論 文

微生物を利用した水銀汚染土壌の浄化技術

根岸敦規 *1

水銀に対して耐性が有り、水銀を気化する能力を持つ鉄酸化細菌を用い、その水銀気化が微生物のどこ で行われているかを、チトクローム c 酸化酵素に着目して、水銀の還元気化活性を測定し確認した。その 結果、チトクローム c 酸化酵素の働きにより気化活性が生じていることが明らかになった。また、この菌 を用いて実大規模の水銀汚染土壌の浄化実証試験を実施した結果、菌を添加したものは、12 時間後に環境 基準以下まで浄化がすることができた。この結果、鉄酸化細菌を利用することで、常温で汚染土壌から水 銀を分離・浄化できることが可能となった。

キーワード:鉄酸化細菌,水銀汚染土壌,還元気化,バイオレメディエーション

1. はじめに

水銀化合物は自然界に存在するほか,かつては化学工 業で使用され,温度計や電池などにも用いられていた。水 銀は自然界において,0価から+2価の酸化状態で存在して いる。水銀化合物の中で2価の水銀イオン(以下,Hg²⁺) と脂肪に溶解するアルキル水銀(CH₃Hg^{*})は生物にとって 高い毒性を有しており,重大な公害も発生したため,土壤 溶出量基準で0.0005mg/L以下(アルキル水銀は検出され ないこと)と厳しい規制がなされている。

水銀に汚染された土壌は、水銀化合物が約360℃から 580℃で昇華する性質を持つことを利用し、加熱処理によ り土壌から分離して浄化する方法が一般的に行われてい る。処理には加熱のための多大なエネルギーを必要とす る。一方,常温での微生物による水銀の還元能力は古くか ら知られており、水銀還元酵素を持つ多くのグラム陰性 菌、グラム陽性菌を利用した水銀の気化処理の研究が続 けられている^{1),2)}。また,化学合成独立栄養細菌である鉄 酸化細菌 (*Acidi thiobacillus ferrooxidans*) は水銀耐性 に特に優れ,従来の菌とは異なる2価鉄存在下における水 銀気化活性が見出されている^{3),4}。

本報では、水銀耐性をより高めた鉄酸化細菌(MON-1 株)を用い、浄化機構の解明と水銀汚染土壌浄化へ適用性 を検討するために実施した実証試験結果を報告する。

2. 浄化機構

2-1. 鉄酸化細菌

鉄酸化細菌は2価の鉄イオン(以下, Fe²⁺)を3価の鉄 (以下, Fe³⁺) に酸化する際に生じる電子をエネルギー源 として生育できる化学的独立栄養細菌である。鉄のほか に、元素状硫黄 (S⁰) を酸化しても生育できる。

多くの微生物には、細胞内に侵入してきた水銀を気化 する機構が備わっているが、水銀濃度が高いと生育に必 要な代謝の働きが止まり、死滅する。バイオレメディエー ションの室内実験において、浄化に関与する微生物の活 動を停止させるために塩化水銀が用いられるのはこの作 用を利用するためである。

鉄酸化細菌は細胞内の水銀気化機構のほかに,細胞膜 で同様な機構を持っている^{3),4)}。Fe²⁺からFe³⁺への酸化で 得た電子を細胞膜表面で土壌中のHg²⁺に渡して,Hg²⁺を金 属水銀(以下,Hg⁰)に還元する。Hg⁰は常温で容易に気化 して土壌から分離できるので,土壌を浄化することがで きる(下式)。

今回の浄化に用いる微生物は,鉄酸化細菌の A. ferrooxidans MON-1株で,日本の温泉地の土壌から採 取されたSUG 2-2株⁵⁾をHg²⁺ 濃度を増加させた培地で培 養し,単離した水銀耐性菌である。図-1にSUG2-2株と MON-1株との水銀気化活性の比較を示す。1.0 μ Mの水銀 存在下における水銀気化活性では,MON-1株はSUG 2-2株 の約2倍の能力を有しているが,さらに高濃度の5 μ Mの 濃度では,MON-1株の水銀気化活性はSUG 2-2株の約9倍 の能力を持つことがわかる。一方,水銀耐性の無い鉄酸 化細菌 AP19-3株(水銀感受性株)は、どちらの濃度でも 水銀を気化する能力を持っていない。水銀耐性を有する SUG2-2株とMON-1株は,塩化水銀,アルキル水銀を還元 することが判明している⁶⁾⁻¹⁰。 写真-1にMON-1株の電子顕微鏡写真を示す。この菌の 至適温度は約 30℃,至適 pH は 2.5 であり,一般的な鉄酸 化細菌と同様な生理的性質を示す。水銀耐性は 40 μ M の濃 度まで活性が確認されている。



図-1 A. ferrooxidans の水銀気化活性 水銀濃度左:1.0µM,右:5.0µM

AP19-3(●):水銀感受性株,SUG2-2(▲),MON-1(■):水銀耐性株



写真-1 A.ferrooxidans MON-1株

2-2. 水銀気化の測定

(1) 実験方法

水銀還元酵素は多くのグラム陰性菌、グラム陽性菌で、 その存在が確認されており、水銀気化処理の研究が進め られている。SUG2-2株で存在が確認された2価鉄依存性 水銀還元酵素を、チトクロームc酸化酵素を精製し、水 銀気化活性を測定することによりその機構の解明を試み た。TMPD (2,3,5,6-tetramethyl-p-phenylenediamine)は、 チトクローム c酸化酵素の特異的基質として知られてい る。好気性雰囲気、嫌気性雰囲気でチトクローム c酸化 酵素の代わりに電子供与体として TMPD を用いて水銀の気 化が生じるかを検討した。

①培養条件

鉄酸化細菌には前述の水銀耐性菌である SUG2-2株, MON-1株,比較として水銀感受性菌の AP19-3株を用いた。各々の菌は FeSO₄・7H₂O:30g,(NH₄)₂SO₄:3g,K₂HPO₄: 0.5g, MgSO₄・7H₂0:0.5g, KC1:0.1g, Ca (NO₃)₂:0.01g を含 む pH=2.5 に調整した2価鉄培地70リットルを用い30℃ の好気性下で1週間培養した。

②洗浄細胞,細胞膜,細胞質の分離

培養液は鉄の沈殿を除くために No. 2 ろ紙でろ過後,遠 心分離機で分離した。分離した菌を 0.1M のリン酸ナトリ ウム緩衝溶液 (pH = 7.5) で 3 回洗浄した。洗浄細胞はフ レンチプレス 120N/mm²で破壊した。105,000g での遠心分 離後,細胞質は上澄み溶液に細胞膜は残渣に存在するの で,残渣をさらに 0.1M のリン酸ナトリウム緩衝溶液 (pH = 7.0) に分散させ洗浄,分離精製した。

③チトクローム c 酸化酵素の精製

MON-1 株の細胞膜を 1.5% の界面活性剤オクチルグルコ シドで可溶化後, pH4.5 の 0.1M 酢酸緩衝液で透析し,沈 殿する画分を2回の CM カラムクロマトグラフィーで分画 し精製した。

④ TMPD 酸化活性の測定

0.01mM の塩化水銀 (HgCl₂) を含む 0.1Mβ-alanine-SO₄²⁻ buffer (pH3.0,2.0ml) に 0.2M TMPD(100 μ l) を加えた培 地に各鉄酸化細菌の休止細胞を 0.005mg 添加し 30℃,嫌 気状態で培養し,菌の増殖を 566nm の吸収で測定した。 ⑤ TMPD 依存性水銀気化活性の測定

上記培養装置に水銀蒸気をトラップするために過マン ガン酸カリウム溶液を加えたフラスコを入れた。気化水 銀濃度は原子吸光分析装置で測定した。 (2) 結果および考察

図-2に水銀感受性菌,耐性菌の鉄酸化活性,チトク ローム c 酸化酵素活性,TMPD 酸化活性を測定した結果を 示す。鉄酸化活性は水銀耐性が強くなるほど比活性が増 大した。チトクローム c 酸化酵素活性,TMPD 酸化活性も 同様に,水銀耐性が強くなる株の順に増大した。この結果 は,水銀耐性が強化されるほど鉄酸化酵素系の重要成分 であるチトクローム c 酸化酵素活性が強化されることを 示唆している。

次に MON-1 株の洗浄細胞を用い, TMPD を電子供与体に して水銀の気化が起こるかどうかを検討した。TMPD はチ トクローム c 酸化酵素の直接の基質として知られている



ので、チトクロームcの還元型から水銀の気化が起こる かどうかを検討した。図-3に嫌気状態における水銀気 化量の測定結果を示す。TMPDを添加した場合は、添加し ない場合に比較して多量の水銀の気化が起こった。この 水銀気化量の差はTMPD 依存性の水銀気化活性と考えられ た。煮沸した洗浄細胞を用いた場合、0.5 mM のシアン化 カリウムを添加してチトクローム c 酸化酵素を阻害した 場合には水銀の気化は起こらなかった。この結果もチト クローム c 酸化酵素が水銀気化を行えることを強く示唆 している。



最終精製のチトクローム c 酸化酵素 2.5 μg を用いて,

シアン存在,非存在下で,TMPDを電子供与体にしてHg²⁺ を還元してHg⁰を生成できるかどうかを検討した。図-4 に結果を示す。この図に示すように,精製酵素はTMPDを 電子供与体として水銀を気化することができた。チトク ローム c 酸化酵素の阻害剤シアン (NaCN) は水銀の還元・ 気化反応を強く阻害している。



図-5に MON-1 株の水銀還元機構模式図を示す。水銀イ オン(Hg²⁺)と酸素の酸化還元電位は0.82と0.85と近い 値であり、嫌気状態で水銀を気化できるのはこの理由に よるものと考えられる。また、シアン化合物は末端酸化 酵素を阻害することが知られており、精製酵素が同様に 阻害され水銀の気化が生じないことから、水銀の還元に チトクローム c 酸化酵素のヘム鉄、CuB が関与しているこ とが示唆された。高度水銀耐性鉄酸化細菌 MON-1 株は高い チトクローム c 酸化酵素活性と高い2 価鉄依存性気化活 性を有している一方、多くの細菌が細胞質内に持つ NADPH 依存性の水銀気化活性は SUG2-2 株と同程度であった。



図-5 MON-1株の水銀還元機構

自然界においては、Fe(III)、Mn(IV)、Te(IV)等の金 属イオンや、より有毒なCr(VI)、Hg(II)、Pb(II)、Co (III)、Ag(I)、Mo(IV)等の金属イオンは微生物的に還 元されることが知られている。このような金属イオンを 還元できる微生物は、自らの成長のエネルギー源として それらを利用し、有害金属から自らを守ることができる と考えられる。Trurkoら¹¹¹によると、グラム陰性菌であ る*Agrobacterium tumefaciens*、大腸菌、緑膿菌の呼吸鎖 の末端酸化酵素が亜テルル酸塩(TeO₃²⁻)の還元に関与し ていると報告しており、特に緑膿菌において、シアン化カ リウムは特に亜テルル酸塩の還元を阻害していることが 判明している。今回の結果と照らし合せると、チトクロー ム。酸化酵素が金属抵抗性に対し呼吸と同様に重要な役 割を果たすことが示唆される。

3. 鉄酸化細菌(MON-1株)を用いた実大規模の 浄化実証試験

小規模,中規模浄化試験の結果¹²⁾を踏まえ,浄化効果 の確認と品質管理手法を検討するため,実大規模で水銀 汚染土壌の浄化実証試験を実施した。浄化装置の構成例 を図-6に示す。



図-6 浄化装置構成例

(1) 浄化条件

表-1に示す性状の水銀汚染模擬土壌3m³を鋼製タン クに準備し,反応装置(6m³土壌混練用ミキサー)にバッ クホウを用いて投入した(**写真-2**)。

項目		備考
土質	シルト混合砂質土	
粒度	5mm以下	
含水率	17.40%	
土壤含有量	30mg/kg	土壌環境 基準の2.0倍
土壤溶出量	0.10mg/L	土壌環境 基準の200倍

表一	1	水銀汚染模擬十壌の性状	2
1			ĺ

浄化試験は以下の2条件で実施した。

①鉄塩, 菌同時添加における浄化効果の確認

調整した水銀汚染模擬土壌 3 m³ を反応装置に入れ,pH を 3 ~ 4 にするために,反応装置を高速で撹拌しながら適 量の濃硫酸と硫酸第一鉄溶液と鉄酸化細菌培養液(蛋白 量 0.1g)を同時に添加・混和した。混和後,反応装置を低 速で撹拌しながら 12 時間反応させた。

②鉄塩のみ添加の場合の浄化効果の確認

硫酸第一鉄のみで,還元される水銀量を把握するため に,鉄酸化細菌培養液を添加しないで,①と同様な試験を 実施し,水銀濃度減少量を測定した。

(2) 実証試験方法

反応装置の投入(排出) ロに,気化したHg⁰が漏れない ように蓋をし,混合物をミキサー内の空気と接触するよ うに撹拌し,水銀汚染土壌とMON-1株を接触させた(写真 -3)。ミキサー内は水銀除去装置の後段に設置されたエ アポンプの吸気により,負圧に保たれた。MON-1によって 還元され気化した水銀は、ミキサーの蓋を貫通してミキ サー内部まで挿入された配管を通じ,写真-4に示す水銀 除去装置へ導き,回収した。

各試験終了後,ミキサー内の土壌はミキサーを逆回転 して排出させ,バックホウのバケットで受け止め,鋼製タ ンクへ戻した。

(3) 汚染拡散防止対策

反応装置は写真-5に示すような汚染土壌対策用仮設



写真-2 微生物反応浄化装置



写真-3 ミキサー内部状況



写真-4 水銀除去装置

テント(間口8m×奥行15m,高さ5.5m)内に設置した。 反応装置は負圧に制御され,水銀除去装置へと導かれて いるが,以下の汚染拡散防止対策を施した。 ①仮設テント内部の汚染拡散防止対策

反応装置から出てくる Hg⁰ 蒸気を含む排気は,液体ト ラップ装置と活性炭処理により Hg⁰を取り除き,テント内 に排出した。テント内は定期的に作業環境モニタリング を実施し,Hg⁰濃度が作業環境基準を満足していることを 確認した。 ②大気に対する汚染拡散防止対策

土壌の搬出入時などの Hg⁰の拡散防止のために, 仮設テ ント内を換気装置で負圧に保った。仮設テントの排気は, 集塵装置および水銀用活性炭吸着塔(写真-6)を通して 排出し, Hg⁰蒸気等が周囲に拡散しないように留意し, 定 期的にモニタリングを実施し漏洩が無いことを確認した。 ③試験に伴う土壌・地下水汚染の防止対策

仮設テントは緩衝土の上に土木シートを敷設後,鉄板 を敷いて養生し,さらに土木シートを敷設し,汚染土壌の 地上および外部への漏洩を防止した。また,重機による土 木シートの破損を防ぐために重機の通行箇所にゴムマッ トを敷いて土木シートを養生した。重機の動くスペース を明確にし,バリケードなどで安全通路を確保した。ミキ サー,バックホウ,床面は適宜清掃した。



写真-5 仮設テント



写真-6 テント内排ガス処理装置

(4) 実大規模浄化実証試験結果

浄化装置内の土壌を1,2,4,6,12時間後に採取し,水銀の土壌溶出量を測定した。図-7,8に無添加と菌添加の 条件で試験を行った水銀の土壌溶出量の変化とpHの変 化を示す。菌の添加後2時間で,第2溶出基準を満足し, 12時間後には,環境基準以下に浄化することができ,菌 添加の効果が確認された。また,pHは菌を添加した場合, MON-1株の活動により酸が生成するため,4以下に抑えら れていた。土壌含有量は菌添加で 5.0mg/kg, 無添加の場 合 25mg/kg であり, 菌添加により土壌環境基準を満足す る結果となった。気化した Hg⁰は, 水銀除去装置の前段に 設置した過マンガン酸カリウム酸性溶液により 100%回 収され,後段の水銀捕集用特殊活性炭からは検出されな かった。また,漏洩防止用にテント外部に設置してあるデ ント内排ガス処理装置の活性炭からも,検出されなかっ た。その他,テント内外の作業環境モニタリングにおいて も, Hg⁰は検出されなかった。



図-8 浄化時間と汚染土壌 pH の変化

なお,試験後の浄化が確認された土壌は,セメントを添 加して,脱水・中和処理を施し,産廃汚泥として処分した。

(5) トリータビリティー試験

実際の汚染土壌に本工法を適用するためには、トリー タビリティー試験を実施し、下記の各項目について事前 に確認しておく必要がある。

①水銀含有量,溶出量の値:含有量が高く,溶出量が小さい場合,不溶化処理されている場合があるので,本技術が 適用できない可能性がある。

②菌添加量,酸添加量の把握:実際の水銀汚染サイトでは アルカリ性の高い土壌が多く存在するので,鉄酸化細菌 の活動が可能なpH=4以下に下げる必要がある。硫酸で酸 性にすると,鉄酸化細菌の栄養塩として加える硫酸第一 鉄に影響を与えないことが確認されているので,硫酸の 添加量をトリータビリティー試験で確認する。

4. まとめ

水銀に対して耐性が有り、水銀を気化する能力を持つ 鉄酸化細菌を用い、その水銀気化機構の解明を目指し、鉄 の酸化還元機構が備わっているチトクローム c 酸化酵素 に着目して、水銀の還元気化活性を測定することにより 確認した。その結果、チトクローム c 酸化酵素の働きによ り、鉄の酸化に伴う電子が、水銀イオンに渡され、金属水 銀に還元されることが明らかになった。

この機構を利用した浄化実証試験で用いた水銀汚染土 壊は、pH=10程度のアルカリ性の高い土壌を想定した。こ のような土壌に対しては、10N硫酸と10%硫酸第一鉄を加 え、pH=4.0に調整し、12~24時間低速撹拌で反応させる ことで鉄酸化細菌による浄化が可能になる。この硫酸と 硫酸第一鉄のプロセスには以下の利点がある。

①時間を置くことで,難溶性の水銀化合物の溶出を促進 させる効果がある。

②硫酸第一鉄のみで,溶出した Hg²⁺を気化させることが できる。

鉄酸化細菌による浄化は, MON-1 株を添加し, 混和する ために強めの撹拌をする。その後 $12 \sim 24$ 時間ゆっくり撹 拌する。 Fe^{2*} 濃度が減少した場合は, MON-1 株と硫酸第一 鉄を加える。適宜, Hg^0 をモニタリングして, 浄化の確認 を行う。

菌体の確保に関しては、電気培養による MON-1 株の大量 培養が可能になり、通常の液体培養に比べ 100 倍以上の菌 体量が得られるようになった。さらに、冷蔵保存が可能 で、6ヶ月以上にわたり水銀気化活性が低下しないことが 確認されている。

本浄化実証試験に用いた鉄酸化細菌は、人畜無害であることが OECD の報告書¹³⁾ でも認められており,環境省の バイオレメディエーション指針¹⁴⁾ にも適合すると考えられる。

今後は、菌の水銀浄化に関与している酵素を分離・精製 し製剤化することで、土壌に混合しやすい浄化工法を開 発するとともに、土壌洗浄などの技術と組み合わせシス テム化することで、複合汚染へ対応できるようにしてい きたい。

水俣条約発効に向けて,気化した水銀の回収方法も検 討しており,水銀のリサイクルにも取り組んでいきたい。

本技術は、安藤ハザマと菌の浄化機構を解明した杉 尾剛岡山大学名誉教授、竹内文章岡山大学環境管理セン ター准教授と共に特許を取得(第4578597号)している。

参考文献

- J. B. Robinson, and O. H. Tuovinen, Microbiol. Rev., 48 pp. 95-124, 1984.
- A. Velasco, .P. Acebo and F. Flores, Extremophiles, 3, pp. 35-43, 1999.
- K. Iwahori, F. Takeuchi, K. Kamimura and T. Sugio, Appl. Environ., Microbiol., 66, pp. 3823-3827, 2000.
- T. Sugio, et.al., J. Biosci. Bioeng., 92, pp. 44-49, 2001.
- 5) T. Sugio, H. Kuwano, A. Negishi, et.al., Biosci. Biotechnol. Biochem., 65, pp. 555-562, 2001.
- F. Takeuchi, et.al., et.al., Biosci. Biotechnol. Biochem., 65, pp. 1981-1986, 2001.
- T. Sugio, T. Tano and K. Imai, Agric. Biol. Chem., 45, pp. 2037-2051, 1981.
- K. Imai, T. Sugio, T. Tsuchida and T. Tano, Agric. Biol. Chem., 39, pp.1349-1354, 1975.
- K. Y. Ng, et.al., Biosci. Biotechnol.Biochem., 61, pp. 1523-1526, 1997.
- 10)A. Negishi, et.al., IBS2003 symposium in Athens, pp. 449-455, 2003.
- S. M. Trutko, et. al., Arch. Microbiol., 173, pp. 178– 186, 2000.
- 12) 根岸,守谷,竹内,杉尾,水銀汚染土壌の微生物による 浄化工法の実証試験,土木建設技術発表会 2009, pp. 271-278,土木学会 建設技術研究委員会,2009 年 11 月
- Consensus documentat on information used in the assessment of environment application involving Acidithiobacillus, ENV/JM/MONO(2006)3, OECD, 2006.
- 14) 経済産業省製造産業局生物化学産業課 環境省水・大気 環境局総務課環境管理技術室「微生物によるバイオレメ ディエーション利用指針の解説」2005年7月(2010年 3月一部改訂)

Remediation Method for a Mercury-polluted Soil with a Acidithiobacillus ferrooxidans

Atsunori NEGISHI

A mercury resistant *Acidithiobacillus ferrooxidans* can reduce mercuric ions (Hg^{2+}) with ferrous iron as an electron donor under acidic conditions to give volatilized metallic mercury (Hg^{0}) . The mechanism of volatilization exists in cytochrome c oxygenase. Large-scale remediation of mercury-polluted soil was conducted, and leached mercury concentration from the soil was less than criteria in 12 hours. This method indicates that under room temperature, the soil polluted mercury compounds can be remedied by using the ability of the *Acidithiobacillus ferrooxidans* MON-1 strain to reduce and volatilize.