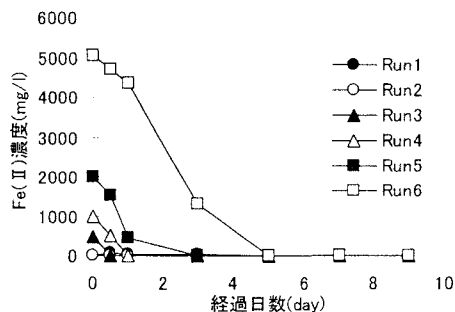


図-6 Fe(Ⅱ)濃度の経日変化

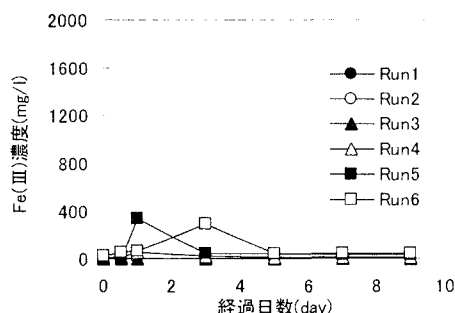


図-7 Fe(Ⅲ)濃度の経日変化

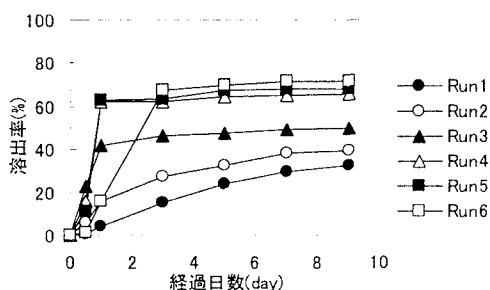


図-8 Cuの溶出率の経日変化

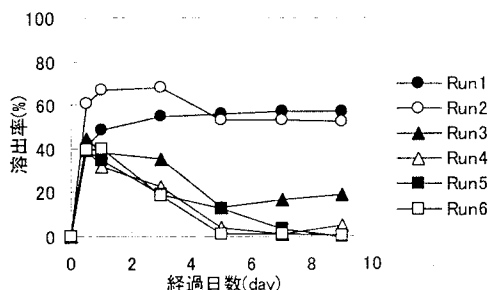


図-9 Asの溶出率の経日変化

Pb では全ての Run で溶出率が 10%以下となり、Fe(Ⅱ)及び鉄酸化細菌のいずれを添加しても高い溶出率は得られなかった。

5.2 汚泥濃度の影響

5.1 より、硫酸第一鉄を添加せずに汚泥から分離した鉄酸化細菌を添加することで、下水汚泥から Cu が効果的に溶出することが分かったので、汚泥濃度を変化させた場合にも同様に溶出効果が得られるか検討した。

5.2.1 実験材料及び実験方法

表-7 に実験条件を示す。乾熱滅菌した振とうフラスコに、固形物濃度が 0.5、1、2、5%になるように蒸留水で希釈した下水汚泥を添加した。この汚泥の重金属含有量を表-6 の汚泥②に示す。Run1、3、5、7 には鉄酸化細菌の阻害剤として NEM を 10^{-3} M となるように添加し、Run2、4、6、8 には下水汚泥から分離した鉄酸化細菌を植種した。振とう条件、pH の調整及び重金属の測定方法は 5.1.1 と同様である。

5.2.2 実験結果及び考察

図-11 に Cu の溶出率及び溶出濃度と汚泥濃度の関係を示す。溶出率及び溶出濃度は、それぞれ実験 7 日目の値である。全ての汚泥濃度において、細菌を添加した方が溶出率が高くなり、添加した細菌が Cu の溶出に作用していることが確認された。また、汚泥濃度が高くなると、汚泥固形分あたりの溶出率は低下するが、溶出した濃度としては増加することが明らかとなった。

以上より、下水汚泥中に存在する鉄酸化細菌は、下水汚泥からの Cu の溶出に効果があることが分かった。また、この鉄酸化細菌は、別個に培養しなくても、汚泥に Fe(Ⅱ)を供給し通気することにより活性化するため、容易に利用できることが分かった。しかしながら、鉄酸化細菌は低 pH で活性が高いため、今後は汚泥中に存在する硫黄酸化細菌を用いて pH を低下させる方法を検討する予定である。

6.まとめ

本研究では、消化脱水汚泥中の鉄酸化活性を有する細菌の存在を確認し、*Thiobacillus ferrooxidans* との鉄酸化活性の比較を行った。次に、下水汚泥から分離した鉄酸化細菌の金属硫化物に対する酸化活性を確認した。さらに、下水汚泥から分離した鉄酸化細菌を用いて、下水汚泥からの重金属の溶出実験を行い、基質としての硫酸第一鉄添加の影響及び汚泥濃度の影響について検討した。

本研究で得られた結論を以下にまとめる。

- (1)消化脱水汚泥中には鉄酸化活性を有する細菌が存在し、汚泥と 9K 培地を混合し通気を行うことにより、細菌が活性化して培地中の Fe(Ⅱ)を酸化した。

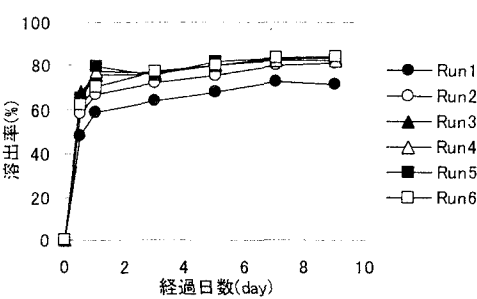


図-10 Znの溶出率の経日変化

表-7 実験条件

Run No.	汚泥濃度	鉄酸化細菌	pH
1	0.5%	無植種	3
2		植種	
3	1%	無植種	
4		植種	
5	2%	無植種	
6		植種	
7	5%	無植種	
8		植種	

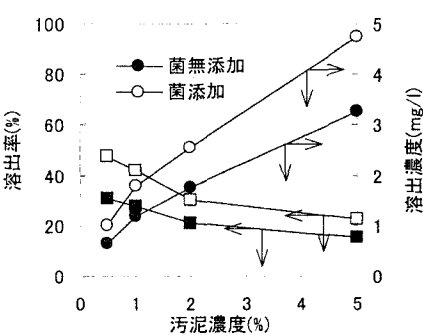


図-11 汚泥濃度と溶出率

- (2)下水汚泥から分離した鉄酸化細菌は、*Thiobacillus ferrooxidans* と同定されている菌株と同等の鉄酸化活性を持つ。
- (3)下水汚泥から分離した鉄酸化細菌は、CuS、ZnS に対して酸化活性を持つ。
- (4)下水汚泥から分離した鉄酸化細菌を下水汚泥に添加することにより、Cu が効果的に溶出する。基質として硫酸第一鉄を添加することにより Cu の溶出率は上昇するが、pH が 3 であることから As は水酸化第二鉄と共沈を起こして溶出率が低下する。
- (5)下水汚泥から分離した鉄酸化細菌を用いた下水汚泥からの Cu の溶出について、汚泥濃度を 0.5%～5%に変化させた場合、全ての汚泥濃度において、鉄酸化細菌のみの添加で Cu が効果的に溶出した。また、汚泥濃度が高くなると溶出濃度は増加するが、溶出率は低下した。

なお、本研究の一部は、日産学術研究助成の補助を受けた。ここに謝意を表します。

<参考文献>

- 1)建設省都市局下水道部監修，平成 10 年日本の下水道－その現状と課題－，pp. 210-215，1998
- 2)T. D. Hayes, W. J. Jewell and R. M. Kabrick, Heavy metals removal from sludge using combined biological/chemical treatment, Proc. 34th Ind. Waste Conf., Purdue Univ., pp. 529-543, 1979
- 3)R. L. Jenkins, B. J. Scheybeler, M. L. Smith, R. Baird, M. P. Lo and R. T. Haug, Metals removal and recovery from municipal sludge, J. of WPCF, Vol. 53, No. 1, pp. 25-32, 1981
- 4)渡辺春樹，岡澤邦明，落修一，下水汚泥の無害化に関する研究，平成 5 年度下水道関係調査研究年次報告書集，pp. 95-104, 1994
- 5)伊藤歩，海田輝之，相沢治郎，斎藤紀子，大村達夫，下水汚泥からの重金属の溶出除去に関する研究－汚泥滞留時間の影響及び Cu の溶出機構－環境工学研究論文集，Vol. 33, pp. 1-9, 1996
- 6)伊藤秀明，伊藤健彦，本橋孝行，バクテリアリーチングによる汚泥中の重金属除去，第 32 回下水道研究発表会講演集，pp. 709-711, 1995
- 7)F. Shooner and R. D. Tyagi, Thermophilic microbial leaching of heavy metals from municipal sludge using indigenous sulphur-oxidizing microbiota, Appl. Microbiol. Biotechnol., Vol. 45, pp. 440-446, 1996
- 8)橋本奨，藤田正憲，尾崎直純，硫酸酸化細菌による金属含有汚泥のリーチング処理に関する研究，水処理技術，Vol. 28, No. 5, pp. 13-28, 1987
- 9)R. D. Tyagi, J. F. Blais and J. C. Auclair, Bacterial leaching of metals from sewage sludge by indigenous iron-oxidizing bacteria, Environ. Pollut., Vol. 82, pp. 9-12, 1993
- 10)日本下水道協会，下水試験方法 1997 年版，pp. 271-274, 1997
- 11)E. ゼフレン，P. L. ホール，酵素反応機構，pp. 67-76，学会出版センター，1977
- 12)D. W. Duncan, J. Landesman and C. C. Walden, Role of *Thiobacillus ferrooxidans* in the oxidation of sulfide minerals, Canadian Journal of Microbiology, Vol. 13, pp. 397-403, 1967
- 13)千田信編，微生物資源工学，pp. 82-83，コロナ社，1996
- 14)B. A. Wills, Mineral Processing Technology, pp. 287, Pergamon Press, 1979
- 15)日本下水道協会，下水試験方法 1984 年版，pp. 91-94, 1984